

ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL

FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA Y AGROINDUSTRIA

EVALUACIÓN DE PROCESOS NO CONVENCIONALES DE TRATAMIENTO DE EFLUENTES ACUOSOS GENERADOS POR UNA EMPRESA DE MANTENIMIENTO DE MOTORES

PROYECTO PREVIO A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE INGENIERA QUÍMICO

LUCÍA ELIANA MANANGÓN PERUGACHI
elymanangon@gmail.com

DIRECTOR: ING. ALICIA GUEVARA
alicia.guevara@epn.edu.ec

Quito, Junio 2010

© Escuela Politécnica Nacional (2010)
Reservados todos los derechos de reproducción

DECLARACIÓN

Yo, Lucía Eliana Manangón Perugachi, declaro que el trabajo aquí descrito es de mi autoría; que no ha sido previamente presentado para ningún grado o calificación profesional; y, que he consultado las referencias bibliográficas que se incluyen en este documento.

La Escuela Politécnica Nacional puede hacer uso de los derechos correspondientes a este trabajo, según lo establecido por la Ley de Propiedad Intelectual, por su Reglamento y por la normativa institucional vigente.

Lucía Eliana Manangón Perugachi

CERTIFICACIÓN

Certifico que el presente trabajo fue desarrollado por Lucía Eliana Manangón Perugachi, bajo mi supervisión.

Ing. Alicia Guevara
DIRECTOR DE PROYECTO

AUSPICIO

La presente investigación contó con el auspicio financiero del proyecto interno A6 Demex 6 “Tratamiento de Efluentes Industriales”, que se ejecuta en el Departamento de Metalurgia Extractiva

AGRADECIMIENTOS

A Dios por permitirme contar con su presencia en mi vida y darme la oportunidad de estudiar y servir a los demás con mi conocimiento y trabajo.

A mis padres: Daniel Manangón y Lucía Perugachi, por el amor, apoyo y educación; a mi hermano Pedrito por ser mi mejor amigo y a mi bubulina Susana por cuidarnos tanto.

A todos mis tíos, tías y primos, en especial a: Elizabeth, Teresa, Martita, Anita y Diany por el apoyo que me han ofrecido siempre tanto a mi como a mi familia.

A la Ing. Alicia Guevara no solo por ser la directora de este proyecto de titulación, sino por ser una excelente persona y amiga, ética, generosa y siempre dispuesta a ayudar. Gracias por todo el apoyo que recibí en momentos difíciles.

Al Ing. Ernesto de la Torre por su tiempo, conocimientos y apoyo en el desarrollo de este proyecto, además de darme la oportunidad de trabajar junto a un gran profesional y motivarme a superarme y buscar nuevas metas.

A la Dra. Florinella Muñoz por ser más que una admirable maestra, una gran amiga y una estupenda colaboradora en la realización de este trabajo. Gracias por todas las enseñanzas y las oportunidades de servir a los demás.

A todas las personas que forman parte del DEMEX: Maguita, Sra. Verito, Eve, Don Klever, por toda la colaboración, trabajo, amistad, apoyo y consejo en todo momento.

A todos los compañeros y amigos del DEMEX que me han brindado momentos de alegría, me permitieron aprender cosas nuevas cada día y me han ayudado siempre, en especial a: Angelita, Fer C., Cris, Pauli, Daniel, Dorita, Majito, Michelita, Santi.

A mis mejores amigos: Magy, Feri, Fercho, Fer L., Anita, Richard por tantos momentos de alegría y por el apoyo en los momentos difíciles de mi vida.

A Carlos Morales por enseñarme a ser una mejor persona gracias al amor y por poder contar con su amistad, alegría, confianza y apoyo.

A todos los compañeros, amigos y profesores de la carrera porque es en esta universidad que uno puede encontrar personas valiosas y humildes.

A todas las personas que gracias a su trabajo han ayudado en la realización de este trabajo.

DEDICATORIA

Este trabajo está dedicado a mis padres que con tanto esfuerzo y amor me han enseñado que el trabajo es la mejor manera de triunfar y que el éxito no forma parte de las cosas materiales, sino del bien que los demás han obtenido de nosotros. Por enseñarme que las contrariedades me deben alentar y los obstáculos me deben engrandecer. Espero que en algún momento pueda devolverles mucho más de lo que ellos me han entregado.

También dedico este trabajo a todas las personas que forman parte de mi vida y están en mi corazón, porque la motivación para seguir adelante proviene de cada uno de ellos.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

	PÁGINA
RESUMEN	xxi
INTRODUCCIÓN	xxiii
1. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	1
1.1 Implicaciones ambientales de los efluentes acuosos generados por empresas de mantenimiento de motores	1
1.1.1 Detergentes	1
1.1.1.1 Clasificación de tensoactivos	2
1.1.1.2 Implicaciones ambientales de la descarga de tensoactivos presentes en efluentes líquidos	4
1.1.2 Aceites minerales usados	5
1.1.2.1 Impacto ambiental de la descarga de aceites lubricantes usados	6
1.1.2.2 Impacto ambiental del aluminio presente en los aceites lubricantes usados	8
1.1.2.3 Impacto ambiental del cobre presente en los aceites lubricantes usados	9
1.1.2.4 Impacto ambiental del cinc presente en los aceites lubricantes usados	9
1.1.2.5 Impacto ambiental del cadmio presente en los aceites lubricantes usados	10
1.1.2.6 Impacto ambiental del níquel presente en los aceites lubricantes usados	10
1.1.2.7 Impacto ambiental en Ecuador producido por los efluentes acuosos generados por una empresa de mantenimiento de motores	11
1.2 Tratamientos convencionales para efluentes acuosos	12
1.2.1 Tratamientos Primarios	14
1.2.1.1 Separación de aceites	14
1.2.1.2 Sedimentación	17
1.2.1.3 Flotación	18
1.2.2 Tratamientos Secundarios	20
1.2.2.1 Coagulación-Floculación	20
1.2.2.2 Filtración	24
1.2.3 Tratamientos Terciarios	26
1.2.3.1 Tecnologías de membranas	26
1.2.3.2 Tratamientos biológicos	27
1.2.3.3 Adsorción por carbón activado	29
1.2.3.4 Isoterma de Adsorción	30
1.3 Métodos no convencionales de tratamiento de efluentes acuosos	32
1.3.1 Electrocoagulación	32
1.3.1.1 Variables que influyen en la electrocoagulación	35

1.3.1.2	Cálculo del trabajo eléctrico	36
1.3.1.3	Cálculo de la potencia eléctrica	36
1.3.1.4	Leyes de Faraday	37
1.3.1.5	Aplicaciones de la técnica de electrocoagulación	38
1.3.2	Electroflotación	39
1.3.3	Oxidación con aire en presencia de carbón activado	40
1.3.3.1	Oxidación húmeda catalítica (CWAO)	41
1.3.4	Procesos avanzados de oxidación (AOPs)	41
2.	PARTE EXPERIMENTAL	43
2.1	Caracterización de efluentes generados por una empresa de mantenimiento de motores	44
2.1.1	Muestreo y caracterización de los efluentes líquidos	45
2.1.1.1	Materiales empleados para toma de muestras de efluente	45
2.1.1.2	Método para realizar la toma de muestras del efluente	45
2.1.1.3	Caracterización del efluente líquido empleado	46
2.2	Ensayos de coagulación, sedimentación y filtración	48
2.2.1	Evaluación del proceso de coagulación química	48
2.2.1.1	Reactivos para la evaluación del proceso de la coagulación química	49
2.2.1.2	Materiales y equipos para la evaluación del proceso de la coagulación química	49
2.2.1.3	Método para ensayos preliminares del tratamiento de coagulación para la comparación de dos tipos de coagulantes PAC	49
2.2.1.4	Método para la selección del tipo de coagulante, la dosis y el pH de operación	50
2.2.1.5	Método para la selección de la dosis de floculante	51
2.2.1.6	Método para el estudio de la influencia del pH, coagulante y floculante sobre la remoción de DQO y sólidos suspendidos	52
2.2.2	Evaluación de la operación de sedimentación después de coagulación	53
2.2.3	Evaluación del proceso de filtración	54
2.2.3.1	Materiales y equipos utilizados para la evaluación del proceso de filtración	54
2.2.3.2	Método empleado para la evaluación del proceso de filtración	54
2.3.	Ensayos de electrocoagulación y flotación	55
2.3.1	Evaluación del proceso de electrocoagulación	55
2.3.1.1	Reactivos empleados para la evaluación del proceso de electrocoagulación	55
2.3.1.2	Materiales y equipos utilizados para la evaluación del proceso de electrocoagulación	55
2.3.1.3	Método para evaluar la influencia del potencial de hidrógeno (pH) de la muestra sobre la remoción de turbiedad y sólidos totales	57

2.3.1.4	Método para evaluar la influencia de la intensidad de corriente eléctrica de operación sobre la remoción de turbiedad, sólidos suspendidos, DQO y tensoactivos	58
2.3.1.5	Método para evaluar la influencia del tiempo de residencia sobre la remoción de sólidos suspendidos y concentración de metales de aluminio, cobre y cinc	59
2.3.1.6	Método para evaluar la influencia del número de electrodos empleados durante la electrocoagulación sobre la remoción de DQO, tensoactivos, sólidos totales, sólidos suspendidos y metales pesados	60
2.3.2	Evaluación del proceso de flotación	61
2.3.2.1	Materiales y equipos utilizados para la evaluación del proceso de flotación	62
2.3.2.2	Método empleado para la evaluación de la influencia del proceso de flotación ligado a la electrocoagulación sobre la remoción de TPHs y aceites y grasas	62
2.3.3	Evaluación de la operación de sedimentación después de la electrocoagulación	63
2.3.4	Evaluación del proceso de filtración después de la electrocoagulación	64
2.4	Ensayos de oxidación	64
2.4.1	Ensayos de oxidación mediante aireación en presencia de carbón activado	64
2.4.1.1	Reactivos, materiales y equipos utilizados en los ensayos de oxidación	65
2.4.1.2	Método para el estudio de la influencia de la cantidad de carbón activado agregada al proceso de aireación	68
2.4.1.3	Método para el estudio de la influencia del tiempo de residencia en la oxidación en presencia de carbón activado	68
2.4.1.4	Método para el estudio de la comparación de aireación normal con aireación en presencia de carbón activado en el reactor de capacidad 1,2 L	69
2.4.1.5	Método para el estudio de la comparación de aireación normal con aireación en presencia de carbón activado en el reactor tipo columna con lecho fluidizado	69
2.4.2	Ensayos de oxidación mediante ozonización	70
2.4.2.1	Reactivos empleados en los ensayos de ozonización	70
2.4.2.2	Reactivos, materiales y equipos utilizados en los ensayos de ozonización	70
2.4.2.3	Método para determinar el flujo de ozono	72
2.4.2.4	Método para realizar ensayos preliminares de ozonización	72
2.4.2.5	Método para el estudio del desempeño del tratamiento con ozono	73
2.5	Ensayos de adsorción	73
2.5.1	Reactivos empleados en los ensayos de adsorción	73
2.5.2	Materiales y equipos utilizados en los ensayos de adsorción	74
2.5.3	Método empleado para el estudio de la cinética de adsorción	74

2.5.4	Método para evaluar la capacidad de adsorción en lechos agitados para tratar agua residual sin pretratamiento y con pretratamiento	75
2.5.5	Método para evaluar la capacidad de adsorción en columnas empacadas con carbón activado	75
3.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	76
3.1	Caracterización del efluente	76
3.1.1	Descripción del proceso actual de tratamiento de aguas residuales generadas por una empresa de mantenimiento de motores	76
3.2	Oxidación en presencia de carbón activado	80
3.2.1	Estudio de la influencia de la cantidad de carbón activado agregada al proceso de aireación	80
3.2.2	Influencia del tiempo de residencia en la oxidación en presencia de carbón activado	85
3.2.3	Comparación de aireación normal con aireación en presencia de carbón activado	87
3.2.3.1	Ensayos realizados en el reactor de capacidad de 1,2 L	87
3.2.3.2	Ensayos realizados en el reactor tipo columna con lecho fluidizado	88
3.2.4	Tratamiento del efluente generado por una empresa de mantenimiento de motores con aireación en presencia de carbón activado bajo las condiciones seleccionadas	90
3.3	Coagulación para tratamiento de efluentes generados por una empresa de mantenimiento de motores	91
3.3.1	Ensayos preliminares del tratamiento de coagulación para la comparación de 2 tipos de coagulantes PAC provenientes de diferentes empresas	91
3.3.2	Selección del tipo de coagulante, la dosis y el pH de operación	92
3.3.3	Selección de la dosis de floculante para el tratamiento	97
3.3.4	Influencia del pH, coagulante y floculante sobre la remoción de DQO y sólidos suspendidos	99
3.3.5	Análisis de costos de coagulación como tratamiento para efluentes acuosos generados por una empresa de mantenimiento de motores	100
3.4	Electrocoagulación y flotación para el tratamiento de efluentes generados por una empresa de mantenimiento de motores	101
3.4.1	Estudio de la influencia del potencial de hidrógeno de la muestra sobre la remoción de turbiedad y sólidos totales	101
3.4.2	Influencia de la intensidad de corriente eléctrica empleada sobre la remoción de turbiedad, sólidos suspendidos, DQO y tensoactivos	103
3.4.3	Desempeño de la operación de electrocoagulación en función del tiempo de residencia	105
3.4.4	Influencia de la intensidad de corriente aplicada sobre la remoción de los metales aluminio, cobre y cinc.	107
3.4.5	Influencia del número de placas en el proceso de electrocoagulación para el tratamiento de efluentes generados en una empresa de mantenimiento de motores	113

3.4.6	Caracterización de los lodos residuales de la operación de electrocoagulación	114
3.4.7	Evaluación de la flotación ligada a la electrocoagulación sobre la remoción de TPHs y Aceites y Grasas	115
3.4.8	Análisis de costos necesarios para la operación de la electrocoagulación como tratamiento para efluentes acuosos generados por una empresa de mantenimiento de motores	117
3.5	Sedimentación para tratamiento de efluentes generados por una empresa de mantenimiento de motores	118
3.6	Filtración para tratamiento de efluentes generados por una empresa de mantenimiento de motores	121
3.7	Tratamiento con ozono para tratamiento de efluentes generados por una empresa de mantenimiento de motores	123
3.7.1	Ensayos preliminares para determinar las condiciones de ensayo de ozonización	123
3.7.2	Estudio del desempeño del tratamiento con ozono	125
3.8	Evaluación de adsorción como tratamiento de efluentes generados por una empresa de mantenimiento de motores	127
3.8.1	Cinética de la adsorción de tensoactivos en carbón activado	127
3.8.2	Capacidad de adsorción en lecho agitado	128
3.8.3	Capacidad de adsorción en columnas empacadas con carbón activado	132
3.9	Tratamiento sugerido para efluentes generados por una empresa de mantenimiento de motores	133
4	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	134
4.1	Conclusiones	134
4.2	Recomendaciones	136
	BIBLIOGRAFÍA	138
	ANEXOS	144

ÍNDICE DE TABLAS

	PÁGINA
Tabla 1.1: Composición media de un aceite lubricante.....	5
Tabla 1.2: Tipos de emulsión según la presencia de aceite en agua.....	6
Tabla 1.3: Efecto de la descarga de efluentes contaminados con aceite	7
Tabla 1.4: Operaciones empleadas para la remoción de contaminantes en emulsiones de aceite.....	13
Tabla 1.5: Equipos empleados para la separación de grasa y aceite	17
Tabla 1.6: Equipos empleados para la separación de grasas y aceites	27
Tabla 2.1: Parámetros a analizarse y los límites máximos establecidos por la norma técnica de la ordenanza 213	47
Tabla 2.2: Tipos y dosis de coagulante a diferentes valores de pH empleados para selección	51
Tabla 2.3: Condiciones de operación del tratamiento de flotación ligado a electrocoagulación.....	63
Tabla 3.1: Registros de agua a tratarse en la planta de tratamiento actual de la empresa de mantenimiento de motores	78
Tabla 3.2: Datos obtenidos de la operación actual del tratamiento de coagulación en la planta de tratamiento de la empresa de mantenimiento de motores	79
Tabla 3.3: Caracterización del efluente generado por la empresa de mantenimiento de motores	79
Tabla 3.4: Características del agua residual inicial y del agua tratada por aireación normal y en presencia de C.A.....	87
Tabla 3.5: Características del agua residual inicial y del agua tratada por aireación normal y en presencia de C.A. en el reactor de lecho fluidizado.....	89
Tabla 3.6: Comparación de resultados de DQO, DBO ₅ , TPHs y tensoactivos obtenidos en un reactor de lecho fluidizado de capacidad 2,5 L.....	90
Tabla 3.7: Turbiedad remanente en el agua después del tratamiento con los coagulantes PAC-1 y PAC-2 bajo las mismas dosificaciones y a diferentes valores de pH.....	91
Tabla 3.8: Características del agua residual a tratar con coagulación.....	92
Tabla 3.9: Sólidos suspendidos remanentes en el agua después del tratamiento con coagulante PAC-1 en diferentes dosificaciones y a diferentes valores de pH.....	92
Tabla 3.10: Turbiedad remanente en el agua tratada con coagulante PAC-1 en diferentes dosificaciones y a diferentes valores de pH	94

Tabla 3.11: Sólidos suspendidos (mg/L) remanente en el agua después del tratamiento con coagulante sulfato de aluminio en diferentes dosificaciones y a diferentes valores de pH	96
Tabla 3.12: Turbiedad (NTU) remanente en el agua después del tratamiento con coagulante sulfato de aluminio en diferentes dosificaciones y a diferentes valores de pH	97
Tabla 3.13: Sólidos suspendidos (mg/L) remanentes en el agua tratada con coagulante PAC-1 y floculante poliacrilamida a pH 10,5.....	98
Tabla 3.14: Turbiedad (NTU) remanente en el agua tratada con coagulante PAC-1 y floculante poliacrilamida a pH 10,5	98
Tabla 3.15: Porcentajes de remoción de DQO y sólidos suspendidos para el efluente tratado con coagulación bajo las condiciones seleccionadas	99
Tabla 3.16: Costos del coagulantes y floculante de una casa comercial	100
Tabla 3.17: Porcentaje de remoción de sólidos suspendidos al final de la operación de electrocoagulación	107
Tabla 3.18: Porcentajes de remoción de aluminio y el tiempo correspondiente para las intensidades de corriente de 1,6 A, 1,8 A, 2,0 A y 2,2 A	111
Tabla 3.19: Porcentajes de remoción de cinc a los 10 y 90 min para las intensidades de corriente de 1,6 A, 1,8 A, 2,0 A y 2,2 A.....	112
Tabla 3.20: Características de la muestra inicial que fue pretratada con aireación en presencia de carbón activado.....	113
Tabla 3.21: Características de la muestra tratada con 6 placas como electrodos	114
Tabla 3.22: Características de la muestra tratada con 9 placas	114
Tabla 3.23: Características de los lodos residuales de la operación de electrocoagulación.....	115
Tabla 3.24: Concentración de TPHs y aceites y grasas presentes en el lodo flotado.....	116
Tabla 3.25: Resultados obtenidos de los ensayos preliminares del tratamiento con ozono	124
Tabla 3.26: Resultados obtenidos de las mediciones de color verdadero y su porcentaje de disminución.....	124
Tabla 3.27: Resultados obtenidos de las mediciones del tiempo y dosis de ozono.....	125
Tabla 3.28: Características iniciales de la muestra tratada, características de la muestra tratada y los porcentajes de remoción para cada parámetro	132
Tabla A.1: Curva de la calibración del rotámetro (Aalborg Instruments & Controls Inc).....	145
Tabla A.2: Curva de la calibración del rotámetro RAGL	145
Tabla A.3: Datos obtenidos del análisis de parámetros y cálculos de porcentajes de remoción para DBO ₅ y DQO.....	146

Tabla A.4: Datos obtenidos del análisis de parámetros y cálculos de porcentajes de remoción para TPHs	146
Tabla A.5: Datos obtenidos del análisis de parámetros y cálculos de porcentajes de remoción para DBO5, DQO, TPH y tensoactivos para la evaluación de influencia del tiempo de residencia.....	147
Tabla A.6: Sólidos suspendidos presentes en al agua residual durante el tratamiento con la electrocoagulación.....	149
Tabla A.7: Concentración de aluminio en la muestra durante la operación de electrocoagulación a diferentes intensidades de corriente	150
Tabla A.8: Concentración de cobre en la muestra durante la operación de electrocoagulación a diferentes intensidades de corriente	151
Tabla A.9: Concentración de cinc en la muestra durante la operación de electrocoagulación a diferentes intensidades de corriente	152
Tabla A.10: Datos obtenidos del ensayo de filtración de lodos de coagulación.....	154
Tabla A.11: Datos obtenidos del ensayo de filtración de lodos de electrocoagulación.....	156
Tabla A.12: Resultados obtenidos de los ensayos preliminares del tratamiento con ozono	159
Tabla A.13: Resultados obtenidos de los ensayos de adsorción en lechos agitados para una muestra sin tratamiento previo	160

ÍNDICE DE FIGURAS

	PÁGINA
Figura 1.1: Estructura de alquil sulfonatos, tensoactivos aniónicos	2
Figura 1.2: Estructura de sales de alquilbencildimetilamonio, tensoactivos catiónicos.....	3
Figura 1.3: Estructura de alquil fenol etoxilado, tensoactivos no iónicos	3
Figura 1.4: Estructura de alquil betaínas, tensoactivos anfotéricos	4
Figura 1.5: Esquema de una trampa de grasa	15
Figura 1.6: Esquema de un separador API	15
Figura 1.7: Esquema de un separador de placas	16
Figura 1.8: Curva de altura de interfase (profundidad) en función del tiempo y la tangente a la curva.....	18
Figura 1.9: Diagrama de distribución de tamaño de partículas	20
Figura 1.10: Diagrama de solubilidad del precipitado de hidróxido de aluminio amorfo	34
Figura 1.11: Reactor de electrocoagulación con electrodos monopolares conectados en paralelo	35
Figura 1.12: Reactor de electrocoagulación con electrodos monopolares conectados en serie.....	35
Figura 2.1: Esquema de la secuencia del tratamiento aplicado al efluente.....	44
Figura 2.1: Esquema de la planta en la empresa de mantenimiento de motores	46
Figura 2.2: Esquema del reactor de electrocoagulación	56
Figura 2.3: Reactor de electrocoagulación con el empleo de 6 electrodos.....	57
Figura 2.4: Esquema del reactor de electrocoagulación con 9 electrodos de aluminio.....	61
Figura 2.5: Esquema del reactor de aireación en presencia de carbón activado tipo vaso de precipitación.....	66
Figura 2.6: Esquema del reactor de aireación en presencia de carbón activado tipo columna con lecho fluidizado	67
Figura 2.7: Esquema del sistema de tratamiento con ozono.....	71
Figura 3.1: Diagrama de flujo del tratamiento actual que reciben las aguas residuales generadas por una empresa de mantenimiento de motores	77
Figura 3.2: DBO ₅ en función de la dosis de C.A. añadida	81
Figura 3.3: DQO en función de la dosis de C.A. añadida.....	82
Figura 3.4: TPHs en función de la dosis de C.A. añadida	83

Figura 3.5: Porcentajes de remoción de DQO, DBO ₅ y TPHs en función de la dosis de C.A. añadida al agua residual en la aireación	84
Figura 3.6: Porcentajes de remoción de DQO, DBO ₅ , TPH y tensoactivos en función del tiempo de residencia.....	85
Figura 3.7: Tratamiento de efluente de aireación en presencia de carbón activado en el reactor de capacidad 1,2 L.....	86
Figura 3.8: Sólidos suspendidos remanentes después del tratamiento de coagulación con el coagulante PAC-1 a diferentes valores de pH.....	93
Figura 3.9: Turbiedad remanente después del tratamiento de coagulación con el coagulante PAC-1 a diferentes valores de pH.....	94
Figura 3.10: Concentración remanente de aluminio, cobre y cinc en el agua tratada con el coagulante PAC-1 a diferentes valores de pH.....	95
Figura 3.11: Concentración remanente de cobre y cinc en el agua tratada con el coagulante PAC-1 a diferentes valores de pH.....	96
Figura 3.12: Porcentaje de remoción de turbiedad en función de pH.....	102
Figura 3.13: Porcentaje de remoción de sólidos totales en función del pH.....	102
Figura 3.14: Influencia de la intensidad de corriente aplicada sobre la remoción de turbiedad y sólidos suspendidos	103
Figura 3.15: Influencia de la intensidad de corriente aplicada en la remoción de tensoactivos y DQO	104
Figura 3.16: Sólidos suspendidos medidos durante las operaciones de electrocoagulación a diferentes corrientes eléctricas	106
Figura 3.17: Concentración de los metales aluminio, cobre y zinc presentes en el efluente durante la electrocoagulación con una intensidad de corriente de operación de 1,6 A	108
Figura 3.18: Concentración de los metales aluminio, cobre y zinc presentes en el agua durante la electrocoagulación con una intensidad de corriente de operación de 1,8 A.....	108
Figura 3.19: Concentración de los metales aluminio, cobre y zinc presentes en el agua durante la electrocoagulación con una intensidad de corriente de operación de 2,0 A.....	109
Figura 3.20: Concentración de los metales aluminio, cobre y zinc presentes en el agua durante la electrocoagulación con una intensidad de corriente de operación de 2,2 A.....	109
Figura 3.21: Concentración de aluminio en la muestra durante la operación de electrocoagulación, a las intensidades de corriente de 1,6 A, 1,8 A, 2,0 A y 2,2 A	110
Figura 3.22: Concentración de cobre en la muestra durante la operación de electrocoagulación, a las intensidades de corriente de 1,6 A, 1,8 A, 2,0 A y 2,2 A	111

Figura 3.23: Concentración de cinc en la muestra durante la operación de electrocoagulación, a las intensidades de corriente de 1,6 A, 1,8 A, 2,0 A y 2,2 A	112
Figura 3.24: Formación de los lodos sobre la superficie del efluente	116
Figura 3.25: Altura de interfase en función del tiempo de sedimentación posterior a la coagulación y línea recta que se ajusta a la sección descendiente de la curva	119
Figura 3.26: Altura de interfase en función del tiempo de sedimentación posterior a la electrocoagulación y línea recta que se ajusta a la sección descendiente de la curva.....	120
Figura 3.27: Variación del tiempo de filtrado dividido para la variación de volumen filtrado en función del volumen filtrado. Lodos de sedimentación y coagulación	121
Figura 3.28: Variación del tiempo de filtrado dividido para la variación de volumen filtrado en función del volumen filtrado. Lodos de sedimentación y electrocoagulación.....	122
Figura 3.29: Concentración remanente de TPHs en función de la dosis de ozono.....	126
Figura 3.30: Cinética de la adsorción de tensoactivos aniónicos en lechos agitados. Concentración inicial de tensoactivos: 60,00 mg/L. pH solución: 8,0 Volumen: 200 mL, masa de carbón 5 g. Agitación 300 rpm Temperatura: 20,2 °C.....	128
Figura 3.31: Isoterma de adsorción de TPHs en lechos agitados. Concentración inicial de TPH: 354 mg/L. pH solución = 4,01. Volumen: 200 mL. Agitación 300 rpm. Temperatura: 20,2 °C. Tiempo de agitación: 4 h.....	129
Figura 3.32: Concentración final de TPH en función de la cantidad de carbón activado añadida. Concentración inicial de TPH: 354 mg/L. pH solución=4,01. Volumen: 200 mL. Agitación 300 rpm. Temperatura: 20,2 °C. Tiempo de agitación: 4 h.....	130
Figura 3.33: Isoterma de adsorción de tensoactivos en lechos agitados. Concentración inicial de tensoactivos: 301,44 mg/L. pH solución=8,0. Volumen: 200 mL. Agitación 300 rpm. Temperatura: 21,1 °C. Tiempo de agitación: 4 h.....	130
Figura 3.34: Isoterma de adsorción de tensoactivos en lechos agitados. Concentración inicial de tensoactivos: 60 mg/L. pH solución=8,0. Volumen: 200 mL. Agitación 300 rpm. Temperatura: 20,1 °C. Tiempo de agitación: 4 h.....	131
Figura A.1: Sólidos suspendidos medidos durante las operaciones de electrocoagulación a diferentes corrientes eléctricas	148
Figura A.2: Concentración de los metales aluminio, cobre y cinc con el tiempo en el tratamiento con electrocoagulación a la corrientes de 1,4 A.....	149
Figura A.3: Concentración de aluminio en la muestra durante la operación de electrocoagulación a diferentes intensidades de corriente de operación	150

- Figura A.4:** Concentración de cobre en la muestra durante la operación de electrocoagulación a diferentes corrientes de operación..... 151
- Figura A.5:** Concentración de cinc en la muestra durante la operación de electrocoagulación a diferentes intensidades de corriente de operación 152

ÍNDICE DE ANEXOS

	PÁGINA
ANEXO I	
CALIBRACIÓN DE LOS ROTÁMETROS.....	145
ANEXO II	
ANÁLISIS DE LABORATORIO Y CÁLCULOS PARA LA OXIDACIÓN.....	146
ANEXO III	
ANÁLISIS DE LABORATORIO Y CÁLCULOS REALIZADOS PARA LOS RESULTADOS DE LA ELECTROCOAGULACIÓN	148
ANEXO IV	
CÁLCULOS EMPLEADOS PARA EL ANÁLISIS DE COSTOS DE LA OPERACIÓN DE ELECTROCOAGULACIÓN	153
ANEXO V	
CÁLCULOS EMPLEADOS PARA LA EVALUACIÓN DE FILTRACIÓN	154
ANEXO VI	
CÁLCULO DE LA PRODUCCIÓN DE OZONO Y LAS DOSIS APLICADAS EN EL TRATAMIENTO CON OZONO	158
ANEXO VII	
CÁLCULOS REALIZADOS PARA LA OPERACIÓN DE ADSORCIÓN POR CARBÓN ACTIVADO	160

RESUMEN

En el presente trabajo se evaluó el desempeño de técnicas convencionales (coagulación química, sedimentación, filtración, adsorción) y no convencionales (aireación en presencia de carbón activado, electrocoagulación y tratamiento con ozono) para el tratamiento de efluentes acuosos generados por una empresa de mantenimiento de motores. El efluente estudiado contiene elevadas concentraciones de aceites y grasas (76 - 1182 mg/L), hidrocarburos (354 - 2150 mg/L), tensoactivos (86,60 – 473,50 mg/L) y metales como aluminio (55,0 – 87,9 mg/L), cobre (112,0 – 173,3 mg/L) y cinc (13,20 – 80,40 mg/L).

Para reducir la materia oxidable presente en el efluente se empleó aireación en presencia de carbón activado. Además se emplearon las técnicas de coagulación química y electrocoagulación para desestabilizar de la emulsión formada por los aceites usados, el agua y los surfactantes.

Se empleó la sedimentación para separar el agua clarificada de los lodos residuales. Los lodos residuales fueron filtrados a presión y el agua clarificada se sometió a dos tipos de tratamiento. Uno de los tratamientos empleados fue la ozonización, que redujo la concentración de DQO y el segundo tratamiento consistió en tratar el efluente con carbón activado.

El pretratamiento oxidativo mediante aireación en presencia de carbón activado alcanzó el porcentaje de remoción de DQO de 36,6 % y el porcentaje de remoción de DBO₅ de 57,5 %. La electrocoagulación alcanzó remociones de DQO de 42,4%, remoción de sólidos suspendidos de 93,7 %, remoción de hidrocarburos totales de petróleo de 59,0% y remoción de turbiedad de 91,0%. Este tratamiento también permitió reducir los metales pesados hasta valores menores a los límites establecidos por la ordenanza 213. El tratamiento con ozono permitió reducir TPH en 32,8 % y color verdadero en 67,7 %. Por otro lado el tratamiento con adsorción

en carbón activado permitió disminuir la concentración remanente de DQO en 38,9 %, TPH en 97,8 % y tensoactivos en 43,2 %.

En todos los casos, los resultados de los análisis del efluente tratado por las distintas técnicas empleadas se compararon con los límites máximos permisibles establecidos en la norma técnica de la ordenanza 213 del Municipio del Distrito Metropolitano de Quito MDMQ para descargas líquidas.

Los porcentajes de remoción de DQO, DBO₅, sólidos suspendidos, metales pesados y TPHs que se alcanzaron con las técnicas no convencionales fueron mayores a los alcanzados por las técnicas convencionales y demostraron que son factibles para el tratamiento de efluentes generados por una empresa de mantenimiento de motores.

INTRODUCCIÓN

Los efluentes generados por una empresa de mantenimiento de motores consisten en una emulsión estable de aceites usados, agua y surfactantes que generan un enorme impacto ambiental y afectan, no solo al ecosistema, sino también a la salud de los seres humanos (CITME y REMTAVARES, 2006). En el Ecuador existe un número superior a 600 empresas de servicio de mantenimiento y limpieza de piezas mecánicas como lubricadoras, talleres y tecnicentros, las cuales generan efluentes altamente contaminados. Estos efluentes, en algunos casos, reciben algún tipo de tratamiento, pero en su mayoría son descargados en el alcantarillado o son acumulados y llevados a incineración (FIMCP-ESPOL, 2006).

Además, empresas de generación termoeléctrica en el Ecuador generan más de seis millones de galones por año de lodos y aguas oleosas, producto del mantenimiento de máquinas y tanques (FIMCP-ESPOL, 2006). En este contexto es indispensable establecer un tratamiento para reducir la concentración de los contaminantes presentes, de tal manera que el efluente pueda ser reusado o descargado en el sistema de alcantarillado.

Los efluentes acuosos tratados en este estudio son altamente contaminantes, debido a que su contenido de aceites y grasas, tensoactivos, metales pesados e hidrocarburos superan ampliamente los límites establecidos en la norma para descargas líquidas (MDMQ, 2007). El tratamiento que actualmente se aplica a este tipo de efluentes es complicado, costoso y vuelve a las empresas dependientes de las casas comerciales que proveen los reactivos para tratamientos de efluentes.

Como solución a esta problemática, en este estudio se plantea evaluar tecnologías no convencionales de tratamiento de efluentes y compararlas con tecnologías convencionales. Las concentraciones de demanda química de

oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) del efluente son altas, por lo que se propone un pretratamiento que permita reducirlas, mediante aireación en presencia de carbón activado. Conjuntamente se investiga la operación de coagulación electroquímica en la que no se requiere la adición de reactivos coagulantes (electrocoagulación-electroflotación). Esta alternativa propone la reducción o supresión de reactivos coagulantes, lo que permitirá reducir costos de tratamiento en comparación con la técnica de coagulación convencional. Además, la electrocoagulación evita que las empresas sean dependientes de las casas comerciales proveedoras de reactivos coagulantes y floculantes.

Adicionalmente, se estudia el desempeño de los tratamientos con ozono y mediante adsorción con carbón activado que permiten reducir las concentraciones de hidrocarburos totales de petróleo (TPH) y tensoactivos. Gracias a la combinación de las mencionadas técnicas se plantea purificar el efluente y disminuir su poder contaminante.

1. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

1.1 IMPLICACIONES AMBIENTALES DE LOS EFLUENTES ACUOSOS GENERADOS POR EMPRESAS DE MANTENIMIENTO DE MOTORES

Los efluentes acuosos, generados por empresas de mantenimiento de motores, se caracterizan por estar compuestos de una mezcla de detergentes, agua y, principalmente, aceites minerales usados. Este tipo de efluentes provienen del lavado exhaustivo de las piezas mecánicas con el empleo de agua y detergentes industriales. Estos efluentes son emulsiones estables altamente contaminantes porque contienen elevadas concentraciones de agentes surfactantes, metales pesados y materia orgánica persistente. Para determinar el impacto ambiental causado por este tipo de efluente se estudian cada uno de sus componentes.

1.1.1 DETERGENTES

Los detergentes son una mezcla compuesta principalmente por surfactantes y aditivos que pueden ser compuestos ácido-base (que le dan el pH y los hacen ácidos, neutros o alcalinos), agentes eliminadores de manchas, enzimas, abrillantadores ópticos, colorantes, perfumes, desinfectantes y espesantes (Maldonado, 2008).

Los surfactantes son compuestos orgánicos de moléculas grandes que tienen en su estructura molecular un grupo polar y otro grupo apolar (Tchobanoglous *et al.*, 2003). El grupo polar tiene afinidad por el agua (grupo hidrofílico), y el grupo no polar tiene afinidad por cadenas hidrocarbonadas como hidrocarburos, aceites y grasas (grupo hidrofóbico) (Salager y Fernández, 2004). Esta característica les

permite a los tensoactivos disminuir la tensión superficial del agua. Por ello, presentan propiedades tales como la formación de emulsiones, mojabilidad, dispersión y cambian la solubilidad y el estado de otros constituyentes presentes en el medio.

1.1.1.1 Clasificación de tensoactivos

Los tensoactivos se pueden clasificar según la ionización en agua de su grupo polar. Se clasifican en aniónicos, catiónicos, no iónicos y anfotéricos.

a) Aniónicos

Tienen uno o varios grupos funcionales hidrofóbicos que se ionizan y su carga es negativa. Dentro de los surfactantes aniónicos se encuentran las siguientes familias: alquilbenceno sulfonatos, alquil sulfatos, alquil o lauril éter sulfatos, alquil fenol éter sulfatos, α -olefina sulfonatos, alquil sulfonatos, α -sulfonatos de ácidos grasos, mono- y di-alquil sulfosuccinatos y sulfonatos derivados del petróleo [Tchobanoglous *et al.*, 2003; Galván, 1996]. La figura 1.1 muestra la estructura de un tensoactivo aniónico.

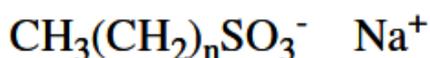


Figura 1.1 Estructura de alquil sulfonatos, tensoactivos aniónicos (Bernabé, 2007)

b) Catiónicos

Tienen uno o varios grupos funcionales hidrofóbicos que se ionizan y su carga es positiva [Tchobanoglous *et al.*, 2003; Galván, 1996]. Los surfactantes catiónicos de importancia industrial son compuestos grasos nitrogenados y, especialmente, compuestos con nitrógeno cuaternario. Los tensoactivos catiónicos poseen numerosas aplicaciones especializadas. Por ejemplo, las aminas y los compuestos cuaternarios inhiben el crecimiento de

microorganismos como bacterias y algas (Bernabé, 2007). La figura 1.2 muestra la estructura de un tensoactivo catiónico.

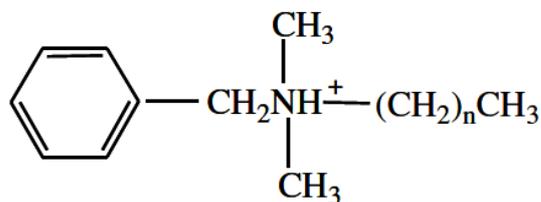


Figura 1.2 Estructura de sales de alquilbencildimetilamonio, tensoactivos catiónicos (Bernabé, 2007)

c) No iónicos

Tienen grupos funcionales hidrofóbicos que no se ionizan y comúnmente contiene un grupo hidrofílico polioxietileno (Tchobanoglous *et al.*, 2003). Son compatibles con tensoactivos aniónicos y catiónicos y, no se ven afectados por los iones Ca^{2+} y Mg^{2+} del agua dura. En general, tienden a ser líquidos o ceras de bajo punto de fusión y, por consiguiente, es difícil formularlos en forma de polvo. La figura 1.3 muestra la estructura de un tensoactivo no iónico.

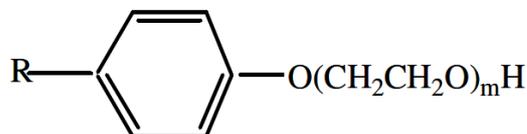


Figura 1.3 Estructura de alquil fenol etoxilado, tensoactivos no iónicos (Bernabé, 2007)

d) Anfotéricos

Tienen grupos funcionales aniónicos y catiónicos y actúan según el medio, en medio básico son aniónicos y en medio ácido son catiónicos (Faustino, 2008). Un número importante de tensoactivos anfotérico son compuestos naturales, como por ejemplo la lecitina. Una familia adicional de surfactantes anfóteros que presentan un grupo amonio cuaternario son las alquilbetaínas (Bernabé, 2007). La figura 1.4 muestra la estructura de un tensoactivo anfotérico.

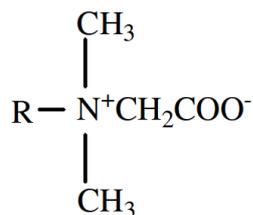


Figura 1.4 Estructura de alquil betaínas, tensoactivos anfotéricos (Bernabé, 2007)

1.1.1.2 Implicaciones ambientales de la descarga de tensoactivos presentes en efluentes líquidos

Los detergentes industriales son contaminantes debido a su composición química, a la cantidad vertida y a la frecuencia con que se vierten. Los detergentes causan algunos problemas ambientales como:

- Interferencia y retraso en el proceso de autodepuración natural de las aguas
- Eutrofización de aguas debido a la presencia de altos niveles de fósforo que favorecen el crecimiento de plantas. Al morir estas plantas consumen oxígeno para su descomposición y causan el envejecimiento de lagos y ríos (Núñez, 2008).
- Afecta a la fauna debido a que ciertos animales poseen en sus plumas o piel propiedades hidrofóbicas, indispensables para su vida y que pueden ser afectadas al estar en contacto con tensoactivos (Salager y Fernández, 2004).
- Elevada alcalinidad, con valores de pH superior a 12
- Poder espumante: La espuma está formada por celdas gaseosas separadas por una interfase líquida producto de la difusión de gas en líquido. La formación de espuma dificulta la remoción de contaminantes mediante ciertos tratamientos y disminuye la depuración natural del agua [Galván, 1996, Núñez, 2008].

1.1.2 ACEITES MINERALES USADOS

Son aceites de origen mineral que pierden sus propiedades de refrigeración o lubricación debido al uso en operaciones mecánicas. Estos aceites sufren una degradación térmica y un aumento en la concentración de partículas suspendidas, por lo que su eficiencia disminuye y deben ser renovados periódicamente, lo que a su vez genera residuos peligrosos (Bensadok *et al.*, 2008).

La definición regulativa de la EPA para aceite usado es la siguiente: Aceite usado es cualquier aceite que haya sido refinado del petróleo crudo o cualquier aceite sintético que haya sido usado y como resultado de tal uso esté contaminado con impurezas físicas o químicas (U. S. EPA, 2006).

En la tabla 1.1 se presenta la composición media de un aceite lubricante (hidrocarburos totales y aditivos) y en la tabla 1.2 se muestran las características de diferentes tipos de emulsión, según la presencia de aceite en agua.

Tabla 1.1 Composición media de un aceite lubricante

Hidrocarburos totales 75 - 85%	Alcanos	45 - 76%
	Cicloalcanos	13 - 45%
	Aromáticos	10 - 30%
Aditivos 15 - 25%	Antioxidantes	Ditiofosfatos, fenoles, aminas
	Detergentes	Sulfonatos, fosfonatos, fenolatos
	Anticorrosivos	Ditiofosfatos de cinc y bario, sulfonatos
	Antiespumantes	Siliconas, polímeros sintéticos
	Antisépticos	Alcoholes, fenoles, compuestos clorados

(Martínez *et al.*, 2005)

Existen algunos tipos de emulsión aceite-agua que pueden ser generados según la presencia de aceite en agua. La tabla 1.2 muestra los tipos de emulsión aceite en agua.

Tabla 1.2 Tipos de emulsión según la presencia de aceite en agua

Tipos de emulsión	Características	Tamaño de la gota
Aceite libre	No miscibles con agua, sube rápidamente a la superficie.	150 μm Macroemulsión
Aceite emulsificado mecánicamente	Generado por grandes fuerzas cortantes y estabilizadas por cargas eléctricas	20 a 150 μm Microemulsión
Aceite emulsificado químicamente	Miscible con agua y estabilizado por surfactantes que poseen una parte hidrofóbica y oleofílica.	<20 μm Microemulsión
Aceite disuelto	Aceite soluble en agua. Remoción por filtración.	<5 μm Miniemulsión

(Bande *et al.*, 2008)

1.1.2.1 Impacto ambiental de la descarga de aceites lubricantes usados

Este tipo de residuos líquidos se caracterizan por elevadas concentraciones de contaminantes como materia orgánica persistente y metales pesados. Estos residuos tienen una alta capacidad de esparcirse y penetrar en grandes áreas de suelo, lo que amenaza tanto el agua superficial como el agua subterránea.

Los vertidos de estos efluentes sobre el suelo causan su degradación debido a la formación de una capa que impide el ingreso de oxígeno que afecta la fauna subterránea y la germinación de las plantas. Además, existe una reducción de la capacidad de absorción y filtración del suelo, las plantas son vulnerables a infecciones y el aceite obstaculiza la acumulación de aguas y sustancias alimenticias (ETAPA, 2009).

Los residuos líquidos contaminados con aceites lubricantes usados tienden a cubrir la superficie de agua y generan materia flotante antiestética. El problema no es solo la película visible, sino que se presenta un peligro permanente para la vida de aves y otros animales, que utilizan estas aguas para su vida (ETAPA, 2009).

En ríos y lagos, la capa de aceite no permite el ingreso de luz y oxígeno, lo que dificulta la depuración natural de estos sistemas de agua. Los peces son afectados debido a que las branquias son obstruidas por los residuos aceitosos.

Los problemas ambientales más comunes causados por residuos líquidos contaminados con aceites lubricantes usados se detallan en la tabla 1.3, donde se destacan los efectos sobre el medio ambiente, sobre la salud humana y sobre el tratamiento de aguas.

Tabla 1.3 Efecto de la descarga de efluentes contaminados con aceite

Efectos sobre el medio ambiente	Efecto sobre la salud humana	Efecto sobre las industrias y tratamiento de agua
El aceite libre impide la penetración de la luz del sol en agua de río, afecta la vida acuática y limita la limpieza natural de agua en ríos o lagos.	El consumo de aceite químicamente emulsionado y no tratado produce varios problemas de salud que incluyen cáncer.	En la generación de vapor y procesos de refrigeración: el agua contaminada causa espuma.
El vertido de aceite, además de contaminar el suelo, puede infiltrarse y contaminar el agua subterránea.	El empleo de agua contaminada para limpieza puede causar cáncer a la piel.	El aceite libre y emulsionado puede atascar y cubrir los filtros y lechos de intercambio iónico, disminuye la eficiencia de filtración y la interfase con backwashing
Los residuos aceitosos pueden cubrir las branquias de los peces y no permiten el ingreso de oxígeno.	El consumo de productos contaminados con aceites pueden cáncer, náusea y vómito.	En el tratamiento biológico, una capa de aceite se adhiere a los microorganismos, crea resistencia adicional al oxígeno, impide la transferencia de nutrientes a la biomasa y reduce la eficiencia del tratamiento.
Los residuos aceitosos no tratados forman una capa sobre los bancos de los ríos y producen descomposición de la vegetación.		

(Bande *et al.*, 2008; Martínez *et al.*, 2005)

Por otro lado, los metales pesados presentes en el efluente también son causa de contaminación de suelos, ríos y lagos, que por acumulación en plantas puede llegar a la cadena alimenticia humana (ETAPA, 2009).

Los metales pesados provienen del desgaste de las piezas mecánicas de los motores. Entre los metales pesados de mayor concentración presentes en los aceites usados se encuentran: aluminio, cobre, cinc, níquel y cadmio.

1.1.2.2 Impacto ambiental del aluminio presente en los aceites lubricantes usados

A valores de pH inferiores a 4,5, la solubilidad del aluminio aumenta rápidamente y causa que las concentraciones aumenten hasta 5 ppm. El aluminio es un elemento anfótero, por tanto también aumenta su solubilidad a valores de pH altos (Lenntech BV, 1998).

Existen estudios acerca del efecto del aluminio sobre la salud de seres humanos que afirman que si se ingieren altas concentraciones de aluminio, este puede atravesar la pared intestinal y pasar al torrente sanguíneo de donde se transporta al hígado, los huesos, el cerebro y los músculos. La presencia del aluminio en el cuerpo puede causar anemia, dolores de cabeza, deformaciones y fracturas de hueso (González y Hernández, 2006).

La presencia de aluminio es común tanto en aguas contaminadas como tratadas, debido al empleo de reactivos coagulantes que contienen este elemento (Tchobanoglous *et al.*, 2003).

Los iones Al^{3+} en disolución son tóxicos para las plantas porque afectan a las raíces y disminuyen la absorción de fosfatos necesarios para las plantas (Lenntech BV, 1998).

El aluminio es tóxico para los peces en aguas acidificadas, a partir de concentraciones de 0,1 mg/L. Los iones de aluminio se acumulan en las branquias y las obturan con una capa fina que limita su respiración (Lenntech BV, 1998).

El consumo de aluminio diario es aproximadamente de 5 mg, de los cuales solo se absorbe una pequeña fracción. Esto hace que las intoxicaciones no sean muy frecuentes. Sin embargo, una vez que el elemento es absorbido, no se elimina fácilmente del cuerpo humano (Lenntech BV, 1998).

En el Distrito Metropolitano de Quito, el límite permisible de aluminio para descargas líquidas en el alcantarillado es de 5,0 mg/L (MDMQ, 2007).

1.1.2.3 Impacto ambiental del cobre presente en los aceites lubricantes usados

El cobre es esencial para la vida de plantas, animales y seres humanos, pero en concentraciones muy altas es perjudicial (Padilla, 2005). La ingesta segura de cobre es de 1,5 a 3,0 mg/día, pero en dosis altas puede causar problemas gastrointestinales y afectar a riñones e hígado (Tchobanoglous *et al.*, 2003). El contacto con aire contaminado con cobre puede causar irritaciones a la nariz. Ingerir agua contaminada con cobre puede causar náusea, vómito y diarrea (Padilla, 2005).

En el Distrito Metropolitano de Quito, el límite permisible de cobre para descargas líquidas en el alcantarillado es de 1,0 mg/L (MDMQ, 2007).

1.1.2.4 Impacto ambiental del cinc presente en los aceites lubricantes usados

Ingerir cinc en cantidades elevadas por un periodo corto de tiempo produce náusea y vómito. Altas concentraciones de zinc en el cuerpo causan anemia y reducción del colesterol bueno (Padilla, 2005).

En la capital del Ecuador, Quito, el límite permisible de cinc para descargas líquidas en el alcantarillado es de 2,0 mg/L (MDMQ, 2007).

1.1.2.5 Impacto ambiental del cadmio presente en los aceites lubricantes usados

La ingesta diaria de cadmio es de 27 µg. El exceso de cadmio produce disfunción del riñón, interfiere con el sistema endócrino y causa hipertensión y anemia (Tchobanoglous *et al.*, 2003). El cadmio puede afectar el tejido óseo en seres humanos y los animales (Padilla, 2005).

El cadmio puede incorporarse a los peces a través de ingestión e introducción por la agallas. En el caso de los humanos, el cadmio se puede adquirir por dos vías: ingestión e inhalación (Padilla, 2005).

En el Distrito Metropolitano de Quito, el límite permisible de cadmio para descargas líquidas en el alcantarillado es de 0,02 mg/L (MDMQ, 2007).

1.1.2.6 Impacto ambiental del níquel presente en los aceites lubricantes usados

Se han realizado estudios acerca del efecto del níquel sobre humanos y animales, pero se tienen pocos datos útiles sobre sus efectos.

En la capital del Ecuador, Quito, el límite permisible de níquel para descargas líquidas en el alcantarillado es de 2,0 mg/L (MDMQ, 2007).

1.1.2.7 Impacto ambiental en Ecuador producido por los efluentes acuosos generados por una empresa de mantenimiento de motores

En Ecuador, muchas de las empresas encargadas de dar mantenimiento a motores y piezas mecánicas no brindan un tratamiento adecuado a sus efluentes acuosos y, muchas veces, estos se desechan en el alcantarillado directamente (FIMCP-ESPOL, 2006).

Los aceites usados, en algunas ocasiones, son llevados a incineración como alternativa de tratamiento, sin embargo se debe considerar que la combustión de estos residuos debe realizarse bajo condiciones controladas, para evitar la contaminación atmosférica causada por los gases de chimenea.

Muchos de los componentes de los aceites usados son compuestos químicos que producen un efecto directo sobre la salud humana y, varios de ellos, son cancerígenos. En algunos países de Europa, este tipo de residuos reciben tratamiento y son recolectados y regenerados para ser usados nuevamente (Martínez *et al.*, 2005).

En el Ecuador, se han presentado algunos casos de derrames petroleros y los ríos cercanos a estos campos han presentado concentraciones de hidrocarburos mayores a las establecidas por las normas ecuatorianas. La exposición a este tipo de contaminación ha afectado la salud de los habitantes de las regiones de explotación petrolera (Arévalo, 2007).

Algunas instituciones que se han dado cuenta del impacto ambiental que genera el vertido de aceites lubricantes usados en el alcantarillado han diseñado planes para reducir y tratar estos residuos. Por ejemplo, la corporación OIKOS desarrolló un proyecto para el re-refinamiento de aceites usados de vehículos en Cuenca. El proyecto consistió en determinar la factibilidad de recuperar el mayor porcentaje posible de los aceites lubricantes usados en la ciudad de Cuenca y buscar la mejor alternativa técnica de procesamiento. De esta manera se evita la

contaminación por presencia de aceites lubricantes usados en las aguas residuales que llegan a las lagunas de oxidación en las plantas de tratamiento de Cuenca. El proyecto incluyó el diseño de un sistema de recolección y transporte de los aceites lubricantes usados para la ciudad de Cuenca. Se definió un programa de motivación para que la población participe en el programa de recolección e implementación del proyecto de re-refinamiento de aceites lubricantes usados (Corporación OIKOS, 2009).

1.2 TRATAMIENTOS CONVENCIONALES PARA EFLUENTES ACUOSOS

La emulsión agua-aceite presente en los efluentes acuosos generados por las empresas de mantenimiento de motores es muy estable y altamente contaminante. No existe un solo tratamiento efectivo para este tipo de materiales, sino que es necesaria una combinación de varios procesos.

Generalmente, este tipo de residuos acuosos generados han sido tratados de diferentes maneras, entre las más comunes se tiene:

- Procesos de membrana (microfiltración y ultrafiltración)
- Desestabilización química (coagulación convencional) (Cañizares *et al.*, 2008)

Los tratamientos menos usados son procesos biológicos, debido a que este tipo de residuos líquidos contienen materiales biocidas como sulfuros heterocíclicos y compuestos nitrogenados que evitan su degradación (Cañizares *et al.*, 2008).

Todos los tratamientos de aguas residuales tienen tanto ventajas como limitaciones y el conocimiento de ellos permite establecer el tratamiento más adecuado para determinado tipo de efluente.

Un resumen de las operaciones que han sido empleadas comúnmente para el tratamiento de efluentes contaminados con aceites usados, así como sus ventajas y desventajas, se detallan en la tabla 1.4.

Tabla 1.4 Operaciones empleadas para la remoción de contaminantes en emulsiones de aceite

Procesos	Ventajas	Desventajas
Separación por gravedad API Separador de platos corrugados	Operación económica y simple	Limitada eficiencia Susceptible a temperatura
Flotación con aire Flotación con aire disuelto Flotación con aire inducido	Tratamiento de altas cargas de sólidos	Problemas de disposición de lodos cuando se usan coagulantes y requieren químicos
Filtración	Tratamiento de sólidos suspendidos	Requiere regeneración de filtro y lavado
Coagulación, floculación y sedimentación	Tratamiento de altas concentraciones de sólidos en suspensión, tratamiento de aceites y grasas	Excesiva cantidad de lodos producidos y muy costoso
Procesos de membrana (ultrafiltración)	Remoción de aceite soluble	Flujos bajos, obstrucción de membrana y vida útil baja.
Tratamiento biológico	Remoción de aceites solubles y tolerancia a alta concentración de aceites y grasas	Se requiere pretratamiento
Adsorción en carbón activado	Remoción de aceites libres y solubles, alta eficiencia	Tratamiento de regeneración y costoso

(Bande *et al.*, 2008)

Los métodos de tratamiento de efluentes acuosos, empleados actualmente se clasifican en primarios (operaciones unitarias físicas), secundarios (procesos unitarios químicos y biológicos) y avanzados o terciarios.

1.2.1 TRATAMIENTOS PRIMARIOS

Dentro de esta clasificación se encuentran el cribado, homogeneización, sedimentación, flotación y separación de aceites. Estas operaciones se emplean para remoción de sólidos en suspensión y materia orgánica flotante mediante la aplicación de fuerzas físicas.

1.2.1.1 Separación de aceites

La presencia de grasas y aceites en aguas residuales industriales es muy frecuente y estos contaminantes deben ser removidos, puesto que causan problemas en el tratamiento del efluente. Los factores que influyen en la separación de aceites y grasas son: el tipo, la composición, el peso específico y el estado del aceite en el agua residual (Sainz, 2004).

Los equipos empleados para separación de aceites y grasas son:

- a) Trampas de aceites
- b) Separadores API
- c) Separadores de placas
- d) Tanques gravimétricos

El empleo de este tipo de tratamiento no permite la remoción de los aceites y grasas que se encuentran en emulsión o disueltos.

a) Trampas de grasa

Se emplean cuando la cantidad de aceite a ser removida es pequeña y para su diseño considera el volumen de la trampa y el tiempo de retención. La figura 1.5 muestra el esquema de una trampa de grasa.

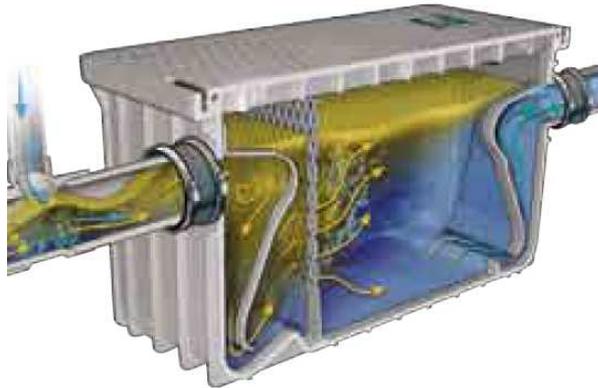


Figura 1.5 Esquema de una trampa de grasa
(Sainz, 2004)

b) Separador API

Su diseño se basa en la velocidad de ascensión de las gotas de aceite. Este equipo posee un sistema de recolección de lodos y de aceites acumulados en la superficie del separador. Sus desventajas radican en la gran superficie necesaria para instalarlo, su susceptibilidad a condiciones meteorológicas y la evaporación de grasas y aceites. Sus ventajas son su sencillo funcionamiento, efectividad y facilidad de mantenimiento. La figura 1.6 muestra el diagrama de un separador API.

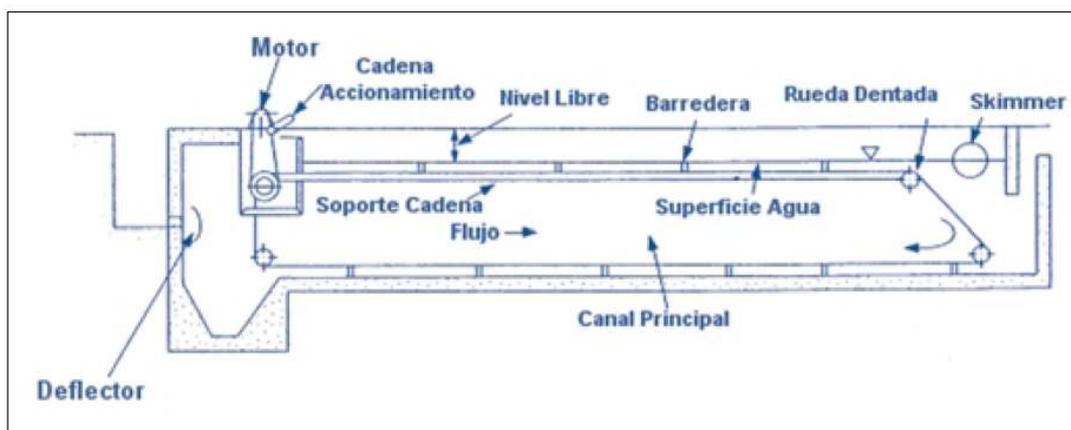


Figura 1.6 Esquema de un separador API
(Sainz, 2004)

c) Separadores de placas

Sus ventajas son su alto rendimiento, la reducción del espacio requerido para instalar el equipo y menor tiempo de residencia. Los equipos más empleados y que incluso están desplazando a los separadores API son los separadores de placas corrugadas. Su funcionamiento también se basa en la diferencia de pesos específicos como en los anteriores equipos. El esquema de un separador de placas se muestra en la figura 1.7.

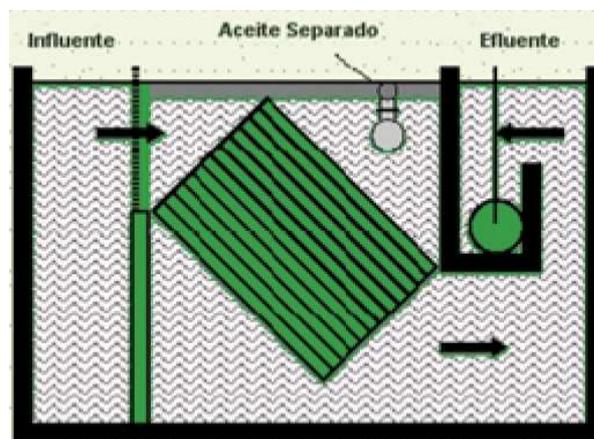


Figura 1.7 Esquema de un separador de placas
(Sainz, 2004)

d) Tanques gravimétricos

Son más eficientes que los equipos mencionados anteriormente aunque su costo de instalación es más elevado. Permite reducir la evaporación de los aceites y grasas volátiles.

La tabla 1.5 muestra los equipos empleados para la separación de grasa y aceite.

Tabla 1.5 Equipos empleados para la separación de grasa y aceite

TIPO	RENDIMIENTO	COSTE INICIAL	APLICACIONES
Trampas de aceite	BAJO	BAJO	Pequeñas instalaciones, talleres, etc
Separadores API	BUENO	ALTO	Grandes instalaciones, refinerías, petroquímicas y parques de almacenamiento
Separadores de placas	MUY BUENO	ALTO	Desde pequeñas instalaciones a más grandes
Tanques gravimétricos	MUY BUENO	MUY ALTO	Grandes instalaciones, refinerías y petroquímicas

(Sainz, 2004)

1.2.1.2 Sedimentación

La sedimentación es una operación física de separación sólido-líquido, en la que por acción de la fuerza de gravedad, las partículas más densas que el agua, descienden y se depositan en el fondo del tanque de sedimentación [CITME y REMTAVARES, 2006; AWWA, 2002].

El tamaño y la densidad de la materia suspendida en el agua son factores determinantes de la velocidad de sedimentación, y por lo tanto de su eficacia (CITME y REMTAVARES, 2006). Debido a la influencia de la gravedad, las partículas de densidad mayor a la del agua descienden hasta que la resistencia del líquido iguala el peso de la partícula; después la velocidad de hundimiento permanece constante (Corbitt, 2003). Sin embargo, una descripción analítica de la sedimentación es difícil debido a los diferentes tamaños y formas de las partículas sólidas.

Normalmente, la sedimentación se presenta como un tratamiento posterior a la coagulación-floculación, puesto que una vez formados los flóculos es necesario permitir la sedimentación para separarlos (Corbitt, 2003).

Un método muy empleado para el diseño de sedimentadores es el método Coe y Clevenger que se basa en la determinación de la velocidad de sedimentación, la cual se obtiene a partir de un gráfico de altura de interfase (agua clara-emulsión desestabilizada) en función del tiempo (Núñez, 2004). La pendiente de la tangente a la curva es la velocidad de sedimentación y se muestra en la figura 1.8.

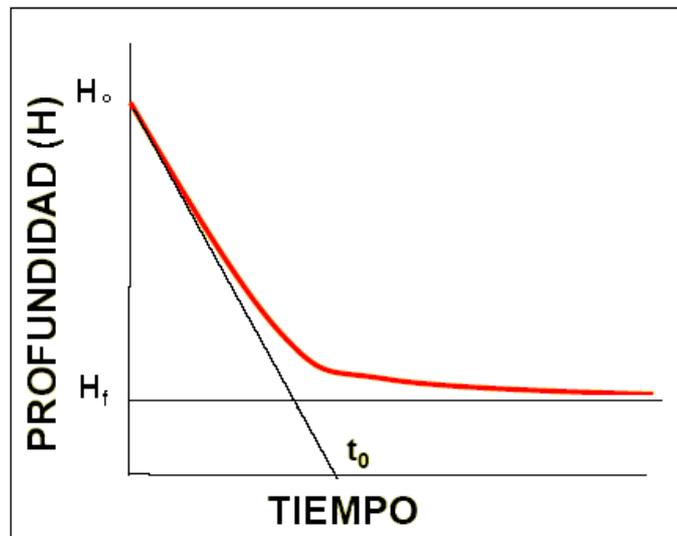


Figura 1.8 Curva de altura de interfase (profundidad) en función del tiempo y la tangente a la curva (Núñez, 2004)

1.2.1.3 Flotación

La flotación es un proceso que se emplea para la separación de partículas de baja densidad. La separación emplea gas, generalmente aire, que puede estar en fase líquida o gaseosa. Las partículas en suspensión flotan por acción de pequeñas burbujas de gas que las elevan hacia la superficie. La materia flotada puede ser separada por sistemas mecánicos (Ramalho, 2003).

El gas empleado para tratamiento de aguas residuales es aire. La relación de aire liberado (mL/L), con la concentración de sólidos en suspensión (mg/L), contenidos en el agua es un parámetro importante a la hora del diseño. El valor óptimo de

este parámetro está comprendido entre 0,005 y 0,060 mL/mg (CITME y REMTAVARES, 2006).

La flotación se emplea para separación de aceites, fibras y partículas de baja densidad y para espesamiento de lodos procedentes del tratamiento de coagulación química (Ramalho, 2003).

La flotación tiene 2 sistemas de operación en función de cómo se introduce el aire en el agua residual.

a) Flotación por aire disuelto

En este sistema el aire ingresa al agua residual presurizado. El equipo necesario consiste en una bomba de presurización, un equipo de inyección de aire, el tanque de retención o saturador y la unidad de flotación. El aire a presión ingresa a la unidad de flotación y la presión disminuye bruscamente, por lo que el aire es liberado en forma de microburbujas [Ramalho, 2003; CITME y REMTAVARES, 2006].

b) Flotación por aire inducido

El aire ingresa a través de difusores ubicados en la parte inferior del equipo de flotación aunque el tamaño de las burbujas es más grande que las burbujas del sistema por flotación de aire disuelto (CITME y REMTAVARES, 2006).

Esta operación se ha empleado para el tratamiento de aguas residuales de las industrias de petróleo, de alimentos, de pinturas y también para concentrar lodos residuales de sedimentación (CITME y REMTAVARES, 2006).

1.2.2 TRATAMIENTOS SECUNDARIOS

1.2.2.1 Coagulación-Floculación

Estas operaciones se emplean para la remoción de contaminantes, a través de la aglomeración de estos en partículas de peso específico superior al agua para que precipiten. Este proceso es muy usado en la mayoría de tratamientos de aguas residuales, especialmente para aguas residuales en emulsión [Acevedo, 2001; AWWA, 2002].

La dimensión de las partículas coloidales suele estar comprendida entre $1\ \mu\text{m}$ y $0,2\ \mu\text{m}$ (Barrenechea, 2005). La distribución del tamaño de partículas se muestra en la figura 1.9.

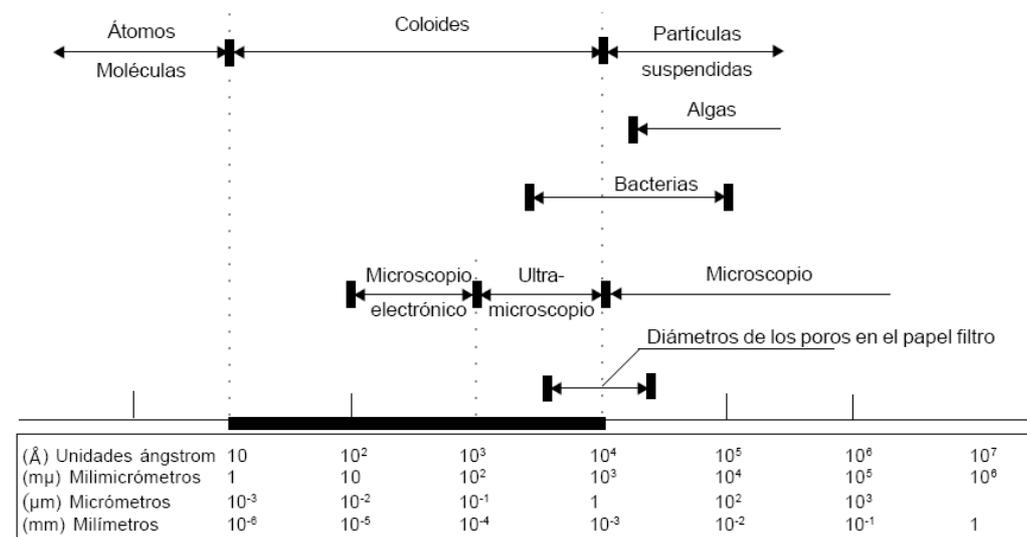


Figura 1.9 Diagrama de distribución de tamaño de partículas (Barrenechea, 2005)

Existen reactivos químicos conocidos como coagulantes y floculantes que, al ser adicionados, desestabilizan las cargas de las partículas y promueven su aglomeración. Entre estos reactivos se pueden mencionar las sales de aluminio o

de hierro y coagulantes poliméricos que están resultando exitosos en el tratamiento de muchos tipos de aguas residuales [Acevedo, 2001; AWWA, 2002].

El resultado obtenido del proceso de coagulación es trascendental en el tratamiento futuro del agua residual, puesto que permite una mayor eficiencia en la filtración al evitar la rápida saturación de los filtros. Para evaluar el rendimiento del proceso de coagulación, generalmente, se emplean las determinaciones de turbidez y conteo de partículas, aunque cada método tiene sus limitaciones. La turbidez no puede ser correlacionada con la concentración de las partículas en suspensión (AWWA, 2002).

Las operaciones de coagulación y floculación comprenden tanto reacciones químicas como fenómenos de transferencia de masa (AWWA, 2002).

El proceso consta de los siguientes pasos:

- Formación del coagulante
- Desestabilización de las partículas
- Interacción entre la materia orgánica natural y el coagulante

La floculación es el proceso físico por el cual se producen flóculos, debido a la interacción entre aglomerados generados por la coagulación. Comúnmente, se adiciona un floculante posterior a la adición de coagulante para aumentar la formación de flóculos, debido a la formación de puentes partícula-polímero-partícula (AWWA, 2002).

a) Coagulantes

El tipo de coagulante que sea más apropiado para el agua residual se determina mediante una prueba de jarras que es ampliamente empleada con este objetivo. Esta prueba también permite determinar las dosis de reactivos y el pH de operación más adecuado (CITME y REMTAVARES, 2006). El tipo y

la cantidad de coagulante modifican la cantidad de lodos residuales y por tanto afectan el costo del tratamiento de los lodos.

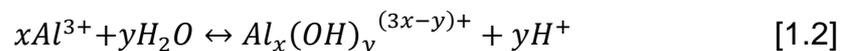
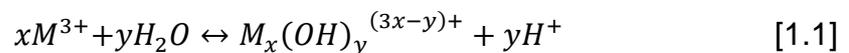
Los tipos de reactivos coagulantes son:

- Sales metálicas simples
- Sílice activada
- Polímeros orgánicos sintéticos
- Sales metálicas prehidrolizadas

Las sales metálicas simples son sales de sulfato de aluminio o de hierro. Una de las sales metálicas prehidrolizadas más usadas para tratamiento de aguas residuales es el policloruro de aluminio.

Los cationes de Al^{3+} y Fe^{3+} forman enlaces con átomos de oxígeno de las moléculas circundantes de agua, lo que debilita los enlaces oxígeno-hidrógeno y los átomos de hidrógeno tienden a desprenderse. De la reacción de hidrólisis [1.1] se obtienen también otros productos como hidróxido aluminico o férrico.

Los iones metálicos que se forman por la hidrólisis, tienden a formar monocristales y el hidróxido metálico precipita. Los productos de la hidrólisis se adsorben a las superficies de partículas y continúan hidrolizándose (AWWA, 2002).



b) Estabilidad de suspensiones

La estabilidad de las suspensiones se debe a dos fuerzas de repulsión y atracción. La fuerza de atracción más importante es la fuerza London-Van der Waals y las fuerzas de repulsión son producidas por la interacción de las

dobles capas eléctricas de las superficies (estabilización electrostática) (AWWA, 2002). La fuerza London-Van der Waals surge de las polarizaciones espontáneas eléctricas y magnéticas que crean un campo electromagnético fluctuante dentro de las partículas y en el espacio entre ellas (AWWA, 2002).

Otras fuerzas comprenden las asociadas con la hidratación de iones en las superficies (fuerza repulsora) y en presencia de polímeros adsorbidos, que pueden producir repulsión (interacción estática) o atracción (puenteo polimérico).

A medida que las partículas se aproximan unas a otras, el fluido que hay entre ellas debe apartarse del camino. La fuerza de repulsión producida por el desplazamiento del fluido se llama retardo hidrodinámico.

La mayoría de las partículas en el agua tienen superficies cargadas con signo negativo y el pH puede cambiar el signo de la carga (AWWA, 2002).

c) La doble capa eléctrica

En una suspensión coloidal, la carga eléctrica total está equilibrada. La interacción entre 2 partículas puede evaluarse en términos de potencial energético (cantidad de energía necesaria para atraer 2 partículas desde una separación infinita hasta una distancia de separación). Si la energía potencial es positiva, la interacción total es desfavorable (repulsiva) porque se debe proveer de energía al sistema. Si la energía potencial es negativa, el efecto neto es de atracción. La estabilización electrostática es fundamental para la comprensión del proceso de coagulación (AWWA, 2002).

d) Desestabilización por compresión de la doble capa

Los iones, que poseen un signo opuesto a la carga neta de la superficie de las partículas, entran en la capa difusa que rodea las partículas. Si se añaden suficientes contraiones, la capa difusa se comprime y se reduce la energía

requerida para mover 2 partículas de parecida carga superficial en estrecho contacto. Este proceso es lento, excepto en las suspensiones más concentradas [Acevedo, 2001; AWWA, 2002].

e) Desestabilización por neutralización de la carga superficial

Este proceso implica reducir la carga neta superficial de las partículas en suspensión. Al disminuir la carga neta, disminuye el espesor de la capa difusa y la energía requerida para mover las partículas en contacto se minimiza. Cuando la mayoría de la carga superficial se debe a ionización de zonas superficiales, el ajuste de pH desestabiliza la suspensión [Acevedo, 2001; AWWA, 2002].

1.2.2.2 Filtración

La filtración es una operación que a través de la circulación de agua residual en un medio poroso retiene materia en suspensión. Es una operación muy utilizada en el tratamiento de aguas para reutilización (CITME y REMTAVARES, 2006).

Para el tratamiento de aguas residuales industriales existe una extensa variedad de medios filtrantes. Por ejemplo, arena es el medio filtrante adecuado para remoción de sólidos, Otro medio filtrante muy utilizado es la tierra de diatomeas utilizado en la remoción de sólidos, bacterias y microorganismos debido a su característica abrasiva (Cortés, 2005). Después de un periodo determinado de operación, el medio filtrante se satura y es necesario realizar un retrolavado (Corbitt, 2003).

Existen diferentes tipos de filtros según su depresión hidráulica. Existen filtros de gravedad, filtros a presión y filtros de vacío (AWWA, 2002). La filtración también es empleada para el tratamiento de lodos residuales de ciertas operaciones, por ejemplo, lodos residuales de coagulación-floculación-sedimentación.

Para el diseño apropiado de los filtros que tratan lodos residuales, se ha empleado el método de Ruth.

Según el método de Ruth, si la filtración se da a presión constante, el caudal del filtrado disminuye con el tiempo. Al graficar el volumen filtrado V en función del tiempo t se obtiene una parábola representada por la ecuación 1.3 (Molina, 2006).

$$V^2 = Kt \quad [1.3]$$

Este tipo de filtración se adapta a la práctica y el método de Ruth propone cambiar el sistema de coordenadas y desplazar C unidades en el eje de las coordenadas y t_0 unidades en el eje de las abscisas y, se obtiene la ecuación 1.4.

$$(V + C)^2 = K(t + t_0) \quad [1.4]$$

Donde:

C = Volumen de filtrado necesario para producir un espesor de torta cuya resistencia al flujo fuera la misma que opone el medio filtrante

t_0 = tiempo necesario para que se produzca la torta ficticia

K = constante que reúne las características de la pulpa

La constante K está representada por la ecuación 1.5.

$$K = \frac{2A^2P(1-ms)V}{\mu\rho s\alpha} \quad [1.5]$$

Donde:

A = superficie de filtración (m^2)

P = presión de trabajo (kg/m^2)

m = kg de torta húmeda/ kg de torta seca

s = kg sólido/ kg de pulpa

μ = viscosidad del líquido (kg/mh)

ρ = densidad del líquido (kg/m^3)

α = resistencia específica de la torta (resistencia de 1 kg de sólido seco sobre una superficie de filtración de 1m^2)

Si se diferencia la ecuación 1.4, se obtiene la ecuación 1.6.

$$\frac{d(t)}{d(V)} = \frac{2V}{K} + \frac{2C}{K} \quad [1.6]$$

Al graficar la relación entre los intervalos de tiempo y los intervalos de volumen, $\Delta t/\Delta V$, en función del volumen filtrado V , se obtiene puntos, cuya tendencia es lineal y se hace una aproximación a la ecuación 1.6.

La ecuación 1.6 es similar a la ecuación 1.7 que es la ecuación de una recta. Entonces al comparar estas ecuaciones se puede calcular los valores de la resistencia específica de la torta y de las constantes K y C .

$$y = mx + b \quad [1.7]$$

1.2.3 TRATAMIENTOS TERCIARIOS

1.2.3.1 Tecnologías de membranas

Las tecnologías de membranas son operaciones que, mediante el empleo de membranas que actúan como barreras físicas semipermeables, separan los sólidos contaminantes del agua y generan un efluente acuoso depurado. El uso de membranas se ha extendido y ha promovido un avance tecnológico de membranas que, a su vez, ha reducido los elevados costos de las membranas y de los equipos.

Estas operaciones, realmente, no eliminan el contaminante sino que, únicamente, lo concentran en otra fase. La selección de la membrana adecuada es indispensable para el eficiente funcionamiento del equipo.

Los materiales más empleados para la fabricación de membranas son polímeros y cerámicos. Las tecnologías de membranas empleadas para tratamiento de aguas residuales y la fuerza impulsora responsable del flujo a través de las membranas, se presentan en la tabla 1.6 (CITME y REMTAVARES, 2006).

Tabla 1.6 Equipos empleados para la separación de grasas y aceites

TECNOLOGÍA	FUERZA IMPULSORA
Microfiltración	Diferencia de presión transmembrana
Ultrafiltración	
Ósmosis inversa	
Nanofiltración	
Electrodialisis	Diferencia de potencial eléctrico transmembrana

(CITME y REMTAVARES, 2006)

1.2.3.2 Tratamientos biológicos

La biodegradación es un proceso que realizan las bacterias que están presentes en la naturaleza. Las bacterias son capaces de metabolizar un compuesto químico y degradarlo a compuestos menos complejos mediante reacciones enzimáticas. Los productos finales de la biodegradación son dióxido de carbono, metano y agua (Galván, 1996).

El tratamiento biológico es empleado ampliamente para el tratamiento de aguas residuales urbanas e industriales porque las bacterias eliminan la materia orgánica biodegradable y micronutrientes.

Las aguas residuales contienen materia orgánica en forma suspendida o coloidal y gran parte de esta es biodegradable. Existe materia orgánica que no es o es

lentamente biodegradable y limita la aplicación de tratamientos biológicos (Cisterna y Peña, 2002).

El metabolismo de las bacterias es decisivo en el diseño de estos tratamientos. Existen sistemas aerobios, anaerobios y anóxicos.

a) Sistemas aerobios

En este tipo de sistemas, el oxígeno es indispensable para la degradación de los contaminantes, por lo tanto la solubilidad del oxígeno en el agua condiciona el tratamiento. Un ejemplo de sistemas aerobios son los lodos activados. En este caso se mezclan bacterias aerobias con el agua residual y mediante bombas se agita la mezcla para mantener el contacto con el oxígeno. Las ventajas que ofrecen estos sistemas son un tiempo de residencia corto y tratamiento de grandes volúmenes [CITME y REMTAVARES, 2006; Lechuga, 2005].

b) Sistemas anaerobios

Estos sistemas operan en ausencia de oxígeno y el producto que se obtiene es el gas metano. La producción de metano es una ventaja de este sistema, puesto que es un gas combustible.

Una serie de procesos microbiológicos ocurren dentro de un recipiente hermético. Las ventajas de los sistemas anaerobios frente a los aerobios son instalaciones menos costosas, no hay necesidad de suministrar oxígeno, menor requerimiento energético y menor cantidad de lodos residuales [CITME y REMTAVARES, 2006; Lechuga, 2005].

c) Sistemas anóxicos

Estos sistemas operan en ausencia de oxígeno y en presencia de nitratos. El producto obtenido es el gas inerte nitrógeno (Lechuga, 2005).

La selección del sistema más adecuado para el tratamiento de aguas residuales depende de las características del agua. El rendimiento del tratamiento biológico se analiza mediante el crecimiento de los microorganismos, mediante la evaluación de unidades formadoras de colonias y la toxicidad de los productos que se formaron (Lechuga, 2005).

1.2.3.3 Adsorción por carbón activado

La adsorción por carbón activado ha sido ampliamente usada en tratamiento de aguas residuales y tratamiento de gases. En la adsorción, sustancias solubles son captadas por la superficie de un sólido, por lo tanto, la superficie del sólido es un parámetro determinante en el diseño de un tratamiento que incluye filtros de carbón activado. Este tratamiento, generalmente, se presenta al final de los sistemas empleados. Las aplicaciones de la operación de adsorción es amplia y es capaz de remover una gran variedad de compuestos orgánicos, como colorantes, fenoles, mercaptanos, entre otros (CITME y REMTAVARES, 2006).

Hay dos formas de utilización de carbón activado que poseen diferentes características y, por lo tanto, diferentes aplicaciones. Estas son carbón activado granular y carbón activado en polvo.

a) Carbón activado granular (GAC)

El carbón activado granular se utiliza comúnmente en columnas o lechos que permitan alcanzar mayores capacidades de adsorción. Se emplea para la eliminación de compuestos orgánicos que pueden estar presentes en el agua (AWWA, 2002).

b) Carbón activo en polvo (CAP)

Este tipo de carbón se suele utilizar en procesos biológicos, cuando el agua contiene elementos orgánicos que pueden resultar tóxicos. También se suele añadir al agua a tratar y, pasado un tiempo de contacto, normalmente con agitación, se deja sedimentar las partículas para su separación previa. Suele tratarse de operaciones llevadas a cabo en sistemas discontinuos. (CITME y REMTAVARES, 2006).

1.2.3.4 Isoterma de Adsorción

La capacidad de remoción de contaminantes lograda a través de adsorción por carbón activado, se puede determinar con la isoterma de adsorción, que es la relación de equilibrio a temperatura constante entre la cantidad de sustancia adsorbida por unidad de masa de carbón activado y su concentración en la solución circundante en equilibrio [Corbitt, 2003; AWWA, 2002].

Existen varios modelos que describen el equilibrio de adsorción. Las ecuaciones de Freundlich y la ecuación de Langmuir describen el equilibrio de adsorción para un solo soluto (AWWA, 2002).

Ecuación de Freundlich:

$$\frac{x}{m} = K \cdot C_f^{1/n} \quad [1.8]$$

Donde:

X/m = capacidad de adsorción (mg de adsorbato/g de C.A.)

X = cantidad de soluto adsorbido

m = masa de C.A. (g C.A.)

K, n = constantes empíricas que dependen del adsorbato y del adsorbente

C_f = concentración final del soluto en solución (mg/L)

La ecuación de Freundlich puede ser linealizada como se observa en la ecuación 1.9.

$$\log\left(\frac{X}{m}\right) = \log(K) + \frac{1}{n} \log(C_f) \quad [1.9]$$

Ecuación de Langmuir:

$$\frac{X}{m} = \frac{a \cdot C_f}{1 + b \cdot C_f} \quad [1.10]$$

Donde:

X/m = capacidad de adsorción (mg de adsorbato/g de C.A.)

X = cantidad de soluto adsorbido

m = masa de carbón activado (g C.A.)

a, b = constantes empíricas que dependen del adsorbato y del adsorbente

C_f = concentración final del soluto en solución (mg/L)

La ecuación de Langmuir puede ser linealizada como se observa en la ecuación 1.11.

$$\frac{1}{X/m} = \frac{1}{a} \cdot \frac{1}{C_f} + \frac{b}{a} \quad [1.11]$$

Los factores que afectan la capacidad de adsorción del C.A. son las propiedades del adsorbato, la química superficial del C.A., el pH del agua residual, la agitación, la temperatura, la presencia de competidores y la presencia de sólidos suspendidos y de aceites y grasas. La adsorción competitiva es importante en el tratamiento de aguas residuales, pues los compuestos a ser adsorbidos coexisten con otros compuestos que también pueden ser adsorbidos (AWWA, 2002).

1.3 MÉTODOS NO CONVENCIONALES DE TRATAMIENTO DE EFLUENTES ACUOSOS

1.3.1 ELECTROCOAGULACIÓN

La electrocoagulación es una operación electroquímica mediante la cual las partículas suspendidas o disueltas contenidas en el efluente se aglomeran debido a la presencia de iones cargados positivamente que desestabilizan la emulsión. Los iones positivos son proveídos por reacciones de oxidación iniciadas por corriente continua, la cual es aplicada a ánodos de sacrificio (Bensadok *et al.*, 2008). Los ánodos de sacrificio empleados para la electrocoagulación pueden ser de hierro o aluminio (Barrenechea, 2005).

La circulación de corriente eléctrica inicia reacciones de óxido-reducción (redox) que generan iones metálicos (Al^{3+} o Fe^{2+}), estos iones se combinan con los iones hidroxilo producidos por la electrólisis de agua y forman hidróxidos metálicos que favorecen la desestabilización de la emulsión y la formación de aglomerados de los sólidos en suspensión.

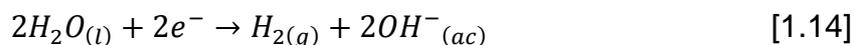
Los aglomerados formados son separados por sedimentación y por flotación, según la densidad de los contaminantes.

Cuando se emplean electrodos de aluminio, se presentan las reacciones de óxido-reducción 1.12, 1.13, 1.14 y 1.15.

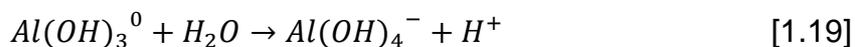
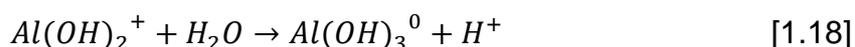
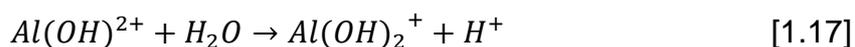
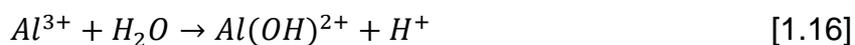
En el ánodo, las reacciones de oxidación son:



En el cátodo las reacciones de reducción son:



Los cationes de aluminio (Al^{3+}) reaccionan con los iones hidroxilo (OH^-) para formar hidróxidos y polihidróxidos. Se presentan las siguientes reacciones [Bensadok *et al.*, 2007; Cañizares *et al.*, 2007].



El hidróxido de aluminio es una especie amorfa, gelatinosa y menos soluble en agua, que posee una gran área de contacto, por lo que adsorbe las partículas contaminantes (Restrepo *et al.*, 2007).



Las concentraciones de especies de aluminio presentes en el agua dependen del pH, como se muestra en la figura 1.10.

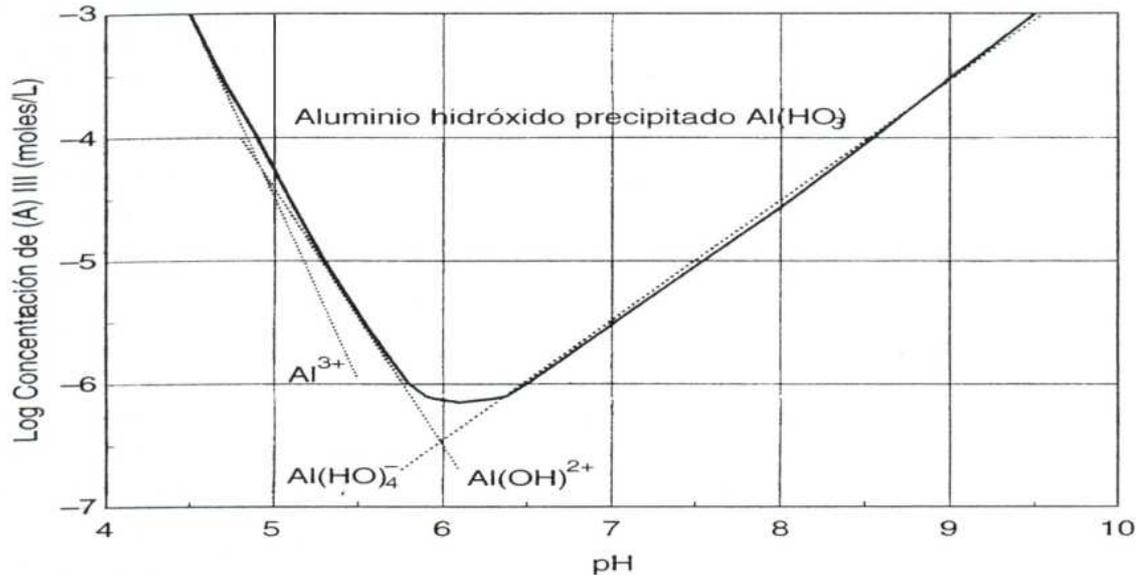


Figura 1.10 Diagrama de solubilidad del precipitado de hidróxido de aluminio amorfo (AWWA, 2002)

Los polihidróxidos de aluminio actúan como coagulantes, se adsorben a las partículas y neutralizan las cargas de los coloides. La desestabilización es similar a la misma que se consigue con coagulación química. Los coagulantes reducen la carga superficial de las micelas y causan una separación de las fases acuosa y oleosa (Cañizares *et al.*, 2007).

Las curvas cinéticas muestran que la electrocoagulación se divide en dos fases, una reactiva en la que se evidencia un alto aumento de la remoción, pero otra estacionaria, para la cual más disolución de aluminio es innecesaria. (Benzadok *et al.*, 2008)

La electrocoagulación puede competir con otras técnicas de tratamiento de aguas residuales, tanto económica como ambientalmente. (Benzadok *et al.*, 2008).

Los electrodos pueden ser conectados de diferentes modos, por ejemplo, en paralelo o en serie. La conexión de los electrodos en paralelo en un reactor de electrocoagulación se puede observar en la figura 1.11. La conexión de los electrodos en serie en un reactor de electrocoagulación se puede observar en la figura 1.12.

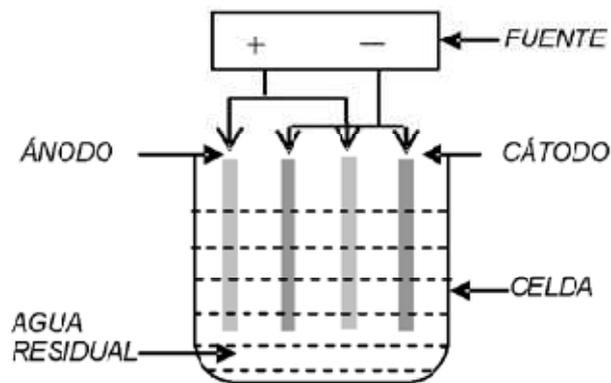


Figura 1.11 Reactor de electrocoagulación con electrodos monopolares conectados en paralelo
(Restrepo et al., 2007)

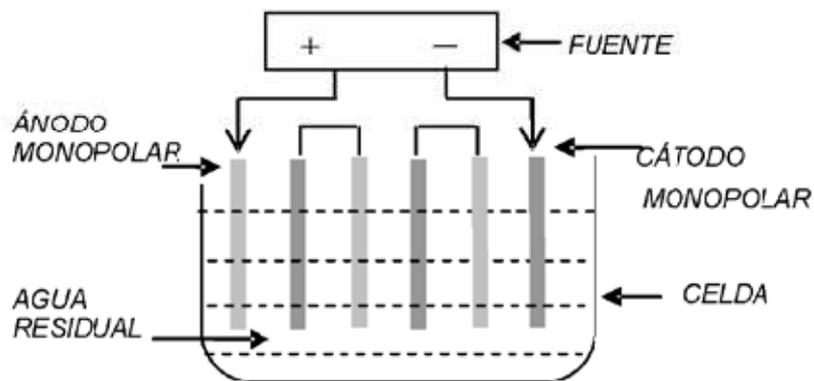


Figura 1.12 Reactor de electrocoagulación con electrodos monopolares conectados en serie
(Restrepo et al., 2007)

Los reactores que se emplean en electrocoagulación pueden ser de tipo batch o continuo.

1.3.1.1 Variables que influyen en la electrocoagulación

a) Efecto del pH

El pH es una de las variables más controlantes de esta operación porque solo en un determinado rango de pH se obtienen los mejores resultados.

b) Efecto de la densidad de corriente

La densidad de corriente es una variable muy influyente porque determina la cantidad de aluminio o hierro que actúa como coagulante y la cantidad de burbujas formadas que favorecen la floculación. En general un aumento de la densidad de corriente genera un aumento en la remoción de contaminante. Sin embargo, una densidad de corriente demasiado grande genera mayores costos por consumo de energía. La selección de la densidad de corriente podría realizarse al tomar en cuenta otros parámetros de operación, como pH y temperatura [Restrepo *et al.*, 2007; Bande *et al.*, 2008].

El consumo de energía empleada en los estudios de Bande *et al.* estuvo en el rango de 0,17 a 2,25 KWh/m³ por un lapso de 40 minutos.

1.3.1.2 Cálculo del trabajo eléctrico

El trabajo eléctrico, w , efectuado cuando una corriente de intensidad I pasa durante t segundos por una resistencia a través de la cual existe una diferencia de potencial ε , está dado por la ley de Joule (Maron y Prutton, 1996). La unidad del trabajo eléctrico se expresa en julios.

$$w = \varepsilon \cdot I \cdot t \quad [1.21]$$

1.3.1.3 Cálculo de la potencia eléctrica

La velocidad a la cual se realiza un trabajo por una corriente eléctrica se expresa en vatios. Un vatio es el trabajo producido por un julio en un segundo (Maron y Prutton, 1978). En la ecuación 1.22, la potencia en vatios “ p ” de una corriente es:

$$p = \varepsilon \cdot I \quad [1.22]$$

1.3.1.4 Leyes de Faraday

La reacción en el ánodo es de oxidación y la reacción en el cátodo es de reducción.

a) Primera Ley de Faraday

“La masa de una sustancia involucrada en la reacción de cualquier electrodo es directamente proporcional a la cantidad de electricidad que pasa por la solución” (Maron y Prutton, 1996). Esta ley no depende de la temperatura, presión o naturaleza del solvente, siempre y cuando sea capaz de promover la ionización.

b) Segunda Ley de Faraday

“Las masas de diferentes sustancias producidas por el paso de una corriente son directamente proporcionales a sus pesos equivalentes.” “La misma cantidad de electricidad producirá cantidades equivalentes químicamente de todas las sustancias que resultan de este proceso” (Maron y Prutton, 1996).

El peso de los productos primarios formados por cualquier proceso electrolítico se puede calcular, sobre la base de los datos de la intensidad de corriente y el tiempo de circulación.

1.3.1.5 Aplicaciones de la técnica de electrocoagulación

La electrocoagulación es una de las mejores alternativas para el tratamiento de efluentes de tipo industrial debido a su versatilidad, adaptabilidad en áreas de operación pequeñas y, además, solo requiere energía eléctrica para conseguir la desestabilización de la emulsión (CITME y REMTAVARES, 2006).

Esta operación se ha empleado para tratar aguas contaminadas con sólidos suspendidos, aceites y grasas, metales pesados, fosfatos, fluoruros y agua procedente de industrias textiles. A continuación se describen casos específicos del empleo de la técnica de electrocoagulación:

a) Eliminación de flúor en aguas subterráneas

Al aplicar electrocoagulación para tratar aguas subterráneas se obtuvo un porcentaje de remoción del 97% de flúor presente en la fuente de agua para una planta potabilizadora en la ciudad de Chihuahua. La concentración de flúor se redujo de 2,40 mg/L a 0,07 mg/L al emplear un reactor de electrocoagulación con placas de aluminio y se trató un flujo de 8 L/min (Miramontes *et al.*, 2002).

b) Remoción de aceites y grasas en aguas residuales

La electrocoagulación se ha estudiado como técnica de tratamiento de aguas residuales contaminadas con aceites y grasas. Se concluyó que la electrocoagulación es una excelente alternativa para la remoción de aceites y grasas. Los porcentajes de remoción obtenidos fueron de 75% hasta 93% (Jaramillo, *et al.*, 2007).

c) Remoción de hidrocarburos de agua de pozos petroleros

Estudios anteriores que han empleado electrocoagulación para tratar agua de pozos petroleros con presencia de 100 a 1 000 mg/L de hidrocarburos, han logrado eficiencias de remoción de hidrocarburos de 90% por un periodo de tratamiento de 30 min y de 94,44% de remoción de hidrocarburos con 4 mg/L de salinidad (Bande *et al.*, 2008).

La electrocoagulación es capaz de tratar aguas residuales de manera segura y al alcance de las industrias, desde el punto de vista económico; esta técnica puede ofrecer soluciones reales a problemas concretos de la empresa generadora de residuos líquidos (Jaramillo *et al.*, 2005).

Se ha estimado que los costos de operación para tratar por electrocoagulación un millón y medio de galones por año contaminados con sólidos suspendidos, aceites, grasas y metales pesados son de US\$ 1 500, mientras que los costos para tratar la misma agua residual por medio de coagulación química es del orden de US\$ 45 000, para un ahorro anual del orden de US\$ 43 500 cuando se aplica electrocoagulación en lugar de coagulación química (Restrepo *et al.*, 2007).

1.3.2 ELECTROFLOTACIÓN

Es una operación que mediante la formación de pequeñas burbujas de hidrógeno y oxígeno arrastra contaminantes de baja densidad hacia la superficie del cuerpo de agua y facilita la remoción de estos.

Las burbujas de hidrógeno son generadas por las reacciones de oxidación y reducción que se dan en los electrodos, es decir por electrolisis del agua. Las burbujas de hidrógeno se adhieren a los coágulos formados por la electrocoagulación y son arrastrados a la superficie por flotación.

Las principales ventajas de la electroflotación son que las burbujas generadas son pequeñas (alrededor de 20 μm) y de tamaño uniforme. La variación de corriente permite aumentar la cantidad de burbujas para aumentar la separación de los contaminantes del agua residual.

Al añadir un electrolito aumenta la conductividad y se promueve la formación de burbujas más pequeñas que aumenta la superficie de contacto y por lo tanto mejora la operación de electroflotación.

Las burbujas ayudan a que no se formen depósitos en la superficie de las placas que trabajan como cátodos (Bensadok *et al.*, 2007).

1.3.3 OXIDACIÓN CON AIRE EN PRESENCIA DE CARBÓN ACTIVADO

Los efluentes, caracterizados por altas concentraciones de DQO y DBO_5 , requieren tratamientos oxidativos para su tratamiento. En las primeras etapas de muchos tratamientos de aguas residuales provenientes de la industria se realiza una aireación que permita disminuir los valores de DQO y DBO_5 , con el empleo de aire, como reactivo oxidante.

Existen algunos estudios de oxidación catalizada con carbón activado, por ejemplo, se han tratado efluentes cianurados mediante aireación en presencia de carbón activado impregnado con sales de cobre, los porcentajes de remoción de cianuro son superiores al 95% (Deveci *et al.*, 2006).

Algunos de los tratamientos empleados para aguas residuales con altas concentraciones de materia orgánica, que utilizan oxidación con aire, corresponden a tratamientos de oxidación húmeda catalítica que por sus siglas en inglés se conocen como CWAO.

1.3.3.1 Oxidación húmeda catalítica (CWAO)

Este tratamiento involucra la degradación de compuestos orgánicos en presencia de catalizadores que aceleran la velocidad de reacción de degradación y disminuyen los tiempos de residencia. El reactivo oxidante es el aire o el oxígeno. La presencia del catalizador permite trabajar bajo condiciones moderadas de temperatura y presión. Los catalizadores más empleados son metales u óxidos metálicos soportados, pero también se han probado otros catalizadores (CITME y REMTAVARES, 2006).

Este tratamiento se ha probado con mucho éxito en aguas residuales contaminadas con más de 5 000 mg/L de DQO y se han logrado remociones del 75% al 99% de DQO. También se ha probado en efluentes contaminados con cianuro (CITME y REMTAVARES, 2006).

Existen tratamientos de oxidación catalizada patentados que emplean diferentes catalizadores y aire para la oxidación. Por ejemplo el proceso LOPROX emplea un catalizador de hierro II (Fe^{2+}), el proceso Ciba-Geigy emplea una sal de cobre y el proceso NS-LC utiliza un catalizador de $\text{Pt-Pd/TiO}_2\text{-ZrO}_2$. Estos tratamientos alcanzan remociones de más del 90% de DQO y reducen los tiempos de residencia (CITME y REMTAVARES, 2006).

1.3.4 PROCESOS AVANZADOS DE OXIDACIÓN (AOPs)

Son procesos que involucran la generación de radicales hidroxilo $\text{HO}\cdot$ que interactúan con los compuestos orgánicos contenidos en el agua residual. Existen diferentes maneras de generar los radicales hidroxilos. Los tratamientos más empleados son aquellos que emplean ozono, peróxido de hidrógeno, radiación ultravioleta y fotocátalisis (CITME y REMTAVARES, 2006).

El ozono es un gas cuya molécula está formada por tres átomos de oxígeno. El ozono es un potente oxidante y por eso empleado en tratamientos de aguas residuales [Gómez, 2000; Perez, 2006]. El ozono se emplea, principalmente, para desinfección, remoción de color y oxidación de materia orgánica y de metales de transición (AWWA, 2002).

El ozono puede actuar de manera directa, como molécula, y de manera indirecta, a través de la formación de radicales, con los compuestos presentes en el agua residual. Un proceso de radicales libres es menos selectivo que uno de reacción directa. Sin embargo, se realiza a mayor velocidad lo cual es más importante en un proceso de tratamiento de aguas residuales. Debido a la acción del ozono, sustancias como aminas, pesticidas y especies aromáticas pueden ser transformadas y llevadas a un estado en el cual su biodegradabilidad puede realizarse fácilmente (Forero *et al.*, 2005).

Para la medición del flujo de ozono que ingresa, que sale y que reacciona se emplea el método yodométrico. Este método consiste en titular el yodo liberado por acción del ozono con tiosulfato de sodio [Forero *et al.*, 2005; Perez, 2006].

Uno de los procesos avanzados de oxidación combina ozono y peróxido de hidrógeno que por acción del radical hidroxilo degrada la materia orgánica. La adición de peróxido de hidrógeno a los sistemas de ozonización es una de las formas más inmediatas de acelerar la descomposición de ozono y la formación de radicales hidroxilo $\text{OH}\cdot$ (Forero *et al.*, 2005).

Los AOPs tienen ciertas ventajas frente a otras técnicas de tratamiento. Estos procesos no son selectivos, lo que significa una ventaja en el tratamiento de efluentes (CITME y REMTAVARES, 2006).

La desventaja de estos tratamientos es el costo del agua oxigenada y de la generación de ozono. Estos procesos, generalmente, se realizan cuando el tratamiento biológico no es posible y cuando la concentración de DQO es menor a 5 000 mg/L (CITME y REMTAVARES, 2006).

2. PARTE EXPERIMENTAL

En este trabajo se evaluaron y compararon métodos convencionales (coagulación química, sedimentación, filtración, adsorción) y no convencionales (aireación en presencia de carbón activado, electrocoagulación y tratamiento con ozono) para el tratamiento de aguas residuales provenientes de una empresa de mantenimiento de motores que contienen aceites y grasas, hidrocarburos, tensoactivos, sólidos en suspensión y metales pesados.

Como primer paso, se realizó la colección de la muestra del efluente generado en la empresa de mantenimiento de motores. Debido a la alta heterogeneidad de la muestra se realizaron 8 fases de muestreo. Las muestras fueron caracterizadas y los resultados de los análisis se compararon con los límites máximos permisibles establecidos en la norma técnica de la ordenanza 213 del Municipio del Distrito Metropolitano de Quito MDMQ para descargas líquidas.

En los primeros ensayos se emplearon los tratamientos de coagulación química y electrocoagulación que redujeron sólidos suspendidos y turbiedad. Se realizó una segunda serie de ensayos que consistieron en reducir primero la cantidad de materia orgánica presente en el efluente mediante procesos oxidativos, como la aireación en presencia de carbón activado que se empleó como pretratamiento. A continuación, el efluente pretratado por aireación en presencia de carbón activado se sometió nuevamente a las técnicas de coagulación química y electrocoagulación para desestabilizar la emulsión. La electroflotación ligada a la electrocoagulación redujo aceites y grasas. Se empleó la sedimentación para separar el agua clarificada de los lodos residuales. Los lodos residuales fueron filtrados a presión y el agua clarificada se sometió a 2 tipos de tratamientos. En el primer tratamiento se empleó ozono y el segundo tratamiento consistió en tratar el efluente con adsorción con carbón activado. La figura 2.1 muestra la secuencia de los ensayos realizados para el tratamiento del efluente.

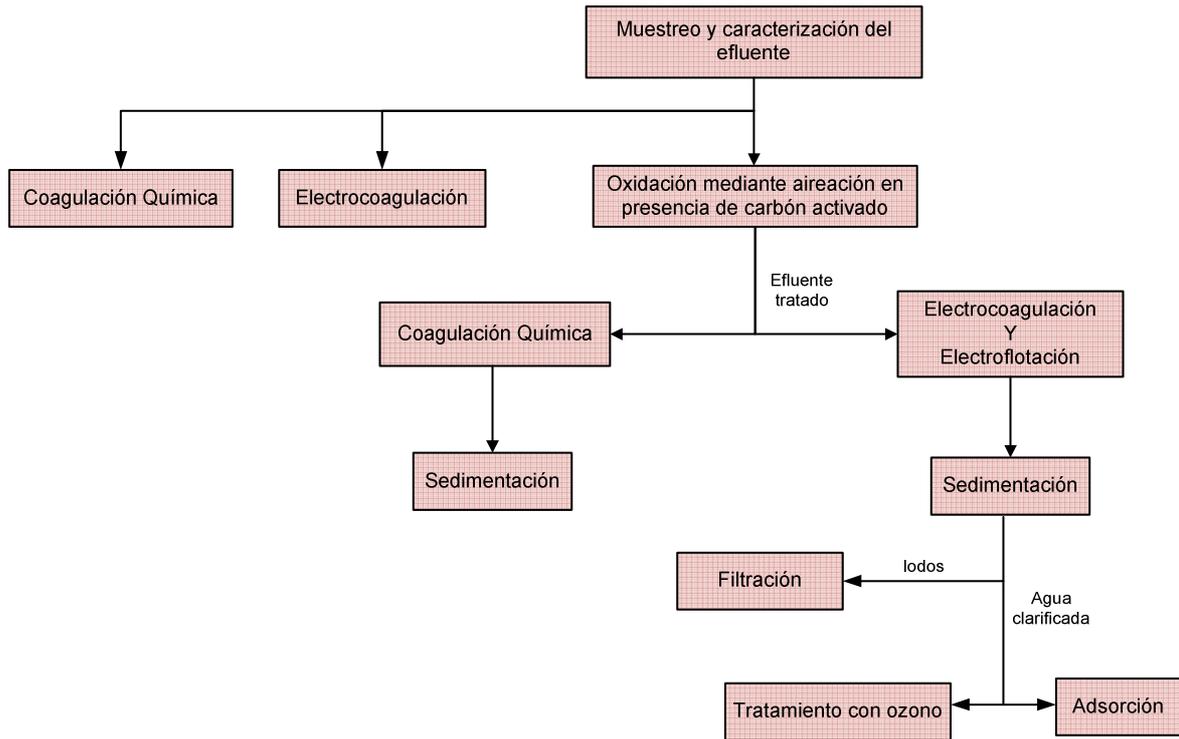


Figura 2.1. Esquema de la secuencia del tratamiento aplicado al efluente

2.1 CARACTERIZACIÓN DE EFLUENTES GENERADOS POR UNA EMPRESA DE MANTENIMIENTO DE MOTORES

En la empresa de mantenimiento de motores se estudió la fuente donde se genera el agua residual, la cantidad generada mensualmente y el tratamiento actual que recibe. Además, se estableció la frecuencia con la que se realiza el tratamiento del efluente en una pequeña planta destinada para el efecto que posee la empresa actualmente.

2.1.1 MUESTREO Y CARACTERIZACIÓN DE LOS EFLUENTES LÍQUIDOS

2.1.1.1 Materiales empleados para toma de muestras de efluente

- Recipiente de 4 L
- Balde de 30 L
- Jarra
- Termómetro HANNA 98121, precisión: $\pm 0,5$ °C
- pHmetro HANNA 98121, precisión: $\pm 0,05$ pH

2.1.1.2 Método para realizar la toma de muestras del efluente

La única fuente de generación de los residuos líquidos es el lavado de motores y sus piezas. La toma de muestras del efluente se realizó en la entrada de la planta de tratamiento existente en la empresa. Se realizaron 8 fases de muestreo.

Los muestreos se realizaron cuando la planta de mantenimiento de motores había terminado su jornada laboral y el personal se disponía a poner en funcionamiento la planta de tratamiento. Según la información obtenida a través de entrevistas realizadas al personal, la planta de tratamiento no trabaja continuamente, sino cuando se estima necesario, con base en los requerimientos de sus clientes y en el volumen del efluente almacenado.

El caudal de entrada a la planta de tratamiento se calculó mediante la medición de un volumen constante de ingreso en un determinado tiempo.

La figura 2.2 presenta un esquema de ubicación de los diferentes sectores de la planta, se señalan principalmente la fuente generadora del efluente, que es el lavado de motores y el lugar de muestreo.

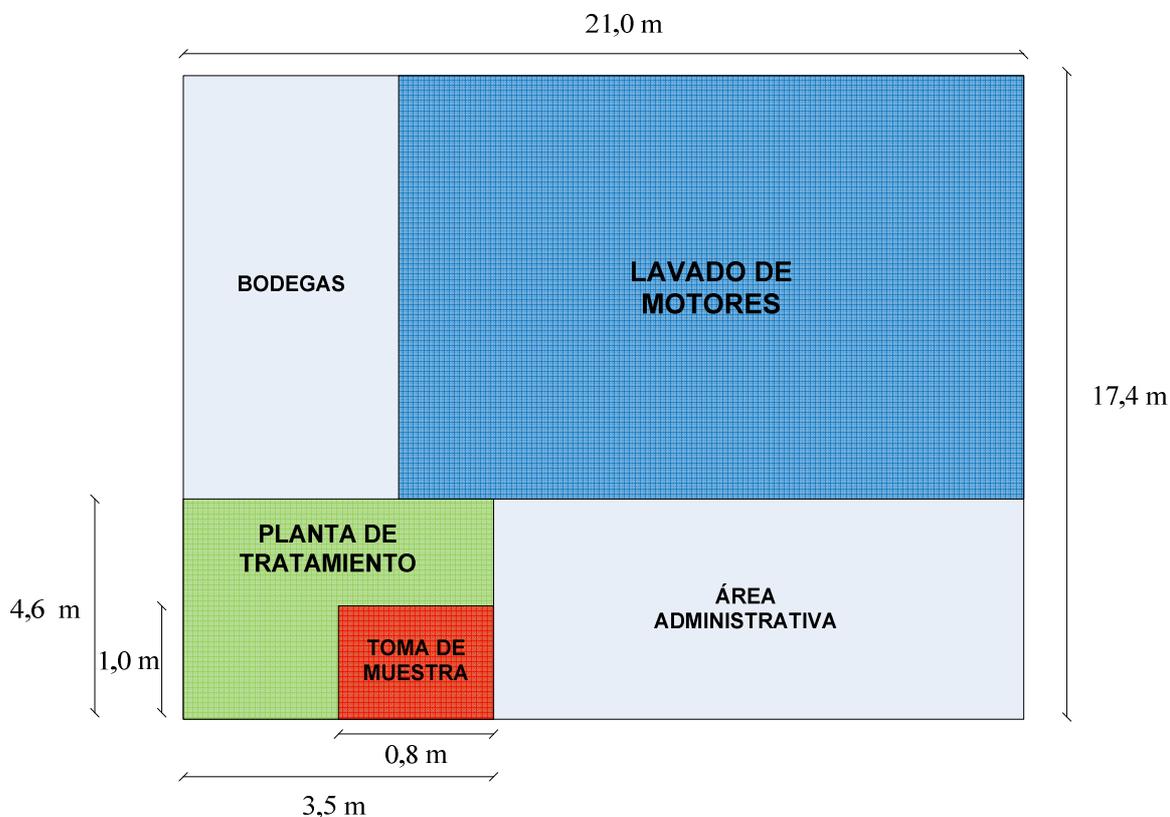


Figura 2.1. Esquema de la planta en la empresa de mantenimiento de motores

2.1.1.3 Caracterización del efluente líquido empleado

El paso preliminar para determinar las operaciones unitarias necesarias para el tratamiento de las aguas residuales fue la caracterización de las mismas. Las muestras del efluente a tratar se tomaron en un periodo comprendido entre junio de 2008 y junio de 2009 con una periodicidad trimestral.

Los parámetros analizados para la caracterización son DBO_5 , DQO, sólidos totales y suspendidos, aceites y grasas, tensoactivos, TPH, turbiedad, color

verdadero y contenido de metales pesados, de acuerdo a los establecidos en la norma técnica de la ordenanza 213 del Municipio del Distrito Metropolitano de Quito MDMQ que se detallan en la tabla 2.1.

Tabla 2.1. Parámetros a analizarse y los límites máximos establecidos por la norma técnica de la ordenanza 213

PARÁMETROS	EXPRESADO COMO	UNIDAD	LIMITE MÁXIMO	
			Alcantarillado	Cauce de agua
Aceites y grasas	A y G	mg/L	50	30
Aluminio	Al	mg/L	5,0	5,0
Arsénico total	As	mg/L	0,1	0,1
Cadmio	Cd	mg/L	0,02	0,02
Cobre	Cu	mg/L	1,0	1,0
Cromo Hexavalente	Cr+ ⁶	mg/L	0,5	0,5
Compuestos fenólicos	Expresado como fenol	mg/L	0,2	0,2
Color real	Color real	Unidades de color	-	Inapreciable en dilución: 1/20
Fósforo Total	P	mg/L	15	10
Hidrocarburos Totales	TPH	mg/L	20	20
Materia flotante	Visible	-	Ausencia	Ausencia
Manganeso	Mn	mg/L	10,0	2,0
Mercurio (total)	Hg	mg/L	0,01	0,005
Níquel	Ni	mg/L	2,0	2,0
Organoclorados totales	Concentración	mg/L	0,05	0,05
Plomo	Pb	mg/L	0,5	0,2
Potencial de hidrógeno	pH		5-9	5-9
Sólidos Sedimentables	-	mL/L	10	1,0
Temperatura	-	°C	< 40	< 35
Tensoactivos	MBAS	mg/L	0,5	0,5
Zinc	Zn	mg/L	2,0	2,0

(MDMQ, 2007)

La medición de estos parámetros se realizó con la colaboración de los laboratorios del CICAM de la Escuela Politécnica Nacional, quienes emplearon los siguientes procedimientos y normas:

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) fue analizada mediante el procedimiento APHA 5210 B y la demanda química de oxígeno (DQO) se analizó con el procedimiento APHA 5220 D. Los aceites y grasas fueron analizados mediante el procedimiento APHA 5522 B, gravimétrico. Los hidrocarburos totales de petróleo (TPH) se analizaron por el procedimiento EPA 418-0. Los

tensoactivos (detergentes aniónicos) se analizaron con el procedimiento APHA 5540 C Colorimétrico/Anionic Surfactants as MBAS. Los sólidos suspendidos se analizaron por el procedimiento APHA 2540 D. Los sólidos disueltos se determinaron por el procedimiento APHA 2540 C y los sólidos totales, por el procedimiento APHA 2540 D. La turbiedad se determinó por el procedimiento APHA 2130 B Nefelométrico.

Los metales como aluminio, cadmio, cobre, cromo, níquel, manganeso y cinc fueron analizados en los laboratorios del Departamento de Metalurgia Extractiva mediante espectroscopía de absorción atómica, en el equipo A Analyst 300 (Perkin Elmer). Adicionalmente el pH se midió con el pHmetro HANNA 98121. El color real y los sólidos suspendidos fueron analizados en un equipo HACH DR 2800.

2.2 ENSAYOS DE COAGULACIÓN, SEDIMENTACIÓN Y FILTRACIÓN

2.2.1 EVALUACIÓN DEL PROCESO DE COAGULACIÓN QUÍMICA

La coagulación química es una operación que se realizó con el objetivo de desestabilizar la emulsión y reducir los sólidos presentes en la muestra para clarificar el agua residual. Las variables empleadas en estos ensayos fueron el pH y el tipo y dosis de coagulante-floculante. Además, se estudió el desempeño de esta operación en comparación con otras técnicas no convencionales como la electrocoagulación.

Los parámetros de evaluación de estos ensayos fueron pH, DQO, sólidos suspendidos, turbiedad y concentración de aluminio, cobre y cinc. El análisis de estos parámetros se realizó de acuerdo con la metodología y normas que se detallan en el punto 2.1.1.3.

2.2.1.1 Reactivos para la evaluación del proceso de la coagulación química

Los reactivos que se probaron fueron coagulantes y floculantes comerciales como sulfato de aluminio, policloruro de aluminio (PAC) y poliacrilamida. Los dos reactivos coagulantes empleados pertenecen a diferentes casas comerciales y se denominan PAC-1 y PAC-2. El reactivo floculante empleado fue poliacrilamida.

En estos ensayos se emplearon muestras de efluentes, tomados en diferentes fechas, que presentaron distintas características entre sí, es decir tenían concentraciones diferentes de los parámetros de evaluación a ser medidos: aceites y grasas, hidrocarburos, tensoactivos, sólidos en suspensión y metales pesados.

2.2.1.2 Materiales y equipos para la evaluación del proceso de la coagulación química

- Vasos de precipitación
- Agitadores mecánicos Janke & Kunkel
- pHmetro HANNA 98121, precisión: $\pm 0,05$
- Balanza METTLER PJ300, precisión: $\pm 0,001$ g

2.2.1.3 Método para ensayos preliminares del tratamiento de coagulación para la comparación de dos tipos de coagulantes PAC

Los parámetros de evaluación fueron pH y turbiedad, medidos como se describe en la sección 2.1.1.3. El procedimiento seguido fue el siguiente:

1. Se ajustó el valor de pH de la muestra a 4,0 (pH inicial de la muestra), 8,0 y 11,0. Estos valores de pH se escogieron para trabajar tanto en valores ácidos como básicos.
2. Se añadieron 25 mL de los coagulantes PAC-1 Y PAC-2, a los diferentes vasos de precipitación que contenían 500 mL de muestra, es decir la dosis fue 50 mL de coagulante por L de agua residual.
3. Se mezcló el coagulante a 100 rpm por 1 min.
4. Se disminuyó la velocidad de agitación a 30 rpm y se agitó por 15 min.
5. Se detuvo la agitación al término de 15 minutos y se dejó sedimentar por 30 min.
6. Se tomaron 100 mL de muestra para medir la turbiedad.
7. Se estableció el desempeño de los dos reactivos PAC-1 y PAC-2 para seleccionar el que sería usado en el resto de ensayos.

2.2.1.4 Método para la selección del tipo de coagulante, la dosis y el pH de operación

En estos ensayos se empleó el mejor coagulante del ensayo anterior (25 – 150 mL/L), el mismo que presentó mejor desempeño en los ensayos preliminares y sulfato de aluminio (15 - 50 g/L). Los parámetros de evaluación fueron pH, sólidos suspendidos, turbiedad y concentración de aluminio, cobre y cinc, los mismos que fueron medidos según se indica en la sección 2.1.1.3. El procedimiento empleado fue el siguiente:

1. Se ajustó el valor de pH de la muestra a 4,0 (pH inicial de agua); 6,0; 8,0; 9,6; 10,5 y 11,0. Estos valores de pH se escogieron para trabajar en un rango amplio de valores ácidos y básicos. Los valores de pH en los ensayos con sulfato de aluminio fueron 4,0 y 6,0, debido a que este coagulante tiene un mejor desempeño en medio ácido (AWWA, 2002).

2. Se añadieron diferentes volúmenes de coagulante (PAC-1, sulfato de aluminio) a los diferentes vasos de precipitación que contenían 200 mL de muestra, como se muestra en la tabla 2.2.
3. Se mezcló el coagulante a 100 rpm por 1 min.
4. Se disminuyó la velocidad de agitación a 30 rpm y se agitó por 15 min.
5. Se detuvo la agitación al término de 15 min y se dejó sedimentar por 30 min.
6. Se tomaron 150 mL de muestra para medir la turbidez, sólidos suspendidos, turbiedad y concentración de aluminio, cobre y cinc.
7. Se analizó el desempeño de los dos reactivos PAC y sulfato de aluminio a diferentes valores de pH para seleccionar el mejor coagulante, la dosis y el pH de operación que serían usados en el resto de ensayos.

En la tabla 2.2 se presentan las condiciones de operación de los ensayos que se realizaron.

Tabla 2.2. Tipos y dosis de coagulante a diferentes valores de pH empleados para selección

pH	Coagulante	Dosis de coagulante
10,5	PAC	25, 50, 100, 150 mL/L
8,0	PAC	25, 50, 100, 150 mL/L
9,6	PAC	25, 50, 100, 150 mL/L
6,0	PAC	50, 150 mL/L
11,0	PAC	50, 150 mL/L
4,0	Sulfato de aluminio	15, 50 g/L
6,0	Sulfato de aluminio	15, 50 g/L

2.2.1.5 Método para la selección de la dosis de floculante

Para la selección de la dosis de floculante se siguió el siguiente procedimiento:

1. Se ajustó el valor de pH al valor seleccionado en ensayos anteriores y se añadió el volumen seleccionado de coagulante a los diferentes vasos de

precipitación que contenían 200 mL de la muestra del agua residual. Se mezcló a 100 rpm por 1 min.

2. Se añadieron diferentes cantidades de floculante a cada vaso. Las dosis fueron: 50, 100, 125, 135, 150, 160, 170 mL/L.
3. Se disminuyó la velocidad de agitación a 40 rpm por 15 min.
4. Se detuvo la agitación al término de los 15 min y se dejó sedimentar por 30 min.
5. Para seleccionar las condiciones que permitieron alcanzar una mejor reducción de sólidos suspendidos y turbiedad, se inspeccionó visualmente las muestras obtenidas de los ensayos.
6. Se tomaron 150 mL de las muestras seleccionadas y se midieron los parámetros: turbiedad, sólidos suspendidos y concentración de aluminio, cobre y cinc. Estos se midieron según los procedimientos descritos en la sección 2.1.1.3.
7. Se analizaron los resultados de los análisis y se seleccionó la dosis de floculante que tuvo mejor desempeño.

2.2.1.6 Método para el estudio de la influencia del pH, coagulante y floculante sobre la remoción de DQO y sólidos suspendidos

Este estudio se realizó para determinar el porcentaje de remoción de DQO y sólidos suspendidos que se alcanzaron a las condiciones de trabajo seleccionadas con base en los resultados obtenidos en los ensayos anteriores. Los parámetros de evaluación fueron DQO y sólidos suspendidos que se midieron según los procedimientos descritos en la sección 2.1.1.3. Para esta evaluación se procedió de la siguiente manera:

1. Se añadió el volumen seleccionado de coagulante a los diferentes vasos de precipitación que contenían 200 mL de la muestra del agua residual y se mezcló a 100 rpm por 1 min.

2. Se añadió la cantidad seleccionada de floculante a cada vaso.
3. Se disminuyó la velocidad de agitación a 40 rpm por 15 min.
4. Se detuvo la agitación al término de los 15 min y se dejó sedimentar por 30 min.
5. Se tomaron 200 mL de muestra y se analizó DQO y sólidos suspendidos.

2.2.2 EVALUACIÓN DE LA OPERACIÓN DE SEDIMENTACIÓN DESPUÉS DE COAGULACIÓN

Para evaluar esta operación se determinó la velocidad de sedimentación a través de la medición de la altura de interfase en función del tiempo. La sedimentación se empleó con el objetivo de reducir los sólidos en suspensión y clarificar el efluente tratado después de la desestabilización de la emulsión mediante la operación de coagulación. La muestra que se empleó en estos ensayos fue pretratada con coagulación química. Para evaluar la sedimentación se procedió de la siguiente manera:

1. Se registró la posición inicial de la interfase (aguas claras y emulsión desestabilizada); al inicio, a tiempo cero, esta altura correspondía a la altura del nivel de la emulsión.
2. Se registró la altura de la interfase con respecto al tiempo.
3. Se graficó la altura de interfase en función del tiempo para determinar la velocidad de sedimentación mediante el método Coe-Clevenger que se explica en la sección 1.2.1.2.
4. Se registró el valor del volumen final del sedimento.

2.2.3 EVALUACIÓN DEL PROCESO DE FILTRACIÓN

El proceso de filtración se evaluó con el método de Ruth que se detalla en la sección 1.2.2.2, con el cual se determinó la resistencia específica de filtración α y las constantes de Ruth C y K para los lodos residuales generados en la operación de coagulación.

2.2.3.1 Materiales y equipos utilizados para la evaluación del proceso de filtración

- Filtro a presión SEPOR
- Papel filtro
- Compresor Franklin Electric, modelo 1104211403

2.2.3.2 Método empleado para la evaluación del proceso de filtración

1. Se colocaron 2 L de lodos residuales en el filtro a presión.
2. Se colocó una probeta de 1 L en la descarga del filtro.
3. Se cerró el filtro y se abrió la válvula de paso de aire hasta que la presión del manómetro marcó 30 psi.
4. Se registraron en una tabla los valores de volumen filtrado en relación al tiempo.
5. Una vez que terminó la operación de filtración, se abrió el filtro y se registró el peso de la torta húmeda obtenida.
6. Se secó para determinar el peso de la torta seca.
7. Se registró el diámetro del filtro empleado.
8. Se determinaron las constantes C, K y α .

2.3. ENSAYOS DE ELECTROCOAGULACIÓN Y FLOTACIÓN

La electrocoagulación es una operación no convencional empleada para tratamiento de aguas residuales y está asociada a una operación de flotación, que se conoce con el nombre de electroflotación. Estas operaciones se evaluaron con el objetivo de compararlas con las técnicas convencionales y determinar sus ventajas y desventajas, tanto en el aspecto técnico como en el económico. El fundamento teórico de cada una de estas técnicas se encuentra detallado en las secciones 1.3.1 y 1.3.2.

2.3.1 EVALUACIÓN DEL PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN

2.3.1.1 Reactivos empleados para la evaluación del proceso de electrocoagulación

- Ca(OH)_2 25 g/L
- H_2SO_4 0,01 N
- Muestra de agua residual

2.3.1.2 Materiales y equipos utilizados para la evaluación del proceso de electrocoagulación

- Rectificador de corriente ELECTROCOMERCIAL
- Multímetro PLUG IN ELECTRONICS
- pHmetro HANNA 98 121, precisión: $\pm 0,05$
- Reactor para electrocoagulación; capacidad: 1,5 L; dimensiones: 24 cm x 15 cm x 9,5 cm)
- Espectrofotómetro de Absorción Atómica A ANALYST 300

- Espectrofotómetro HACH DR 2800
- Placas de aluminio, espesor: 3 mm

La figura 2.2 muestra el esquema del reactor de electrocoagulación. En los primeros ensayos se trabajó con 6 placas de aluminio (electrodos) separadas entre sí por 3,2 cm. 3 placas se conectaron al cátodo y 3 placas al ánodo. Las placas se conectaron en paralelo, por lo tanto la diferencia de voltaje se mantuvo constante en el circuito y la intensidad de corriente total se distribuyó en las placas.

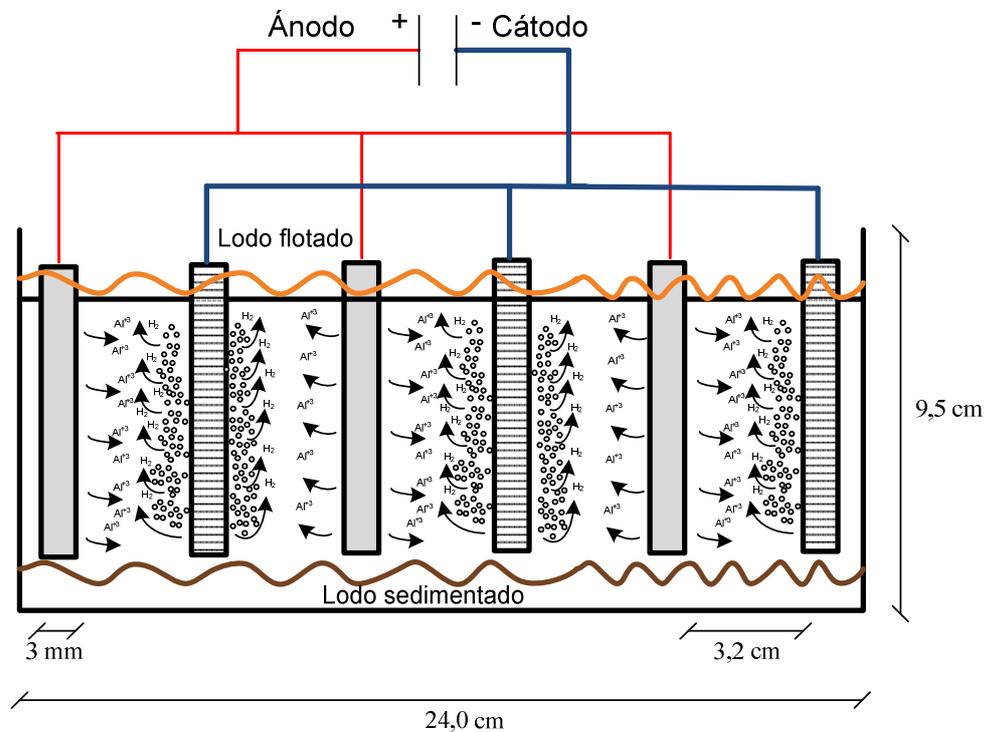


Figura 2.2. Esquema del reactor de electrocoagulación

La figura 2.3 muestra el reactor empleado y los electrodos de aluminio conectados y en contacto con el agua residual.

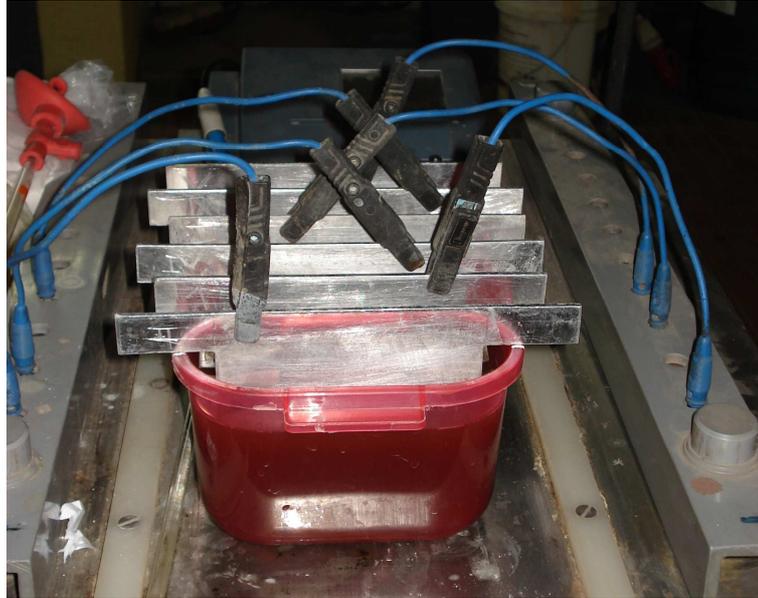


Figura 2.3. Reactor de electrocoagulación con el empleo de 6 electrodos

2.3.1.3 Método para evaluar la influencia del potencial de hidrógeno (pH) de la muestra sobre la remoción de turbiedad y sólidos totales

El potencial de hidrógeno, pH es una de las variables más influyentes en las operaciones de coagulación. Se probaron diferentes valores de pH, estos fueron 4,4; 6,0; 8,0; 9,0; 9,5; 9,7 y 10,0. Estos valores se escogieron para evaluar la electrocoagulación tanto en el pH inicial de la muestra (4,4), como en valores de pH ácidos y básicos. Además, en estudios anteriores relacionados con electrocoagulación, como tratamiento para emulsiones de aceite en agua, se han obtenido resultados exitosos con valores de pH entre 5 y 9 (Cañizares *et al.*, 2008).

El procedimiento seguido fue el siguiente

1. Se tomaron 1500 mL de muestra inicial, que se vertieron en el reactor de electrocoagulación.

2. Se ajustó el pH del efluente con la solución de hidróxido de calcio y ácido sulfúrico.
3. Se colocaron los 3 ánodos y los 3 cátodos en contacto con el efluente y a una distancia de 3,2 cm entre sí.
4. Se conectaron los ánodos y cátodos a la corriente eléctrica y se fijaron los valores de voltaje e intensidad de corriente eléctrica.
5. Se mantuvo la intensidad de corriente eléctrica por 90 min.
6. Se midió la intensidad de corriente y voltaje cada 15 min.
7. Después de los 90 min de tratamiento, se apagó el equipo y se dejó sedimentar el efluente tratado.
8. Se tomaron 200 mL de muestra del efluente tratado y se analizaron turbiedad y sólidos totales.

2.3.1.4 Método para evaluar la influencia de la intensidad de corriente eléctrica de operación sobre la remoción de turbiedad, sólidos suspendidos, DQO y tensoactivos

La intensidad de corriente eléctrica empleada es una variable trascendental debido al costo de su utilización. Por lo tanto, fue necesario establecer la mínima corriente que permita remociones eficientes de turbiedad, DQO, sólidos suspendidos, turbiedad y tensoactivos. Se utilizaron los siguientes valores de corriente eléctrica para el estudio: 1,0; 1,4; 1,6; 1,8; 2,0 y 2,2 A. Estos valores fueron seleccionados con base en los resultados de ensayos anteriores realizados para evaluación de electrocoagulación como tratamiento para emulsiones con aceites usados en operaciones mecánicas. (Bensadok *et al.*, 2007).

En este caso, el procedimiento fue el siguiente:

1. Se ajustó el pH del efluente al valor que presentó mejores resultados en el ensayo descrito en la sección 2.2.3.6.

2. Se colocaron los 3 ánodos y los 3 cátodos en contacto con el efluente y a una distancia de 3,2 cm.
3. Se conectaron los ánodos y cátodos a la corriente eléctrica y se fijaron los valores de voltaje e intensidad de corriente eléctrica.
4. Se mantuvo la intensidad de corriente eléctrica por 90 min.
5. Se midieron los valores de la intensidad de corriente y voltaje cada 15 min para verificar que permanecieran constantes.
6. Después de 90 min de operación, se tomaron 500 mL del efluente tratado y se analizaron sólidos suspendidos, turbiedad, DQO y tensoactivos.

2.3.1.5 Método para evaluar la influencia del tiempo de residencia sobre la remoción de sólidos suspendidos y concentración de metales de aluminio, cobre y cinc

El tiempo de residencia es una variable que debe ser establecida para reducir los costos de energía.

La muestra del efluente que se empleó en estos ensayos presentó un alto contenido de metales pesados. Los parámetros que se emplearon fueron sólidos suspendidos y concentración de los metales de aluminio, cobre y cinc.

Las intensidades de corriente eléctrica de operación que se probaron fueron de 1,6; 1,8; 2,0 y 2,2 A. Estos valores fueron seleccionados con base en los resultados obtenidos del estudio de la influencia de la intensidad de corriente eléctrica sobre la remoción de turbiedad, sólidos suspendidos, DQO y tensoactivos.

La intensidad de corriente eléctrica permaneció constante a lo largo de cada ensayo y se tomaron muestras cada 10 ó 15 min para analizar el desempeño de la operación con respecto al tiempo.

En este proceso, se siguieron los siguientes pasos:

1. Se ajustó el pH del efluente al valor seleccionado en ensayos anteriores.
2. Se colocaron los 3 ánodos y los 3 cátodos en contacto con el efluente y a una distancia determinada.
3. Se conectaron los ánodos y cátodos a la corriente eléctrica y se fijaron los valores de voltaje e intensidad de corriente eléctrica.
4. Se mantuvo la intensidad de corriente eléctrica por 90 min.
5. Se midieron los valores de intensidad de corriente y voltaje cada 15 min.
6. Se tomaron muestras de 20 mL cada 15 min para el análisis de la concentración de aluminio, cobre, cinc y sólidos suspendidos.
7. Después de 90 min de operación, se apagó el equipo y se dejó sedimentar el efluente tratado.

Con base en estos resultados se determinó el tiempo de residencia mínimo en el reactor.

2.3.1.6 Método para evaluar la influencia del número de electrodos empleados durante la electrocoagulación sobre la remoción de DQO, tensoactivos, sólidos totales, sólidos suspendidos y metales pesados

El número de electrodos empleados en la operación es una de las variables que determina la eficiencia de la electrocoagulación. En los ensayos anteriores se trabajó con 6 electrodos separados entre sí por 3,2 cm, y en estos ensayos se usaron 9 electrodos de aluminio separados entre sí por 2,2 cm. Como parámetros de evaluación se midieron la concentración de DQO, tensoactivos, sólidos totales, sólidos suspendidos y concentración de metales pesados. Se usó los métodos descritos en la sección 2.1.1.3. En la figura 2.4 se muestra el esquema del reactor con 9 electrodos de aluminio.

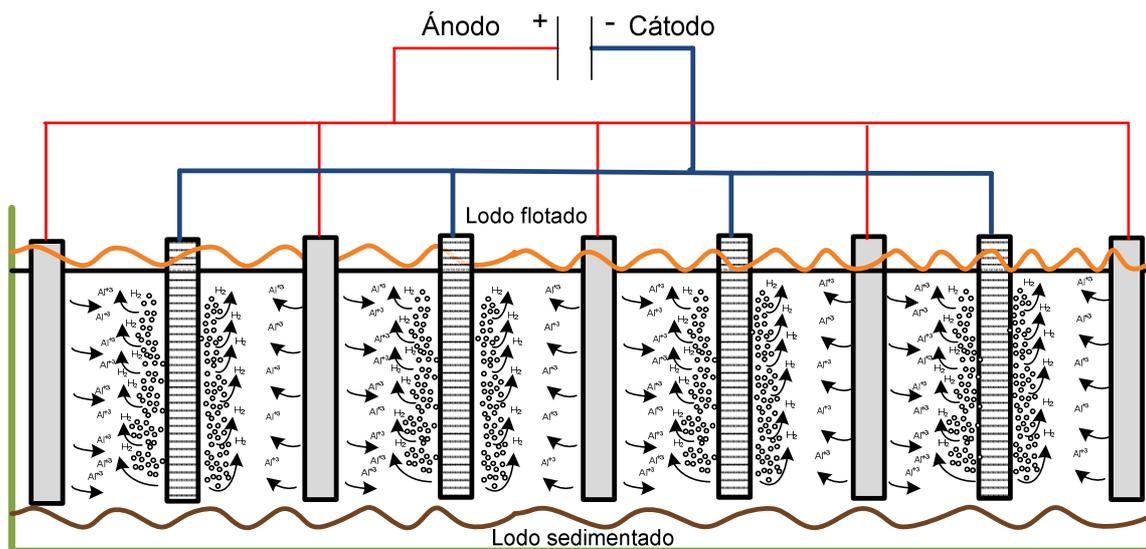


Figura 2.4. Esquema del reactor de electrocoagulación con 9 electrodos de aluminio

La metodología seguida fue la descrita a continuación:

1. Se ajustó el pH del efluente al valor seleccionado en estudios anteriores.
2. Se colocó el número de electrodos de prueba en contacto con el efluente.
3. Se conectaron los ánodos y cátodos a la corriente eléctrica y se fijaron los valores de voltaje e intensidad de corriente eléctrica.
4. Se mantuvo la intensidad de corriente eléctrica por 60 min.
5. Se midieron los valores de la intensidad de corriente y el voltaje cada 15 min.
6. Después de 60 min de operación, se apagó el equipo y se dejó sedimentar.
7. Se tomaron 500 mL de muestra tratada y se analizaron los parámetros para la correspondiente evaluación.

2.3.2 EVALUACIÓN DEL PROCESO DE FLOTACIÓN

Esta técnica de tratamiento, también conocida como electroflotación, se realizó con el objetivo de reducir la concentración de TPHs y aceites y grasas, presentes en el efluente. Las burbujas formadas durante el proceso de electrocoagulación arrastran dichos contaminantes hacia la superficie y los separan del agua tratada.

La muestra empleada en estos ensayos no fue pretratada y provino directamente de la empresa de mantenimiento de motores.

2.3.2.1 Materiales y equipos utilizados para la evaluación del proceso de flotación

- Rectificador de corriente ELECTROCOMERCIAL
- Multímetro PLUG IN ELECTRONICS
- pHmetro HANNA 98 121, precisión: $\pm 0,05$
- Reactor para electrocoagulación, capacidad: 1,5 L; dimensiones: 24 cm x 15 cm x 9,5 cm
- Placas de aluminio, espesor: 3 mm

2.3.2.2 Método empleado para la evaluación de la influencia del proceso de flotación ligado a la electrocoagulación sobre la remoción de TPHs y aceites y grasas

1. Se ajustó el pH del efluente al valor seleccionado en ensayos anteriores.
2. Se colocaron los 3 ánodos y los 3 cátodos en contacto con el efluente.
3. Se conectaron los ánodos y cátodos a la corriente eléctrica y se fijó la intensidad de corriente eléctrica en 1,4 A.
4. Se mantuvo el flujo de corriente por 60 min.
5. Se midieron los valores de la intensidad de corriente y el voltaje cada 15 min para verificar que permanecieran constantes.
6. Una vez alcanzado el tiempo de tratamiento, se apagó el equipo y se dejó sedimentar el efluente tratado.
7. Se recogió el lodo que flotó y se analizaron aceites y grasas y TPHs. Se usó el método descrito en la sección 2.1.1.3.
8. El método se repitió para obtener la cantidad de muestra necesaria para el análisis. La cantidad de muestra necesaria para analizar TPHs y aceites y

grasas fue 500 mL. Se analizaron 3 muestras de lodos flotados que se colectaron de los ensayos, cuyas condiciones de operación se detallan en la tabla 2.3.

Tabla 2.3. Condiciones de operación del tratamiento de flotación ligado a electrocoagulación

Condiciones de operación	Lodo		Lodo 2		Lodo 3
	Lodo 1	Lodo 1	Lodo 2	Lodo 2	Lodo 3
Número de electrodos	6	6	6	6	9
Intensidad de corriente (A)	1,4	1,6	1,8	2,0	1,8
Tiempo de residencia (min)	90	90	90	90	60

2.3.3 EVALUACIÓN DE LA OPERACIÓN DE SEDIMENTACIÓN DESPUÉS DE LA ELECTROCOAGULACIÓN

Para evaluar esta operación se determinó la velocidad de sedimentación a través de la medición de la altura de interfase en función del tiempo. La sedimentación se empleó con el objetivo de reducir los sólidos en suspensión y clarificar el efluente tratado, después de la desestabilización de la emulsión mediante la operación de electrocoagulación. La muestra que se empleó en estos ensayos fue pretratada con electrocoagulación. Los materiales y la metodología empleados para realizar este estudio son los mismos descritos en la sección 2.2.2.

2.3.4 EVALUACIÓN DEL PROCESO DE FILTRACIÓN DESPUÉS DE LA ELECTROCOAGULACIÓN

El proceso de filtración se evaluó con el método de Ruth que se detalla en la sección 1.2.2.2, con el cual se determinó la resistencia específica de filtración α y las constantes de Ruth C y K para los lodos residuales provenientes de la operación de electrocoagulación. Los materiales y la metodología empleados para realizar estos ensayos son los mismos descritos en la sección 2.2.3.

2.4 ENSAYOS DE OXIDACIÓN

La muestra se caracterizó por poseer altas concentraciones de materia orgánica presente, por lo tanto fue necesario aplicar técnicas que permitieron la oxidación de esta y la consecuente reducción de DQO, DBO₅, TPHs y tensoactivos. Se realizaron ensayos de oxidación mediante aireación en presencia de carbón activado y tratamiento con ozono.

2.4.1 ENSAYOS DE OXIDACIÓN MEDIANTE AIREACIÓN EN PRESENCIA DE CARBÓN ACTIVADO

Se realizaron ensayos de aireación en presencia de carbón activado, puesto que la aireación es un tratamiento destinado a oxidar materia orgánica presente en aguas residuales y el carbón activado presenta características catalíticas. Esta técnica se utilizó para reducir las altas concentraciones de DQO, DBO₅, TPHs y tensoactivos del agua residual generada por una empresa de mantenimiento de motores.

2.4.1.1 Reactivos, materiales y equipos utilizados en los ensayos de oxidación

Los reactivos empleados en los ensayos de oxidación fueron los siguientes:

- Carbón activado, granulometría: 8 x 20
- Antiespumante Foamkill Jet B

Los materiales empleados que conforman el ensayo se muestran en las figuras 2.6 y 2.7 y son:

- Columna de diámetro 7,5 cm
- Vaso de precipitación de 2 L
- Agitador mecánico Janke & Kunkel, modelo IKA labortechnik
- Compresor Franklin Electric, modelo 1104211403
- Difusor de aire
- Rotámetros AALBORG INSTRUMENTS & CONTROLS INC y RAGL. La calibración de los rotámetros se encuentra en el Anexo I.
- pHmetro HANNA 98 121, precisión: $\pm 0,05$ pH

Las figuras 2.5 y 2.6 muestran el sistema que se instaló para realizar los ensayos.

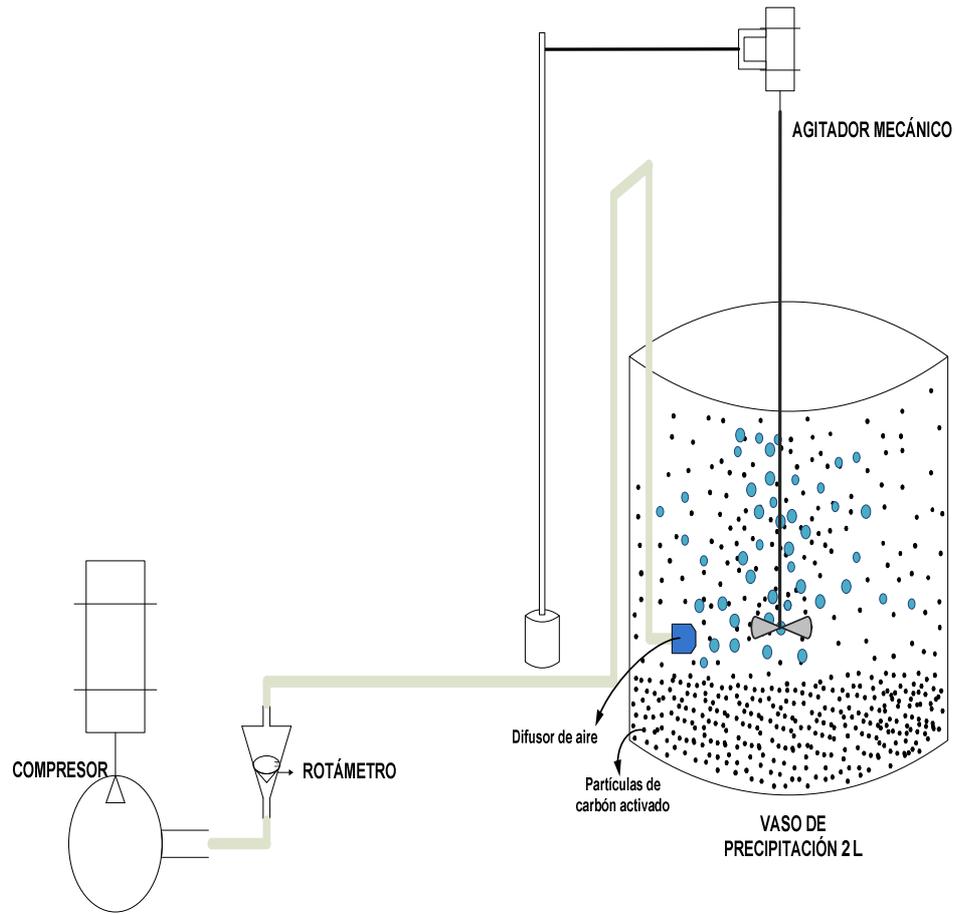


Figura 2.5. Esquema del reactor de aireación en presencia de carbón activado tipo vaso de precipitación

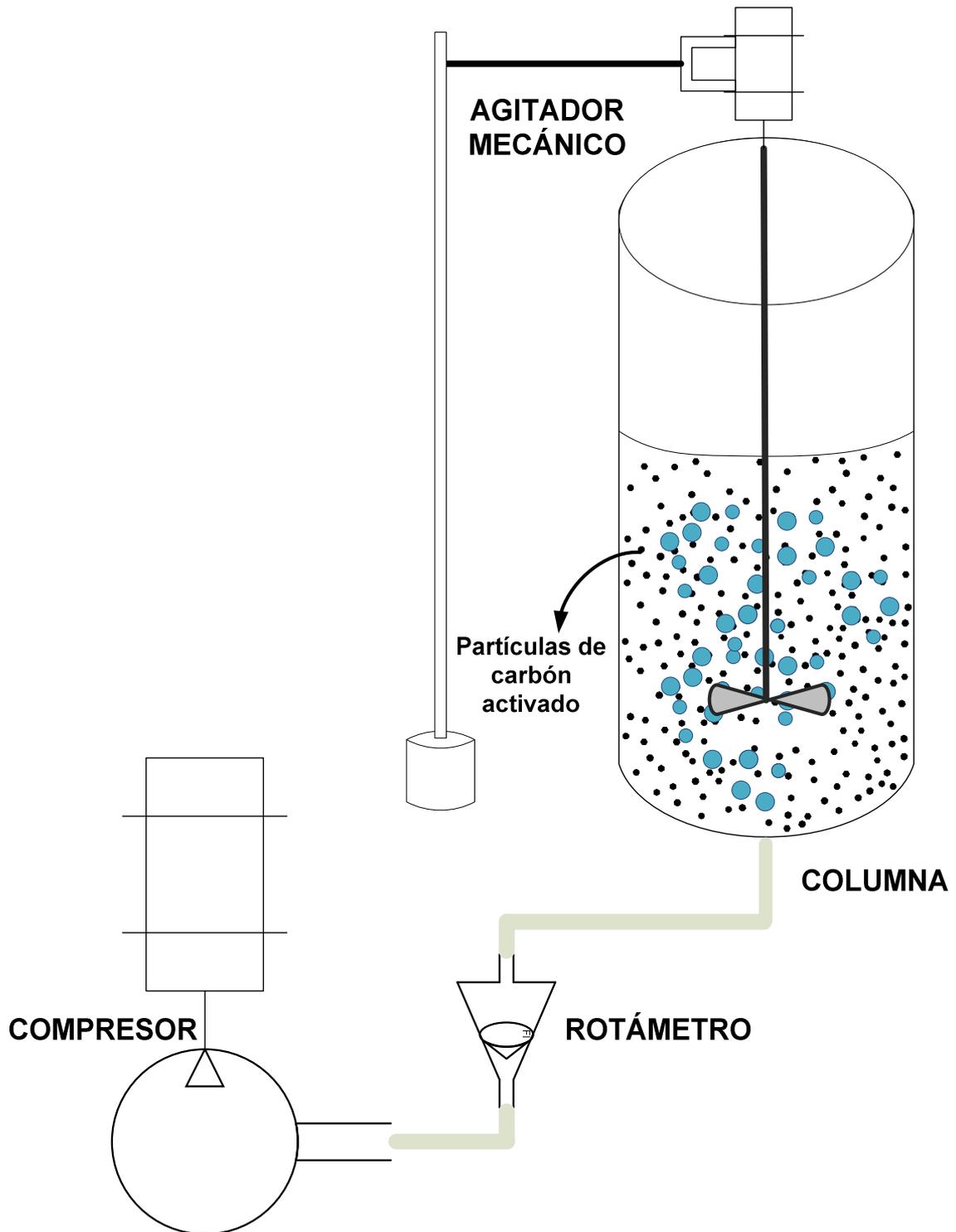


Figura 2.6. Esquema del reactor de aireación en presencia de carbón activado tipo columna con lecho fluidizado

2.4.1.2 Método para el estudio de la influencia de la cantidad de carbón activado agregada al proceso de aireación

Los parámetros empleados para la evaluación de esta operación fueron la demanda química de oxígeno (DQO), la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) e hidrocarburos totales de petróleo (TPHs). El flujo de aire durante la operación varió entre 0,019 N L/s y 0,028 N L/s.

El procedimiento seguido fue el siguiente:

1. Se tomaron 1 200 mL de muestra homogeneizada.
2. Se añadieron dosis de C.A. de: 37,6; 45,9; 54,3; 62,6; 70,9; 88,0, 104,3; 121,2; 166,7 g/L.
3. Se encendió la agitación de 500 rpm y la aireación con un flujo variable según la presencia de espuma. El flujo varió entre 0,019 N L/s y 0,028 N L/s.
4. Se detuvo la aireación y la agitación a las 4 h de haber iniciado.
5. Se separó el carbón activado y se analizaron los parámetros DBO₅, DQO y TPHs.

2.4.1.3 Método para el estudio de la influencia del tiempo de residencia en la oxidación en presencia de carbón activado

1. Se tomaron 1 200 mL de muestra homogeneizada.
2. Se añadieron 88,0 g/L de C.A. Se empleó esta cantidad, sobre la base de los buenos resultados obtenidos en ensayos preliminares.
3. Se encendió la agitación (500 rpm) y la aireación con un flujo variable según la presencia de espuma. El flujo varió entre 0,019 N L/s y 0,028 N L/s.
4. La aireación y agitación se detuvo a diferentes tiempos. Los tiempos fueron de 2, 4 y 8 h.

5. Se filtró la muestra y se analizaron los parámetros DBO_5 , DQO, TPH y tensoactivos.

2.4.1.4 Método para el estudio de la comparación de aireación normal con aireación en presencia de carbón activado en el reactor de capacidad 1,2 L

1. Se tomaron 1 200 mL de muestra homogeneizada.
2. Se añadieron diferentes dosis de C.A. seleccionadas en ensayos anteriores según los resultados obtenidos. Además, a una muestra no se le adicionó carbón activado.
3. Se encendió la agitación de 500 rpm y la aireación con un flujo de aire variable desde 0,033 N L/s hasta 0,048 N L/s.
4. La oxidación se detuvo a las 8 h de haber empezado el ensayo.
5. Se filtró la muestra y se analizaron los parámetros DBO_5 , DQO, TPHs y tensoactivos.

2.4.1.5 Método para el estudio de la comparación de aireación normal con aireación en presencia de carbón activado en el reactor tipo columna con lecho fluidizado

1. Se tomaron 2 500 mL de muestra homogeneizada para ser cargada en la columna.
2. Se agregaron 4 gotas de antiespumante Foamkill Jet B.
3. Se añadió una determinada cantidad de carbón activado. Las dosis de C.A. fueron: 20,0; 40, 0 y 88,0 g/L. Además, a una muestra no se le adicionó C.A.
4. Se encendió la aireación con un flujo de aire variable desde 0,215 N L/s hasta 0,285 N L/s.
5. La aireación se detuvo a las 8 h de haber empezado el ensayo.

6. Se separó el carbón activado y se analizaron los parámetros DBO_5 , DQO, TPHs y tensoactivos.

2.4.2 ENSAYOS DE OXIDACIÓN MEDIANTE OZONIZACIÓN

La ozonización es una reconocida técnica para el tratamiento de tensoactivos e hidrocarburos y, debido a las altas concentraciones de estos en el agua residual generada por una empresa de mantenimiento de motores, se decidió realizar ensayos de ozonización. Los parámetros de evaluación de este tratamiento son DQO, TPHs, tensoactivos y color real.

2.4.2.1 Reactivos empleados en los ensayos de ozonización

- Oxígeno
- H_2SO_4
- KI 2 %
- $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ 0,1 N
- Solución indicadora de almidón 0,5 %

2.4.2.2 Reactivos, materiales y equipos utilizados en los ensayos de ozonización

Los reactivos empleados fueron:

- Oxígeno
- H_2SO_4 0,1N
- KI 2 %
- $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ 0,1 N

- Solución indicadora de almidón 0,5 %

Los materiales y equipos empleados fueron:

- Equipo generador de ozono tipo descarga corona PHILO Ozone 4M Serie Nr 325005-30122000, 230 V (BMT 802)
- Reactor (Capacidad 2 L)
- Vaso Lavador 100 mL
- Mangueras de PVC
- Difusores de aire
- Bureta 1000 mL
- Espectrofotómetro HACH DR 2800

La figura 2.7 muestra el equipo empleado para el tratamiento de ozonización.

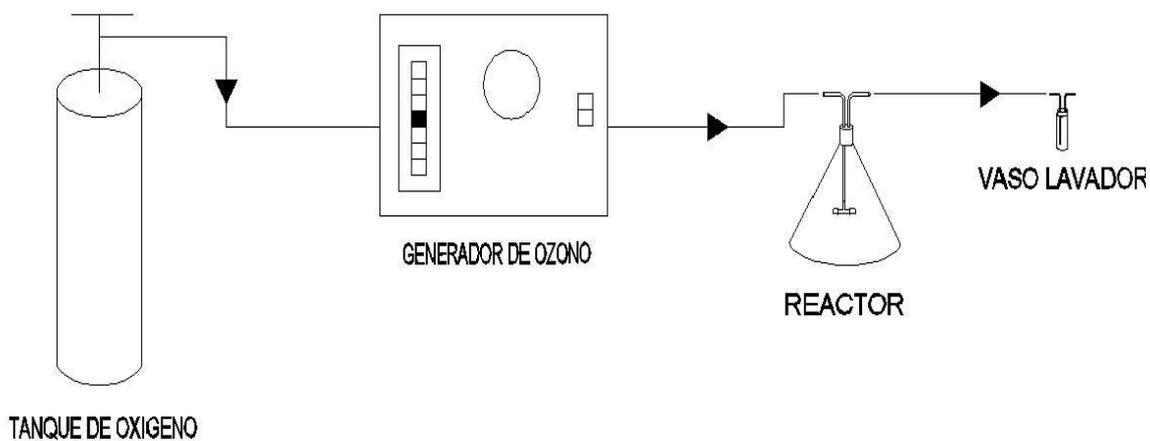


Figura 2.7. Esquema del sistema de tratamiento con ozono

2.4.2.3 Método para determinar el flujo de ozono

1. Se colocaron 80 mL de yoduro de potasio en 2 vasos lavadores.
2. Se fijó el flujo de oxígeno en 0,8 L/min y 0,5 Bar.
3. Se encendió el generador de ozono.
4. Se burbujeó ozono por 1 min.
5. Se tituló la solución de KI del frasco lavador con $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ para determinar el flujo de ozono que ingresó.

2.4.2.4 Método para realizar ensayos preliminares de ozonización

1. En el reactor se colocaron 1 000 mL de muestra homogeneizada pretratada con aireación en presencia de carbón activado, electrocoagulación y sedimentación. Se añadió 1 mL de antiespumante.
2. Se vertieron 80 mL de solución de yoduro de potasio en el vaso lavador.
3. Se armó todo el sistema para someter la muestra de agua residual pretratada al ozono.
4. Se burbujeó ozono por 10 min.
5. Se titularon los 80 mL de solución de KI del vaso lavador para determinar el ozono que no reaccionó.
6. Se repitió el ensayo pero con 2 000 mL de muestra de agua residual pretratada por un tiempo de 5 min.
7. Se empleó todo el efluente tratado para analizar DQO, TPHs, tensoactivos y color verdadero.

2.4.2.5 Método para el estudio del desempeño del tratamiento con ozono

1. En el reactor se colocaron 2 000 mL de muestra homogeneizada, pretratada con aireación en presencia de carbón activado, electrocoagulación y sedimentación. Se añadió 1 mL de antiespumante.
2. Se vertieron 80 mL de solución de KI en el vaso lavador.
3. Se armó todo el sistema para someter la muestra de agua residual pretratada al ozono.
4. Se burbujeó ozono por diferentes tiempos. Los tiempos fueron 2,5; 5,0; 7,5; 10,0 y 15,0 minutos.
5. Se titularon los 80 mL de solución de KI del vaso lavador para determinar el ozono que no reaccionó.
6. Se tomaron muestras del efluente tratado y se analizó DQO, TPHs, tensoactivos y color verdadero.

2.5.ENSAYOS DE ADSORCIÓN

El carbón activado es uno de los materiales que presenta una elevada área específica y esta característica le permite adsorber diferentes compuestos, especialmente orgánicos. Al considerar la presencia de materia orgánica en el agua residual, se realizaron ensayos de adsorción, tanto en lechos agitados como en columnas empacadas.

2.5.1 REACTIVOS EMPLEADOS EN LOS ENSAYOS DE ADSORCIÓN

- Muestra de agua residual
- Muestra de agua residual pretratada con aireación, electrocoagulación y sedimentación

- Carbón activado, granulometría: 8X20

2.5.2 MATERIALES Y EQUIPOS UTILIZADOS EN LOS ENSAYOS DE ADSORCIÓN

- Agitador mecánico Janke & Kunkel, modelo IKA labortechnik
- Vasos de precipitación de 200 mL
- Vasos de precipitación de 500 mL
- Columna, diámetro 5 cm

2.5.3 MÉTODO EMPLEADO PARA EL ESTUDIO DE LA CINÉTICA DE ADSORCIÓN

1. Se colocaron 200 mL de agua residual pretratada en los vasos de precipitación.
2. En un tiempo $t = 0$, se añadieron 5 g de carbón activado.
3. Se agitó la solución a 300 rpm.
4. Se tomaron muestras a diferentes tiempos, los tiempos fueron 0,5, 1, 2 y 4 h.
5. Se filtró la solución y se tomó una muestra para la determinación de tensoactivos.
6. La isoterma de adsorción fue obtenida al graficar los mg de tensoactivo adsorbido/g de carbón activado, en función de la concentración final de tensoactivo a escala logarítmica. La teoría de esta técnica se detalla en la sección 1.2.3.4.

2.5.4 MÉTODO PARA EVALUAR LA CAPACIDAD DE ADSORCIÓN EN LECHOS AGITADOS PARA TRATAR AGUA RESIDUAL SIN PRETRATAMIENTO Y CON PRETRATAMIENTO

1. Se colocaron 200 mL de agua residual no pretratada en los vasos de precipitación
2. En un tiempo $t = 0$, se añadieron diferentes cantidades de carbón activado. Estas cantidades fueron 5; 7; 10, 15 y 20 g de carbón activado.
3. Se agitó la solución a 300 rpm por 4 h.
4. Se filtró la solución y se tomó una muestra para la determinación de tensoactivos.
5. La isoterma de adsorción fue obtenida al graficar los mg de tensoactivo/g de carbón activado en función de la concentración residual de tensoactivo a escala logarítmica, según el método de la isoterma de adsorción que se describe en la sección 1.2.3.4.
6. Se repitió el procedimiento descrito anteriormente para tratar el agua residual pretratada.

2.5.5 MÉTODO PARA EVALUAR LA CAPACIDAD DE ADSORCIÓN EN COLUMNAS EMPACADAS CON CARBÓN ACTIVADO

1. Se rellenó una columna de 5 cm de diámetro con 500 g de carbón activado.
2. Se alimentó la columna con un flujo de 0,03 L/min de agua tratada durante 3 h.
3. Se tomó una muestra del agua tratada y se analizaron los parámetros de evaluación.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 CARACTERIZACIÓN DEL EFLUENTE

En este estudio se empleó un efluente líquido generado por una empresa de mantenimiento de motores. Dicho efluente está compuesto principalmente por una emulsión de aceites usados y agua con concentraciones elevadas de metales pesados. La caracterización del efluente se realizó de acuerdo con el procedimiento descrito en la sección 2.1.1.3 y, a continuación, se presentan los resultados obtenidos.

3.1.1 DESCRIPCIÓN DEL PROCESO ACTUAL DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES GENERADAS POR UNA EMPRESA DE MANTENIMIENTO DE MOTORES

El proceso actual de tratamiento de efluentes líquidos que emplea la empresa de mantenimiento de motores que proporcionó el efluente bajo estudio se describe a continuación:

- Recolección del efluente líquido en una piscina
- Paso del efluente por una trampa de grasa.
- Paso por tanque para separación de aceite y diesel.
- Tratamiento físico-químico de coagulación-floculación en celdas. El pH no es controlado y únicamente se aumentan las dosis de reactivos (coagulantes y floculantes comerciales) para mejorar la operación.
- Sedimentación en tres tanques distintos
- Los lodos residuales y el agua clarificada se tratan por filtración.
- El agua tratada se almacena en una cisterna para ser reutilizada en la planta.

- Los lodos residuales se llevan a incineración.

En la figura 3.1 se detalla el proceso actual de tratamiento que se aplica al efluente para su reutilización.

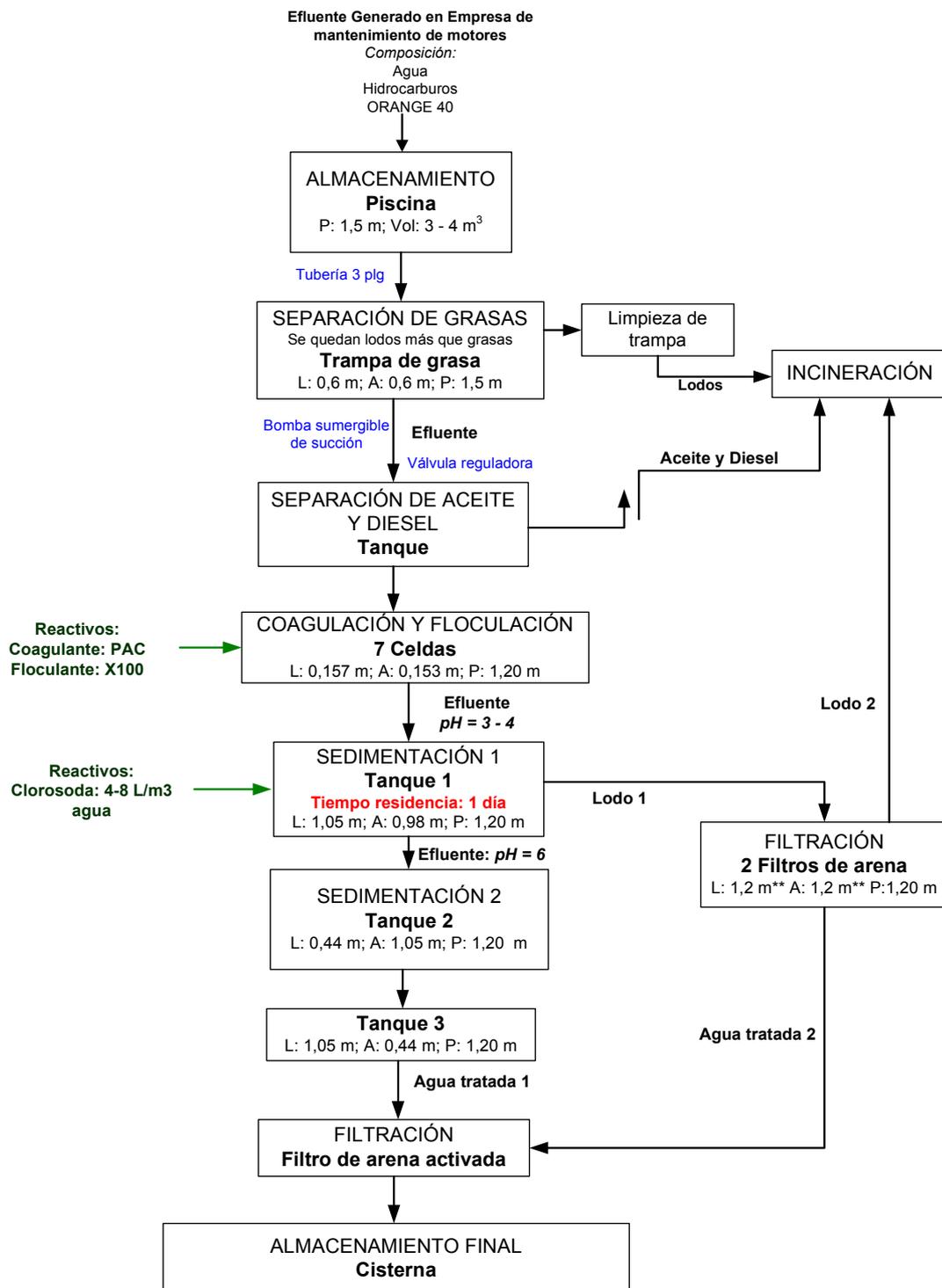


Figura 3.1. Diagrama de flujo del tratamiento actual que reciben las aguas residuales generadas por una empresa de mantenimiento de motores

El caudal de entrada a la planta es manipulado por una válvula manual y su valor fluctúa de 0,10 a 0,15 L/s, mientras la planta está en funcionamiento. El flujo de agua residual generado por la empresa depende de las actividades de servicio que solicitan sus clientes, por tanto no es constante. De acuerdo a la información proporcionada por el personal que trabaja en la planta, existen meses que realizan el mantenimiento de una gran cantidad de motores y piezas mecánicas, pero existen meses en los que su producción de agua residual es casi nula. Debido a la fluctuante generación de agua residual, la planta de tratamiento no trabaja continuamente.

Los registros del flujo del efluente que entra en la planta de tratamiento de la empresa, en el periodo comprendido entre octubre 2007 y diciembre 2008, se encuentran en la tabla 3.1.

Tabla 3.1. Registros de agua a tratarse en la planta de tratamiento actual de la empresa de mantenimiento de motores

Mes	m ³ efluente entrante
Octubre/07	2,789
Noviembre/07	6,343
Diciembre/07	5,343
Enero/08	4,598
Febrero/08	0,611
Marzo/08	4,615
Abril/08	1,836
Mayo/08	3,264
Junio/08	1,640
Julio/08	4,166
Agosto/08	0,296
Septiembre/08	3,885
Octubre/08	6,286
Noviembre/08	4,185
Diciembre/08	4,310
Promedio	3,611

(Empresa de mantenimiento de motores)

El tratamiento físico-químico de coagulación que se realiza en la planta de tratamiento de la empresa y los datos acerca de esta operación se presentan en la tabla 3.2.

Tabla 3.2. Datos obtenidos de la operación actual del tratamiento de coagulación en la planta de tratamiento de la empresa de mantenimiento de motores

Parámetro	Caudal
Agua residual	0,15 L/s
PAC-160 (coagulante)	600 mL/min
Clorosoda	180 mL/min
X-100 (floculante)	180 mL/min

Como se señaló en la sección 2.1.1.2, se tomaron diferentes muestras que presentaron características distintas respecto a sus contenidos de aceites y grasas, DBO, DQO, sólidos presentes y metales pesados. La tabla 3.3 muestra los resultados de los análisis realizados para la caracterización del efluente.

Tabla 3.3. Caracterización del efluente generado por la empresa de mantenimiento de motores

PARÁMETRO	UNIDAD	RANGO
Aceites y grasas	mg/L	76 – 1 182
DBO ₅	mg/L	648 – 5 099
DQO	mg/L	10 500 – 65 400
SS	mg/L	232 – 1 940
ST	mg/L	9 020 – 10 456
SD	mg/L	7 680 – 8 788
SSV	mg/L	320
STV	mg/L	5 620
Sólidos disueltos volátiles	mg/L	4 740
Tensoactivos	mg/L	86,60 – 473,50
Turbiedad	NTU	619 – 1 772
TPH	mg/L	354 – 2 150
Hg	µg/l	< 0,1
Se	µg/l	0,3
Sb	mg/L	20,1
Cd	mg/L	0,03
Cr	mg/L	0,01 – 0,30
Cu	mg/L	112,0 – 173,3
Mn	mg/L	1,24 - 2,83
Pb	mg/L	0,4 - 0,5
Zn	mg/L	13,20 – 80,40
As	µg/l	8,6 – 33,0
Al	mg/L	55,0 – 87,9

(Fuente: Análisis de CICAM y DEMEX)

El efluente a tratar presentó gran heterogeneidad, así, se encontraron valores de aceites y grasas desde 76 mg/L a 1 182 mg/L, valores de DBO₅ desde 648 mg/L a 5 099 mg/L, de DQO de 10 500 mg/L a 65 400 mg/L, SS de 232 mg/L a 1 940 mg/L, de TPHs de 354 mg/L a 2 150 mg/L y de tensoactivos de 86,60 mg/L a 473,50 mg/L. Se presentaron, también, contenidos elevados de metales pesados de aluminio entre 55,0 y 87,9 mg/L, de cobre entre 112,0 y 173,3 mg/L y de zinc entre 13,20 y 80,40 mg/L.

3.2 OXIDACIÓN EN PRESENCIA DE CARBÓN ACTIVADO

Como se puede observar en la tabla 3.3, las concentraciones de DQO y DBO₅ fueron muy altas y, por lo tanto, se debía buscar una operación que permitiera reducir la materia orgánica. Los tratamientos de aguas residuales industriales que contienen altas cargas de materia orgánica, generalmente, presentan procesos preliminares de aireación para oxidarla.

En este trabajo se estudió la influencia de la cantidad añadida de carbón activado, el tiempo de residencia en el reactor de aireación, la presencia de carbón activado durante la aireación y el tipo de reactor. Los resultados de los análisis y cálculos se encuentran en el anexo II.

3.2.1 ESTUDIO DE LA INFLUENCIA DE LA CANTIDAD DE CARBÓN ACTIVADO AGREGADA AL PROCESO DE AIREACIÓN

En estos ensayos se determinó la variación de los porcentajes de remoción de DQO, DBO₅ y TPHs en función de la dosis de C.A. añadida. Cada ensayo duró 4 h y el flujo de aire varió desde 0,019 N L/s hasta 0,028 N L/s.

Los parámetros empleados para la evaluación de esta operación fueron analizados según se detalla en la sección 2.1.1.3.

El flujo de aire durante la operación no fue mayor a 0,028 N L/s, debido a la alta cantidad de tensoactivos presentes en el agua residual que son generadores de espuma perjudicial para el tratamiento. La formación de espuma fue un impedimento para que toda la muestra de agua residual reciba el tratamiento, puesto que la espuma desbordaba y se perdía muestra de efluente.

En la figura 3.2 se puede observar como varió la DBO_5 en función de la cantidad de carbón activado añadida.

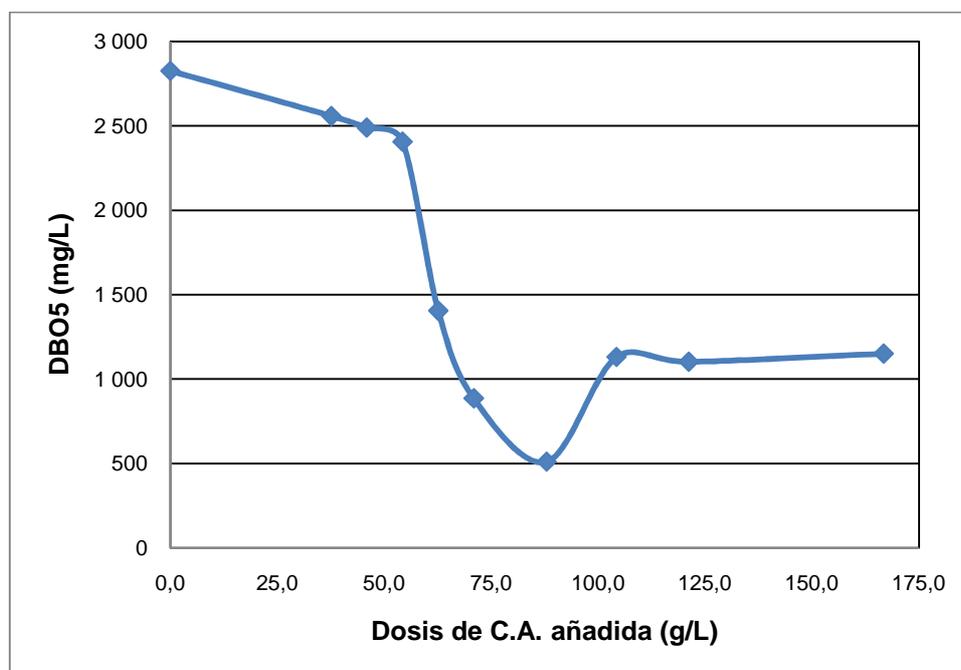


Figura 3.2. DBO_5 en función de la dosis de C.A. añadida

El parámetro DBO_5 disminuyó cuando se variaron las dosis de C.A. desde 37,6 g/L hasta 88,0 g/L. Este comportamiento cambió cuando las dosis de C.A. fueron mayores a 88,0 g/L, pues aunque las dosis de C.A. aumentaron, la DBO_5 permaneció constante en un valor aproximado de 1 100 mg/L. Además el fenómeno de atrición aumentó, lo que dificultó la separación del carbón activado y

tornó al efluente muy oscuro. Este fenómeno podría ser el causante de una interferencia en la medición de DBO_5 a dosis mayores a 88,0g/L.

El parámetro de DQO también fue medido en este estudio. En la figura 3.3 se puede observar como varió la DQO en función de la cantidad de carbón activado.

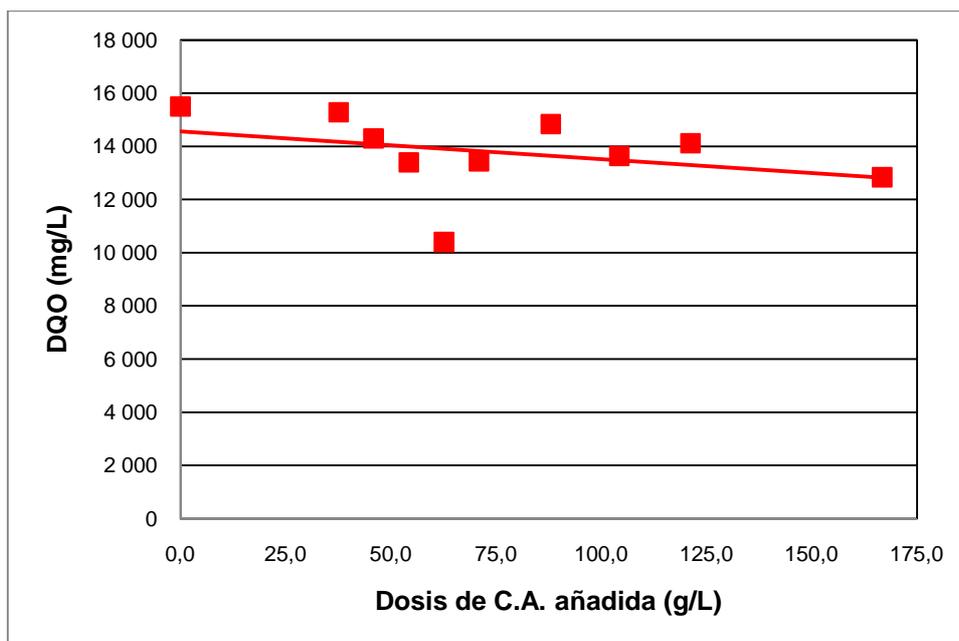


Figura 3.3. DQO en función de la dosis de C.A. añadida

La figura 3.3 muestra la tendencia de la DQO a disminuir con el aumento de la dosis de C.A. añadida. Cuando las dosis de C.A. fueron mayores a 62,5 g/L, los valores de DQO fueron mayores al mínimo valor registrado en los ensayos que fue 10 400 mg/L. Al igual que en la medición de DBO_5 , ciertas dosis de C.A. podrían afectar la medición de la DQO.

Cuando se analizaron las figuras 3.2 y 3.3 se observó que con el tratamiento de aireación en presencia de carbón activado se logró reducir DQO y DBO_5 . El objetivo de este estudio era determinar la cantidad de carbón activado que permitiera reducir los parámetros mencionados eficientemente, pero cuando se añadieron más de 88,0 g/L de C.A., se observó que la separación del C.A. del efluente se complicó debido a un aumento de los sólidos suspendidos generados

por el fenómeno de atrición. Este fenómeno empeoró con la adición de más carbón activado al tratamiento.

Adicionalmente, se midieron los hidrocarburos totales de petróleo (TPHs) en función de la cantidad de C.A., en la figura 3.4 se muestran estos resultados.

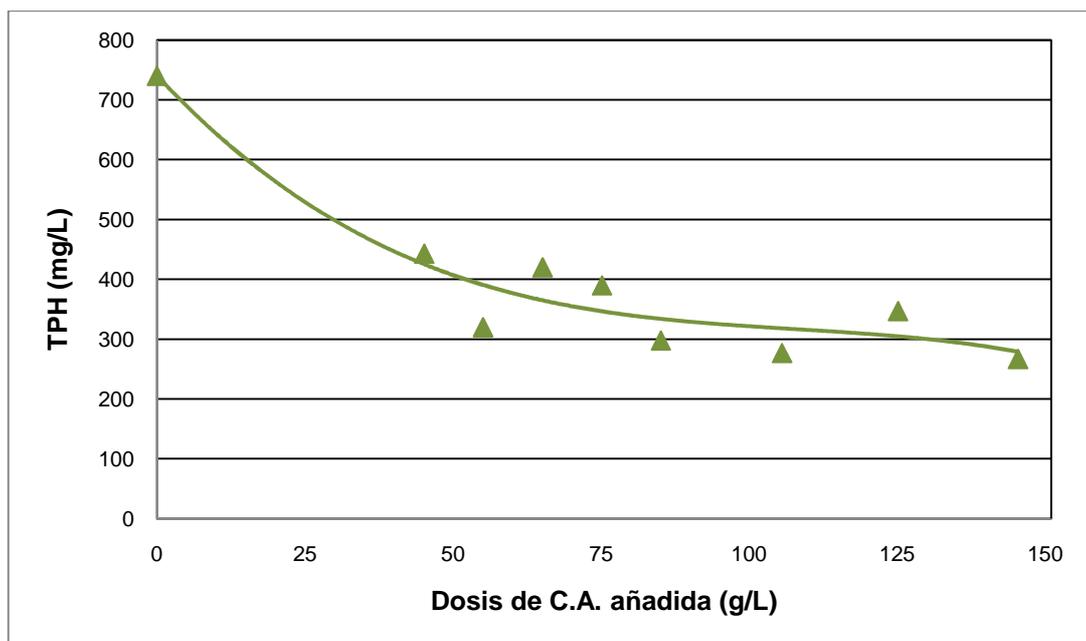


Figura 3.4. TPHs en función de la dosis de C.A. añadida

La figura 3.4 muestra como los TPHs disminuyeron con el aumento de la dosis de C.A. tratamiento y se alcanzó la menor concentración remanente (277 mg/L) a 88,0 g/L de C.A.

Con base en los resultados obtenidos, se calcularon los porcentajes de remoción de DBO₅, DQO y TPHs. Estos resultados se presentan en la figura 3.5.

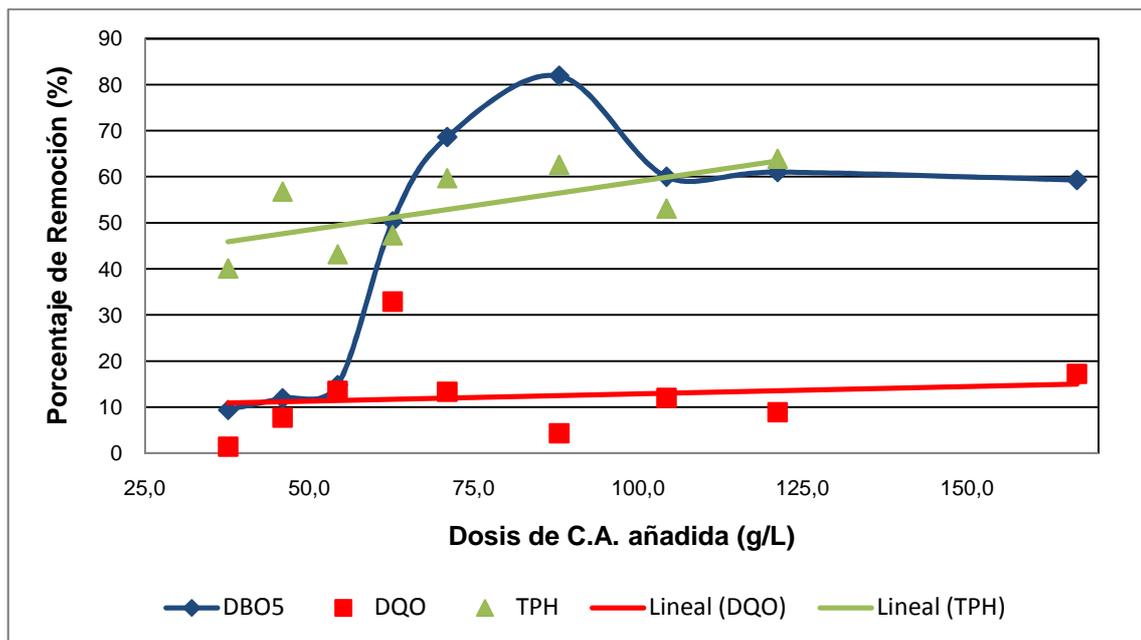


Figura 3.5. Porcentajes de remoción de DQO, DBO₅ y TPHs en función de la dosis de C.A. añadida al agua residual en la aireación

En la figura 3.5 se puede observar que el parámetro DBO₅ fue el más influenciado por el aumento de la dosis de C.A. Con el incremento de las dosis de C.A. desde 37,6 g/L hasta 88,0 g/L, el porcentaje de remoción de DBO₅ aumentó desde 9,5 % hasta 81,9 %. Tanto los parámetros DQO como TPHs, alcanzaron mayores porcentajes de remoción a mayores dosis de C.A.

Los porcentajes de remoción de TPHs variaron desde 40,1% hasta 63,9%, al variar las dosis de C.A. desde 37,6 g/L hasta 121,2 g/L. Los porcentajes de remoción de DBO₅ y TPHs alcanzaron valores altos al agregar 88,0 g/L de C.A. Debido a la dificultad de reducir la concentración de TPHs, se eligió la dosis de 88,0 g/L como referencia para los ensayos posteriores de evaluación del proceso de aireación en presencia de carbón activado.

3.2.2 INFLUENCIA DEL TIEMPO DE RESIDENCIA EN LA OXIDACIÓN EN PRESENCIA DE CARBÓN ACTIVADO

Para estudiar la influencia del tiempo de residencia en la operación de aireación en presencia de 88,0 g/L de C.A. se emplearon los parámetros de DQO, DBO₅, TPHs y tensoactivos, cuya medición se realizó como se indica en la sección 2.1.1.3. Los tiempos de residencia seleccionados para los ensayos fueron 2, 4 y 8 h. Los resultados se presentan en la figura 3.6.

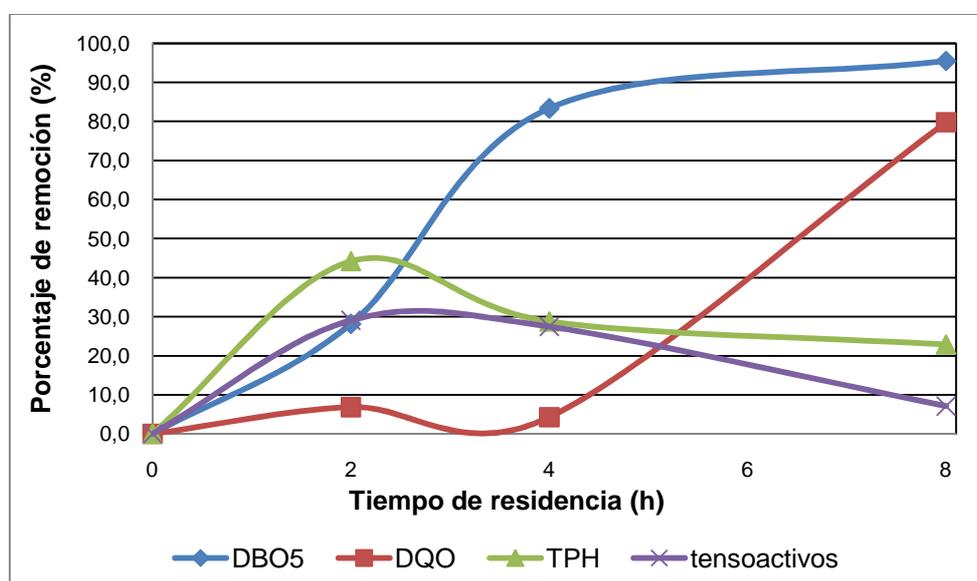


Figura 3.6. Porcentajes de remoción de DQO, DBO₅, TPH y tensoactivos en función del tiempo de residencia

En la figura 3.6, se puede observar que los porcentajes de remoción de DBO₅ y DQO son mayores a un tiempo de residencia de 8 h, mientras que los porcentajes de remoción de TPHs y tensoactivos son menores al 30 %.

Esta operación tiene el objetivo de disminuir las altas concentraciones de DBO₅ y especialmente de DQO, presentes en la muestra inicial. A pesar de no lograr porcentajes de remoción de TPHs y tensoactivos elevados, se logra disminuir su concentración remanente. Con base en estos resultados, el tiempo de residencia empleado para los siguientes ensayos fue de 8 h.

A pesar de que la aireación en presencia de carbón activado presentó una remoción baja de tensoactivos aniónicos, en la práctica se observó que después de 2 h de proceso, la espuma cambió sus características físicas, esta pasó de ser densa y con burbujas pequeñas a ser liviana y con burbujas grandes y frágiles. Este fenómeno se puede observar en la figura 3.7.



Figura 3.7. Tratamiento de efluente de aireación en presencia de carbón activado en el reactor de capacidad 1,2 L

El reactor empleado para la aireación, en presencia de carbón activado, no permitió una distribución homogénea de C.A. y gran cantidad de este permaneció estático en el fondo del reactor, esta situación empeoró con dosis mayores de C.A. Si se aumentaba la agitación, para tener una mejor distribución del carbón activado, se tendría la presencia del fenómeno de atrición.

La adición de carbón activado en estos ensayos redujo la cantidad de espuma formada, pero no la eliminó totalmente, por lo que fue necesario añadir el antiespumante Foamkill Jet B.

3.2.3 COMPARACIÓN DE AIREACIÓN NORMAL CON AIREACIÓN EN PRESENCIA DE CARBÓN ACTIVADO

En este estudio se realizaron ensayos en dos tipos de reactores con el objetivo de evaluar si la aireación en presencia de carbón activado logra obtener mejores resultados que la aireación normal.

3.2.3.1 Ensayos realizados en el reactor de capacidad de 1,2 L

Se realizaron pruebas de aireación sin C.A. y con las dosis de referencia (62,6 y 88,0 g/L) obtenidas de los ensayos anteriores en la sección 3.2.1.

El flujo de aire varió desde 0,033 N L/s hasta 0,048 N L/s y se agregaron 2 gotas de antiespumante (Foamkill Jet B.), antes de empezar cada ensayo. Los resultados obtenidos del análisis de la muestra inicial y de las muestras tratadas se presentan en la tabla 3.4.

Tabla 3.4. Características del agua residual inicial y del agua tratada por aireación normal y en presencia de C.A.

Parámetros	Unidades	Resultados agua residual inicial	Resultados agua tratada 62,6 g/L C. A.	Resultados agua tratada 88,0 g/L C. A.	Resultados agua tratada sin C. A.
DQO	mg/L	27 400	17 400	16 600	19 880
DBO₅	mg/L	5 099,0	2 999,5	2 968,9	3 192,2
TPH	mg/L	354	200	352	353
Tensoactivos	mg/L	354,10	333,90	284,60	353,10

En la tabla 3.4, se observa que se obtuvieron menores concentraciones remanentes de DQO, DBO₅ y tensoactivos cuando se añadieron 88,0 g/L de C.A. en el proceso de aireación. La mayor concentración remanente de DQO y DBO₅, la presenta la muestra tratada con aireación sin C.A.

Con base en los análisis de concentración de TPHs en las muestras tratadas no se puede determinar si la aireación fue capaz de reducir TPHs, pues únicamente se logró reducir este parámetro en el caso del efluente tratado con 62,6 g/L de C.A. La heterogénea composición de la muestra, causada por la forma de operación de la empresa de mantenimiento de motores, parece interferir con la remoción de TPHs, puesto que en ensayos anteriores descritos en las secciones 3.2.1 y 3.2.2 se alcanzaron remociones de TPHs entre 30,0 % y 63,9%, mientras que en estos ensayos no disminuyó la concentración remanente de TPHs.

Se puede observar que, bajo las mismas condiciones de operación, la aireación en presencia de carbón activado alcanzó mejores resultados que la aireación normal. Por ejemplo, la DQO alcanzada con aireación en presencia de 88,0 g/L de C.A. fue 16 600 mg/L, mientras que sin carbón activado fue 19 880 mg/L., igual sucede la DBO₅. Para verificar estas observaciones se replicaron estos ensayos, pero en un reactor de lecho fluidizado. Estos resultados no coinciden con los porcentajes de remoción de DQO y DBO₅ de la sección 3.2.2, puesto que las características de la muestra inicial fueron diferentes. La muestra tratada en este estudio tenía las más altas concentraciones registradas de DQO y DBO₅.

3.2.3.2 Ensayos realizados en el reactor tipo columna con lecho fluidizado

Se realizaron pruebas en un reactor de lecho fluidizado que permitió mayor contacto entre el agua residual, el aire y el carbón activado, todo el carbón activado estuvo en movimiento durante los ensayos.

El reactor empleado fue una columna de 7,5 cm de diámetro con ingreso de aire por la parte inferior. El esquema se muestra en la sección 2.4.1.2. El flujo de aire empleado se aumentó debido a que se usó el antiespumante Foamkill Jet B, el cual redujo considerablemente la formación de espuma lo que permitió que el carbón activado se distribuyera en toda la muestra de agua residual.

En este tratamiento se agregaron 88,0; 40,0 y 20 g/L de C.A. Estas cantidades fueron añadidas porque se consideraron los resultados obtenidos en los ensayos anteriores.

Los resultados de estos ensayos se muestran en la tabla 3.5.

Tabla 3.5. Características del agua residual inicial y del agua tratada por aireación normal y en presencia de C.A. en el reactor de lecho fluidizado

Parámetros	Unidades	Resultados agua residual inicial	Resultados agua tratada 88 g/L C.A.	Resultados agua tratada 40 g/L C. A.	Resultados agua tratada 20 g/L C. A.	Resultados agua tratada sin C. A.
DQO	mg/L	27 400	16 520	15 840	19 480	19 840
DBO ₅	mg/L	5 099,0	4 540,0	1 865,0	3 252,9	3 399,7
TPHs	mg/L	354	100	320	353	315
Tensoactivos	mg/L	354,10	284,60	354,00	342,10	353,90

Se determinó que con 40,0 g/L de C.A. la concentración de DQO remanente (15 840 mg/L) es la menor de todas las muestras tratadas. Lo mismo sucede con la concentración remanente de DBO₅ (1865,0 mg/L). La muestra que fue sometida a aireación sin C.A. presentó las concentraciones remanentes más altas de DQO y DBO₅ de todas las muestras. Con base en los resultados de la tabla 3.5, se determinó que al añadir C.A. se obtuvieron mejores resultados que en la aireación normal.

Con 40,0 g/L de C.A. se logró reducir la concentración de DQO de 27 400 mg/L a 15 840 mg/L. Se realizaron pruebas de aireación normal sin C.A., con las cuales se redujo la demanda química de oxígeno de 27 400 mg/L a 19 840 mg/L.

Cuando la dosis de C.A. fue 88,0 g/L, se alcanzaron mayores remociones de TPHs y tensoactivos. Esto podría deberse a la capacidad de adsorción del carbón activado. La fuerte agitación y la cantidad de carbón activado presente en el agua residual contribuyeron al fenómeno de atrición y el resultado fue que el agua

tratada adquirió un color negro y muchas partículas en suspensión. Debido a esta situación se redujo la dosis de C.A. añadida al agua residual.

Tanto en el reactor de capacidad 1,2 L como en el de lecho fluidizado de capacidad de 2,5 L, se obtuvieron mejores resultados al tratar el efluente con aireación en presencia de C.A que con la aireación normal.

3.2.4 TRATAMIENTO DEL EFLUENTE GENERADO POR UNA EMPRESA DE MANTENIMIENTO DE MOTORES CON AIREACIÓN EN PRESENCIA DE CARBÓN ACTIVADO BAJO LAS CONDICIONES SELECCIONADAS

Los resultados obtenidos en los ensayos anteriores permitieron seleccionar las condiciones de operación para tratar la totalidad del efluente en el reactor de lecho fluidizado. El efluente tratado fue empleado en ensayos posteriores de coagulación y electrocoagulación.

Las condiciones seleccionadas fueron 2 500 mL de muestra, flujo de aire de 0,033 NL/s – 0,048 NL/s. La dosis de C.A. fue 40,0 g/L y el tiempo de operación fue de 8 h. Se replicaron los ensayos bajo las condiciones descritas como tratamiento para 125 L de agua residual proveniente de la empresa de mantenimiento de motores, los resultados de los análisis de una muestra de todo el efluente tratado, mediante aireación en presencia de carbón activado se muestran en la tabla 3.6.

Tabla 3.6. Comparación de resultados de DQO, DBO₅, TPHs y tensoactivos obtenidos en un reactor de lecho fluidizado de capacidad 2,5 L

Parámetro	Unidad	Resultados agua residual inicial	Resultado reactor lecho fluidizado	% Remoción
DQO	mg/L	27 400	17 360	36,6
DBO₅	mg/L	5 099,0	2165,0	57,5
TPHs	mg/L	410	385	6,1
Tensoactivos	mg/L	473,5	405,8	14,3

3.3 COAGULACIÓN PARA TRATAMIENTO DE EFLUENTES GENERADOS POR UNA EMPRESA DE MANTENIMIENTO DE MOTORES

3.3.1 ENSAYOS PRELIMINARES DEL TRATAMIENTO DE COAGULACIÓN PARA LA COMPARACIÓN DE 2 TIPOS DE COAGULANTES PAC PROVENIENTES DE DIFERENTES EMPRESAS

Los coagulantes seleccionados para evaluar la operación fueron los denominados policloruros de aluminio (PAC), provenientes de 2 casas comerciales distintas. Para determinar cuál coagulante presentaba mejores resultados de purificación del efluente, se realizaron pruebas preliminares a valores de pH de 4,0 (pH inicial del agua residual), 8,0 y 11,0. Estos valores de pH se escogieron para evaluar el desempeño de los coagulantes, tanto en valores ácidos como básicos, como se explica en la sección 2.2.1.3.

Se adicionaron las mismas dosificaciones de los dos tipos de PAC, la dosis fue 25 mL de PAC en 500 mL de muestra de efluente. El parámetro de evaluación fue la turbiedad. La turbiedad inicial del agua residual era de 886 NTU. Los resultados de estos ensayos se muestran en la tabla 3.7.

Tabla 3.7. Turbiedad remanente en el agua después del tratamiento con los coagulantes PAC-1 y PAC-2 bajo las mismas dosificaciones y a diferentes valores de pH

pH \ PAC	4	8	11
	NTU	NTU	NTU
PAC - 1	93,1	19,9	10,6
PAC - 2	506	151	44,3

Con base en los resultados mostrados en la tabla 3.7, se determinó que el coagulante que presentó mayor capacidad de remoción de contaminantes fue el

PAC-1 que demostró un mejor desempeño a los 3 diferentes valores de pH de operación. También se puede observar que el desempeño del coagulante a pH de 4 es bajo en comparación al desempeño que tiene a valores de pH más básicos. Se escogió el coagulante PAC-1 para futuros ensayos.

3.3.2 SELECCIÓN DEL TIPO DE COAGULANTE, LA DOSIS Y EL pH DE OPERACIÓN

Posteriormente se trabajó con los coagulantes PAC-1 y sulfato de aluminio para determinar la dosis de coagulante y pH de operación. Las características iniciales de la muestra a tratar se presentan en la tabla 3.8.

Tabla 3.8. Características del agua residual a tratar con coagulación

PARÁMETRO	RESULTADO	UNIDAD
Turbiedad	1 534	NTU
Sólidos suspendidos	232	mg/L
Sólidos totales	9 020	mg/L

Se midieron los parámetros de sólidos suspendidos y turbiedad del agua ya tratada, obtenida luego de las pruebas realizadas con PAC-1.

Los resultados del tratamiento, para la evaluación del desempeño del coagulante se muestran en la tabla 3.9.

Tabla 3.9. Sólidos suspendidos remanentes en el agua después del tratamiento con coagulante PAC-1 en diferentes dosificaciones y a diferentes valores de pH

pH \ Dosis	6,0	8,0	9,6	10,5	11,0
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
25 mL/L	-	824	584	404	-
50 mL/L	952	540	500	284	986
100 mL/L	-	412	568	236	-
150 mL/L	860	460	444	220	626

Con estos valores se determinaron las condiciones bajo las cuales se obtuvieron las menores concentraciones remanentes de sólidos suspendidos (220 mg/L). Estas fueron pH 10,5 y dosis de coagulante de 150 mL/L.

Los resultados se pueden visualizar en la figura 3.8, donde las muestras que presentaron menores concentraciones de sólidos suspendidos, después del tratamiento, se graficaron en función del pH de operación.

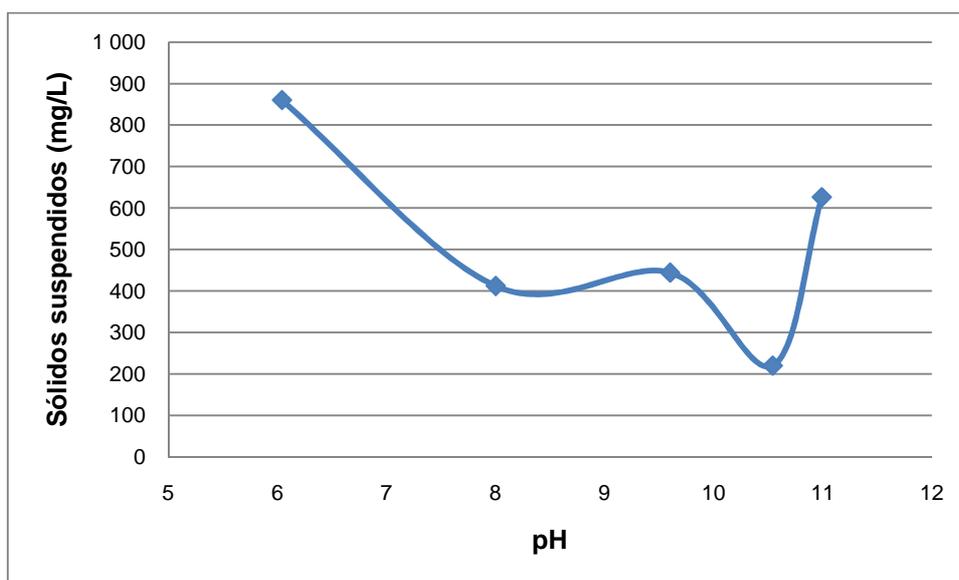


Figura 3.8. Sólidos suspendidos remanentes después del tratamiento de coagulación con el coagulante PAC-1 a diferentes valores de pH

En la figura 3.8 se puede observar que al valor de pH de 10,5, se tiene la menor concentración remanente de sólidos suspendidos.

Otro parámetro analizado para determinar el desempeño del PAC-1 es la turbiedad. La tabla 3.10 presenta la turbiedad remanente del agua tratada con diferentes dosificaciones de coagulante PAC-1 y a diferentes valores de pH.

Tabla 3.10. Turbiedad remanente en el agua tratada con coagulante PAC-1 en diferentes dosificaciones y a diferentes valores de pH

Dosis \ pH	6,0	8,0	9,6	10,5	11,0
	NTU	NTU	NTU	NTU	NTU
25 mL/L	-	1 660	875	1 100	-
50 mL/L	1 125	935	1 660	1 640	1 290
100 mL/L	-	1 055	1 260	1 180	-
150 mL/L	1 235	825	440	750	940

Los valores de turbiedad de las de las muestras tratadas, que presentaron menores concentraciones de sólidos suspendidos después del tratamiento, se graficaron en función del pH de operación en la figura 3.9.

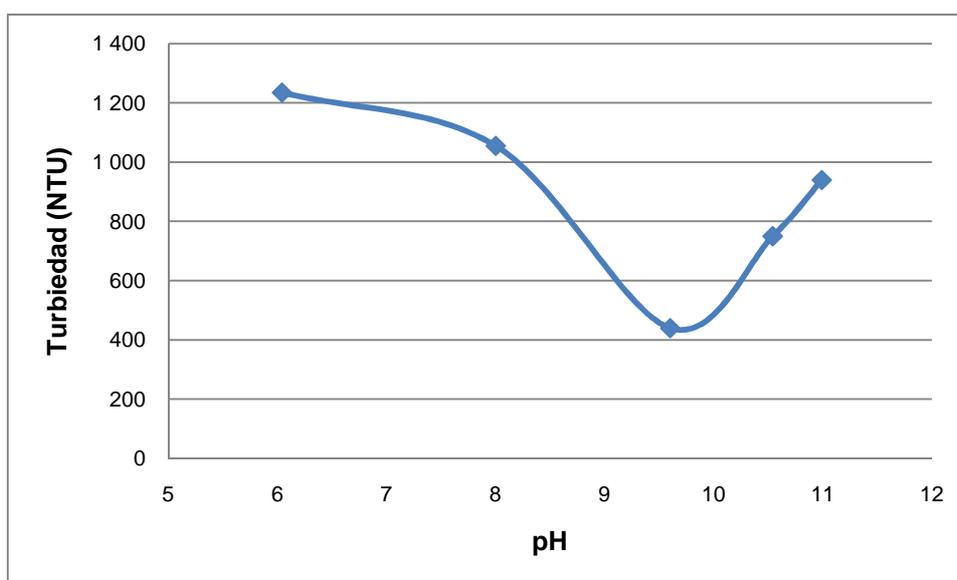


Figura 3.9. Turbiedad remanente después del tratamiento de coagulación con el coagulante PAC-1 a diferentes valores de pH

De los resultados mostrados en la tabla 3.10 y en la figura 3.9 se determinó que las condiciones bajo las cuales se obtienen las menores mediciones de turbiedad remanente son a pH de 9,6 y dosis de coagulante de 150 mL/L.

Para una mejor comparación entre las diferentes condiciones de operación, a cada uno de los valores de pH se analizó la concentración de aluminio, cobre y cinc del agua tratada, que presentaba mejores características. La concentración

inicial de aluminio fue 85,7 mg/L, la concentración inicial de cobre fue 144,3 mg/L y la concentración inicial de cinc fue 80,4 mg/L. La figura 3.10 representa la concentración remanente de metales pesados después del tratamiento.

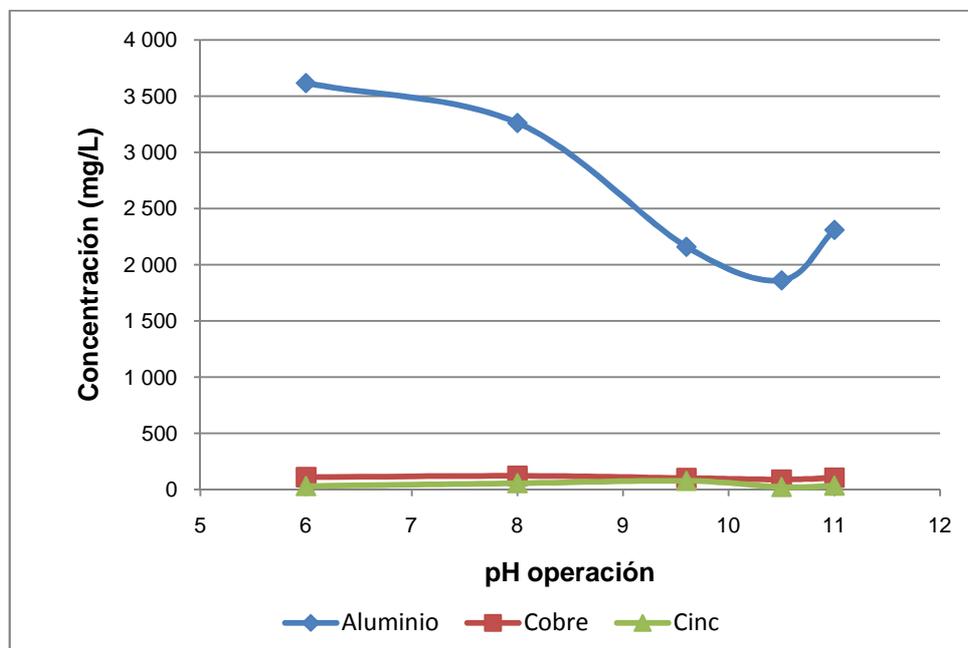


Figura 3.10. Concentración remanente de aluminio, cobre y cinc en el agua tratada con el coagulante PAC-1 a diferentes valores de pH

Como se puede observar en la figura 3.10, el aluminio se encuentra en concentraciones muy altas, a pesar que su concentración remanente disminuyó con el aumento del pH desde 6,0 hasta 10,5. La concentración remanente de aluminio permaneció en valores superiores a 1 500 mg/L, estos valores se deben a que el reactivo coagulante contiene aluminio.

La disminución de cobre y cinc se puede observar con mayor claridad en la figura 3.11.

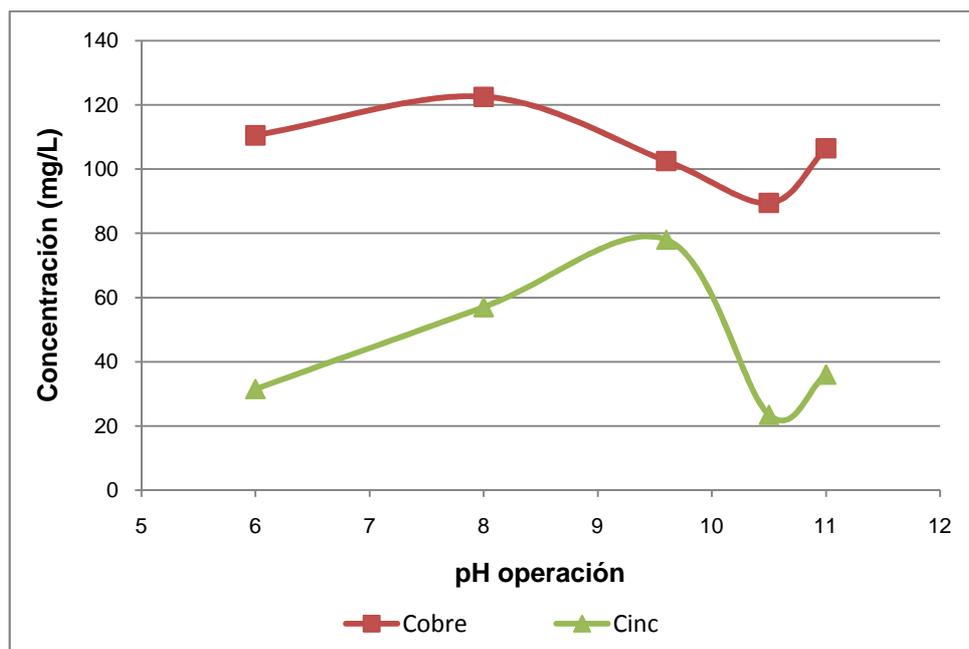


Figura 3.11. Concentración remanente de cobre y cinc en el agua tratada con el coagulante PAC-1 a diferentes valores de pH

Se obtuvieron las mínimas concentraciones remanentes de metales pesados a valores de pH de 10,5. A este valor de pH, también se logró las menores concentraciones remanentes de sólidos suspendidos. Por lo tanto el pH de operación adecuado para este tratamiento fue 10,5.

El coagulante sulfato de aluminio tuvo un mejor desempeño a valores de pH ácidos (AWWA, 2002). Por lo tanto, para los ensayos con este coagulante se escogieron los valores de pH de 4,0 y 6,0, los resultados que se obtuvieron para sólidos suspendidos y turbiedad remanentes, se presentan en la tabla 3.11 y 3.12.

Tabla 3.11. Sólidos suspendidos (mg/L) remanente en el agua después del tratamiento con coagulante sulfato de aluminio en diferentes dosificaciones y a diferentes valores de pH

Dosis \ pH	4,0	6,0
	mg/L	mg/L
15 g/L	848	461
50 g/L	1 190	778

Tabla 3.12. Turbiedad (NTU) remanente en el agua después del tratamiento con coagulante sulfato de aluminio en diferentes dosificaciones y a diferentes valores de pH

Dosis \ pH	4,0	6,0
	NTU	NTU
15 g/L	850	715
50 g/L	945	1 145

Se puede observar que con la dosis de 15 g/L de sulfato de aluminio y pH 6,0 se obtuvieron valores de 461 mg/L de sólidos suspendidos y para las mismas condiciones se obtienen 715 NTU de turbiedad, estos valores fueron los más bajos resultantes del tratamiento. Se seleccionaron estas condiciones para los futuros ensayos (15 g/L sulfato de aluminio, pH 6,0).

Se analizó, adicionalmente, la concentración de aluminio, cobre y cinc del agua tratada a pH 6,0 y 15 g/L de sulfato de aluminio y se obtuvieron valores de 3 274 mg/L de aluminio, 95,5 mg/L de cobre y 28 mg/L de cinc. Estos valores exceden a los valores establecidos en la norma técnica de la ordenanza 213 del MDMQ.

El empleo del coagulante sulfato de aluminio no logró una remoción adecuada de los metales aluminio, cobre y cinc, pero el coagulante PAC-1 tuvo un mejor rendimiento para el tratamiento de agua residual generada por una empresa de mantenimiento de motores, tanto en remoción de sólidos suspendidos como en remoción de metales pesados.

3.3.3 SELECCIÓN DE LA DOSIS DE FLOCULANTE PARA EL TRATAMIENTO

Con base en los resultados obtenidos en los anteriores ensayos se probaron las dosis de coagulante de 100 y 150 mL/L. La dosis de floculante se varió de 50 a 170 mL/L para observar posibles mejoras en el proceso. Los parámetros de evaluación fueron los valores de pH, sólidos suspendidos, turbiedad y concentración de aluminio, cobre y cinc. Primero se realizó una inspección visual

de los resultados de cada ensayo y se determinó que las muestras cuya cantidad de floculante fue 125 mL/L y 160 mL/L fueron las que presentaron mejor floculación. Los resultados de los análisis de las muestras seleccionadas se presentan en la tabla 3.13 y 3.14.

Tabla 3.13. Sólidos suspendidos (mg/L) remanentes en el agua tratada con coagulante PAC-1 y floculante poliacrilamida a pH 10,5

Dosis floculante \ Dosis coagulante	125 mL/L	160 mL/L
	mg/L	mg/L
100 mL/L	166	216
150 mL/L	378	150

Tabla 3.14. Turbiedad (NTU) remanente en el agua tratada con coagulante PAC-1 y floculante poliacrilamida a pH 10,5

Dosis floculante \ Dosis coagulante	125 mL/L	160 mL/L
	NTU	NTU
100 mL/L	259	217
150 mL/L	377	122

Se observó que mientras se añadía más floculante, el tamaño de los aglomerados aumentaba y mejoraba la remoción de sólidos suspendidos y turbiedad. Para comprobar estos resultados se analizaron las concentraciones remanentes de aluminio, cobre y cinc en el agua tratada. Se escogieron para dicho análisis 2 muestras tratadas, que fueron las que presentaron menores concentraciones remanentes de sólidos suspendidos.

La muestra de agua tratada con 100 mL/L de coagulante y con 125 mL/L de floculante presentó concentraciones remanentes de 1 004,0 mg/L de aluminio, 111,5 mg/L de cobre y 29,5 mg/L de cinc. Por otro lado, la muestra de agua tratada con 150 mL/L de coagulante y con 160 mL/L de floculante presentó concentraciones remanentes de 3274,0 mg/L de aluminio, 95,5 mg/L de cobre y 28,0 mg/L de cinc.

Las dosis de coagulante y floculante seleccionadas para tratar 200 mL de muestra inicial de agua residual al valor de pH 10,5 fueron 150 mL/L y 160 mL/L, respectivamente.

3.3.4 INFLUENCIA DEL pH, COAGULANTE Y FLOCULANTE SOBRE LA REMOCIÓN DE DQO Y SÓLIDOS SUSPENDIDOS

Con base en los resultados obtenidos en la sección 3.3.3, se determinó la influencia del pH, dosis de coagulante y floculante sobre la remoción de DQO y sólidos suspendidos. Se escogieron las condiciones de los ensayos que lograron mejores resultados y se realizó nuevos ensayos bajo dichas condiciones. Los resultados se presentan en la tabla 3.15.

Tabla 3.15. Porcentajes de remoción de DQO y sólidos suspendidos para el efluente tratado con coagulación bajo las condiciones seleccionadas

Parámetro	Unidades	Resultado muestra inicial	Resultado muestra tratada	%Remoción
DQO	mg/L	17 760	13 960	21,4
Sólidos suspendidos	mg/L	600	274	54,3

En la tabla 3.15 se puede observar que a pesar que la concentración de sólidos suspendidos disminuyó y el tratamiento clarificó el efluente, la concentración de DQO solamente alcanzó un porcentaje de remoción de 21,4 %. Los resultados presentados muestran que la coagulación química alcanzó buenos resultados de remoción de sólidos suspendidos y turbiedad, pero las concentraciones de DQO, aluminio, cobre y cinc no disminuyeron.

3.3.5 ANÁLISIS DE COSTOS DE COAGULACIÓN COMO TRATAMIENTO PARA EFLUENTES ACUOSOS GENERADOS POR UNA EMPRESA DE MANTENIMIENTO DE MOTORES

Con base en los costos del coagulante PAC-1 y floculante poliacrilamida, se determinó el costo del tratamiento del agua residual generada por una empresa de mantenimiento de motores.

Los costos del reactivo coagulante y el reactivo floculante se presentan en la tabla 3.16.

Tabla 3.16. Costos del coagulantes y floculante de una casa comercial

UNIDAD L	DESCRIPCIÓN	VALOR UNITARIO USD\$
1	Policloruro de Aluminio PAC PAC-1	1,00
1	Polimero Floculante PHP-70 Poliacrilamida	0,20

Por tanto para tratar 1 L de agua residual son necesarios 150 mL de coagulante y 160 mL de floculante. El costo de coagulante es \$0,15 y el costo del floculante es \$0,03. Para 1 m³ de agua residual, el costo de coagulante es de \$150 y el costo de floculante es de \$ 30.

Con estos datos el tratamiento con PAC-1 y floculante poliacrilamida para 1 m³ de agua residual cuesta USD\$ 180, este valor es elevado debido a que el efluente está altamente contaminado y se empleaban altas cantidades de reactivos coagulantes floculantes para su tratamiento. La empresa de mantenimiento de motores tenía gastos elevados por el tratamiento de sus efluentes y constantemente tenían que proveerse de coagulantes y floculantes.

3.4 ELECTROCOAGULACIÓN Y FLOTACIÓN PARA EL TRATAMIENTO DE EFLUENTES GENERADOS POR UNA EMPRESA DE MANTENIMIENTO DE MOTORES

En este estudio se determinó la influencia de pH, intensidad de corriente y tiempo de residencia en el desempeño de la electrocoagulación y la electroflotación.

Los parámetros necesarios para la evaluación de la electrocoagulación fueron DQO, tensoactivos, sólidos suspendidos, sólidos totales, turbiedad y concentración de los metales aluminio, cobre y cinc; estos fueron medidos según los procedimientos que se indican en la sección 2.1.1.3.

Las características de las muestras iniciales ensayadas se muestran en la sección 3.1.1 en la tabla 3.3.

3.4.1 ESTUDIO DE LA INFLUENCIA DEL POTENCIAL DE HIDRÓGENO DE LA MUESTRA SOBRE LA REMOCIÓN DE TURBIEDAD Y SÓLIDOS TOTALES

El parámetro que se midió como primera referencia de la eficiencia del proceso fue la turbidez. En la figura 3.12, se puede observar que se obtuvieron valores de remoción de turbiedad mínimos a un pH de 4,4, que es el pH inicial de la muestra. Por el contrario a valores de pH básicos se obtienen remociones más altas de este parámetro. Al valor de pH 9,7, se alcanzó el porcentaje de remoción de turbiedad más alto (94,6 %). A pH 10,0, el porcentaje de remoción disminuyó a 91,1 %.

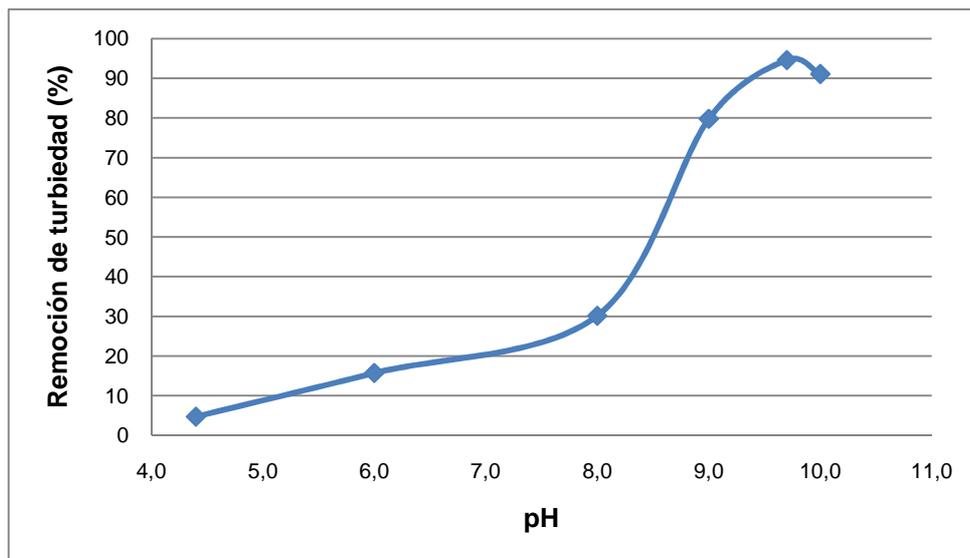


Figura 3.12. Porcentaje de remoción de turbiedad en función de pH.

Adicionalmente, se midió la concentración de sólidos suspendidos en función del pH. Estos resultados se muestran en la figura 3.13.

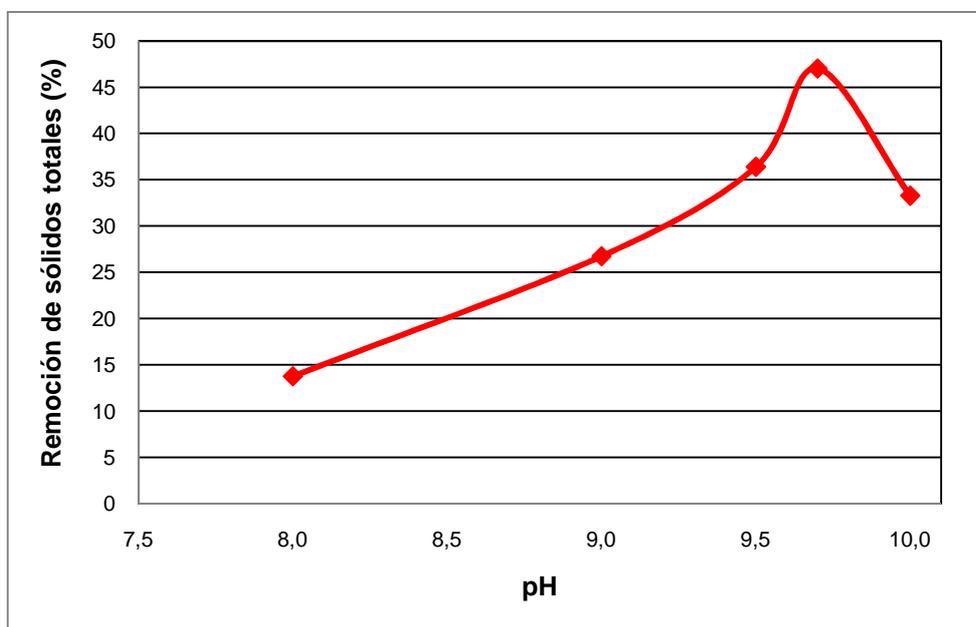


Figura 3.13. Porcentaje de remoción de sólidos totales en función del pH

El mayor porcentaje de remoción de sólidos totales fue 47,0 % a un pH de 9,7, y la mínima remoción fue 13,8 % a un pH de 8,0. Tanto en la figura 3.12 como en la

3.13, se puede observar que la remoción de turbiedad y sólidos totales aumentó con el incremento del pH. Sin embargo, cuando el valor de pH fue 10, los porcentajes de remoción de turbiedad y sólidos totales disminuyeron. Estos resultados muestran que el pH que permitió las máximas remociones de turbiedad y sólidos totales fue 9,7.

3.4.2 INFLUENCIA DE LA INTENSIDAD DE CORRIENTE ELÉCTRICA EMPLEADA SOBRE LA REMOCIÓN DE TURBIEDAD, SÓLIDOS SUSPENDIDOS, DQO Y TENSOACTIVOS

En la figura 3.14 se presentan los porcentajes de remoción de turbiedad y sólidos suspendidos, en función de la intensidad de corriente de operación.

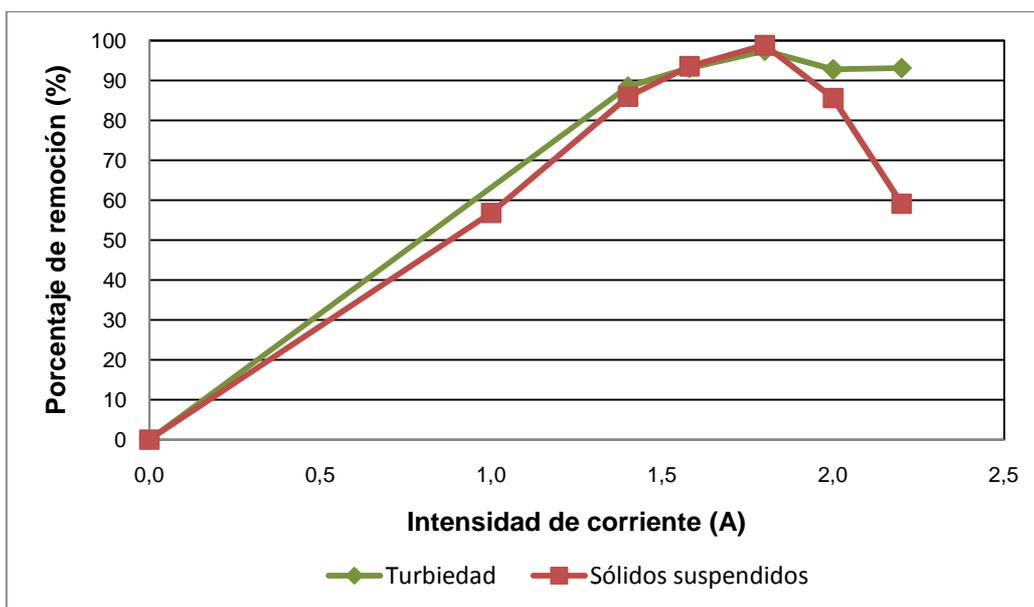


Figura 3.14. Influencia de la intensidad de corriente aplicada sobre la remoción de turbiedad y sólidos suspendidos

En la figura 3.14 se observa que los mayores porcentajes de remoción de sólidos suspendidos (98,3 %) y de turbiedad (97,4 %) se lograron a la intensidad de corriente de 1,8 A. El porcentaje de remoción de sólidos suspendidos aumentó

con el incremento de la intensidad de corriente, pero a partir de 1,8 A, este porcentaje disminuyó. Este mismo comportamiento se presentó con la remoción de turbiedad.

Estudios previos de electrocoagulación para tratamiento de emulsiones aceite en agua, alcanzaron remociones de turbiedad cercanas al 90,0 %, a una intensidad de corriente de 1,0 A (Bensadok *et al.*, 2008). Otros estudios realizados por Bukhari para el tratamiento de aguas municipales lograron remociones de turbiedad de 95,4 % a una intensidad de corriente de 1,0 A. Este estudio concluyó que al incrementar la intensidad de corriente, la remoción de sólidos suspendidos aumenta.

Adicionalmente, se evaluó la remoción de tensoactivos y DQO, estos resultados se muestran en la figura 3.15.

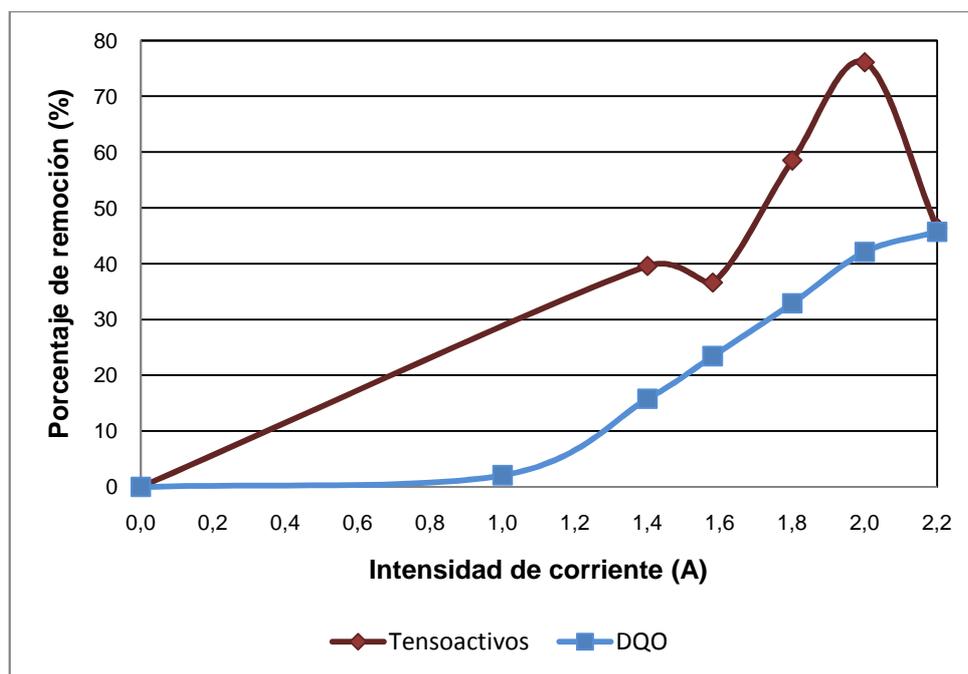


Figura 3.15. Influencia de la intensidad de corriente aplicada en la remoción de tensoactivos y DQO

Los resultados obtenidos en estos ensayos se muestran en la figura 3.15, donde se observa que a mayor intensidad de corriente aplicada se tiene un mayor

porcentaje de remoción de DQO. El mayor porcentaje de remoción de DQO fue 45,2 % y corresponde a una corriente de 2,2 A. En la misma figura, se puede observar que la mayor remoción de tensoactivos fue 76,1% a una corriente de 2,0 A. A una corriente mayor a 2,0 A empieza a disminuir esta remoción.

Ensayos previos alcanzaron porcentajes de remoción de aproximadamente 80 %, pero la DQO inicial fue 6 700 mg/L (Cañizares *et al.*, 2007). Los porcentajes de remoción del presente estudio son menores debido a que la concentración inicial de DQO fue 10 500 mg/L.

3.4.3 DESEMPEÑO DE LA OPERACIÓN DE ELECTROCOAGULACIÓN EN FUNCIÓN DEL TIEMPO DE RESIDENCIA

Para evaluar la operación de electrocoagulación con respecto al tiempo, se emplearon los parámetros de sólidos suspendidos y la concentración de los metales aluminio, cobre y cinc, a diferentes intensidades de corriente.

Debido a que la medición de sólidos suspendidos por el método gravimétrico requirió más de 100 mL de muestra, en estos ensayos se empleó el equipo HACH 2380 y el método experimental que se describe en la sección 2.1.1.3, con el fin de tener una referencia de cómo varían los sólidos en suspensión con el tiempo.

La figura 3.16 muestra la variación de sólidos suspendidos con el tiempo a lo largo de cada ensayo realizado a corriente constante. Los ensayos se repitieron para las corrientes de 1,0; 1,4; 1,6; 1,8; 2,0; 2,2 A. Para la mejor apreciación de la figura 3.16, solo se graficaron los resultados obtenidos para las intensidades de corriente de 1,6; 1,8; 2,0; 2,2 A. En el anexo III se presentan todos los resultados.

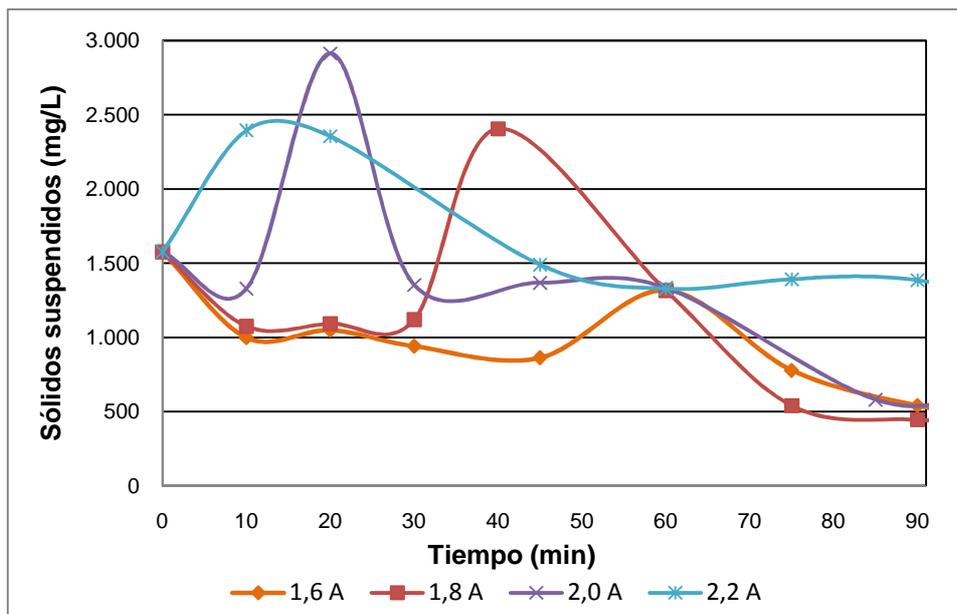


Figura 3.16. Sólidos suspendidos medidos durante las operaciones de electrocoagulación a diferentes corrientes eléctricas

En la figura 3.16 se observa que la operación de electrocoagulación alcanzó una máxima concentración de sólidos suspendidos a un tiempo determinado, así la operación cuya corriente de operación es 1,8 A alcanzó una máxima concentración de sólidos suspendidos (2 405 mg/L) al tiempo de 40 min.

En la realización de estos ensayos, se observó la desestabilización de la emulsión y la formación de aglomerados que posteriormente sedimentaron. En la figura 3.15 se puede apreciar que la concentración de sólidos suspendidos aumentó debido a la formación de aglomerados, y una vez formados sedimentaron, por lo que la concentración de sólidos suspendidos empezó a disminuir. Este fenómeno ocurrió a un menor tiempo cuando la intensidad de corriente es mayor. Por ejemplo para la corriente de 2,0 A alcanzó una máxima concentración de sólidos suspendidos a un tiempo de 20 min, mientras que la operación cuya corriente fue 2,2 A alcanzó el máximo valor de sólidos suspendidos al tiempo de 13 min.

La remoción de sólidos suspendidos, al final de la operación, es decir a los 90 min, se presenta en la tabla 3.17.

Tabla 3.17. Porcentaje de remoción de sólidos suspendidos al final de la operación de electrocoagulación

Corriente (A)	% Remoción de SS a los 90 minutos
1,4	23,49
1,6	65,71
1,8	71,75
2,0	63,18
2,2	12,06

También se puede observar que después de 90 min de operación, las muestras que alcanzaron los mayores porcentajes de remoción fueron las tratadas con corrientes de operación de 1,6 A, 1,8 A y 2,0 A.

A mayor tiempo de operación, la remoción de sólidos suspendidos fue mayor, pero el costo de energía aumentó. Este motivo obligó a seleccionar la intensidad de corriente que permitiera obtener buenos resultados en el menor tiempo posible.

3.4.4 INFLUENCIA DE LA INTENSIDAD DE CORRIENTE APLICADA SOBRE LA REMOCIÓN DE LOS METALES ALUMINIO, COBRE Y CINCO.

Para evaluar la efectividad de la electrocoagulación en la remoción de los metales aluminio, cobre y cinc, se realizaron ensayos en los cuales se aplicaron diferentes valores de intensidad de corriente. Se tomaron muestras para analizar las concentraciones de estos metales y se empleó la metodología que se explica en la sección 2.1.1.3.

El aluminio, el cobre y el cinc son los metales que se encuentran en mayor cantidad en la muestra inicial del agua residual. La concentración inicial de aluminio fue 87,9 mg/L, la de cobre fue 123,5 mg/L y la de cinc fue 13,20 mg/L. En las figuras 3.17, 3.18, 3.19, 3.20, se observa como las concentraciones de aluminio, cobre y cinc disminuyeron en función del tiempo durante el tratamiento con electrocoagulación.

En el anexo III se encuentran detallados los resultados de estos ensayos.

Los ensayos se realizaron bajo las siguientes condiciones: superficie catódica de 240 cm², 6 placas de aluminio y tiempo de operación de 90 min.

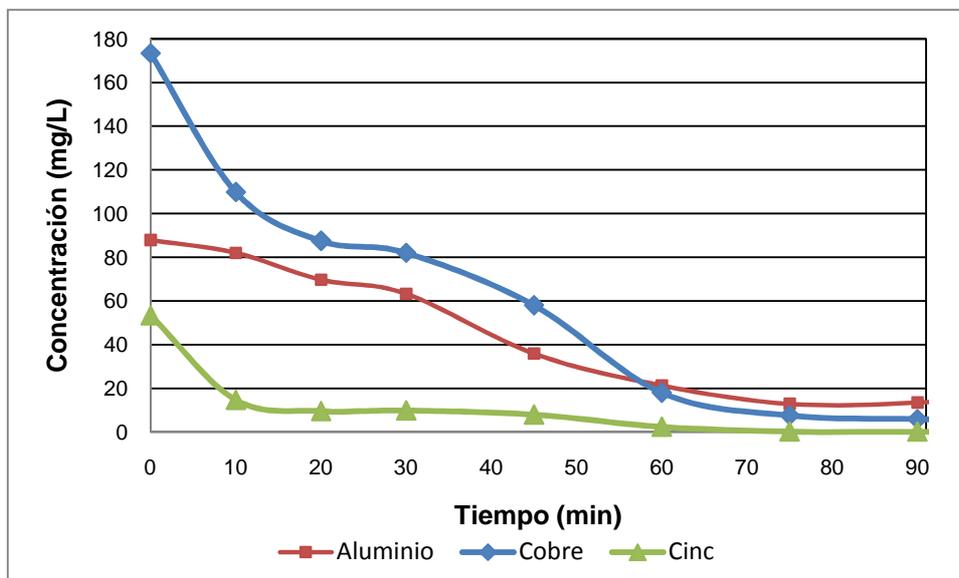


Figura 3.17. Concentración de los metales aluminio, cobre y zinc presentes en el efluente durante la electrocoagulación con una intensidad de corriente de operación de 1,6 A

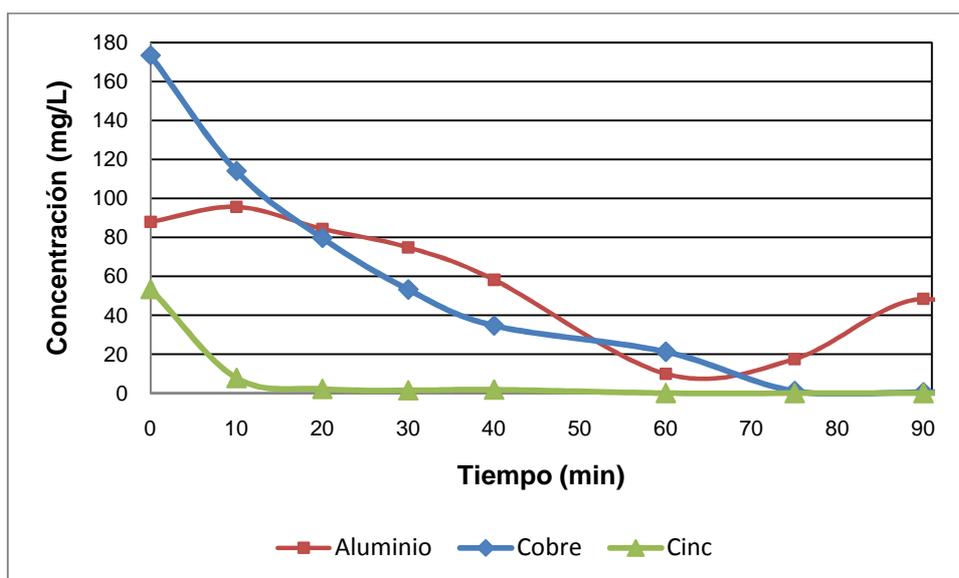


Figura 3.18. Concentración de los metales aluminio, cobre y zinc presentes en el agua durante la electrocoagulación con una intensidad de corriente de operación de 1,8 A

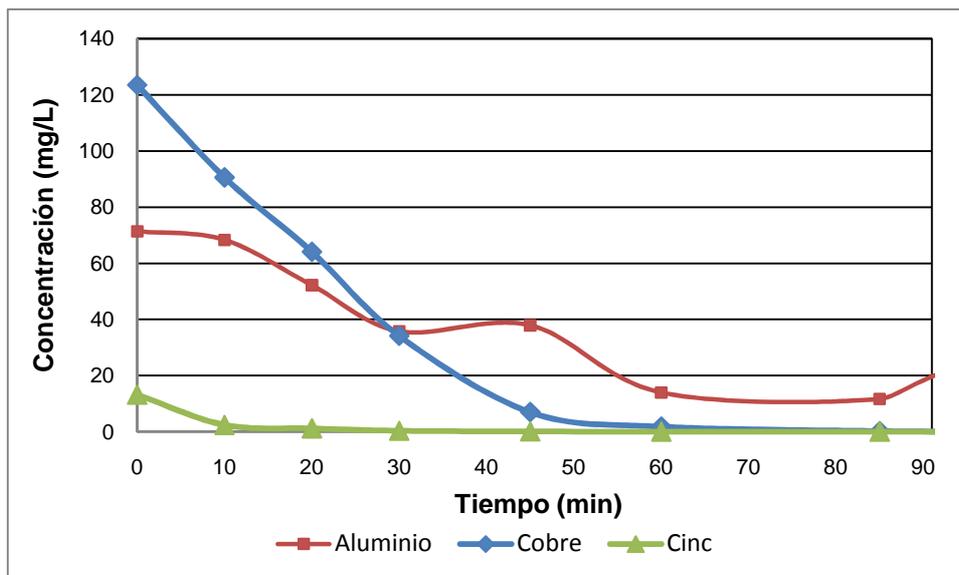


Figura 3.19. Concentración de los metales aluminio, cobre y zinc presentes en el agua durante la electrocoagulación con una intensidad de corriente de operación de 2,0 A

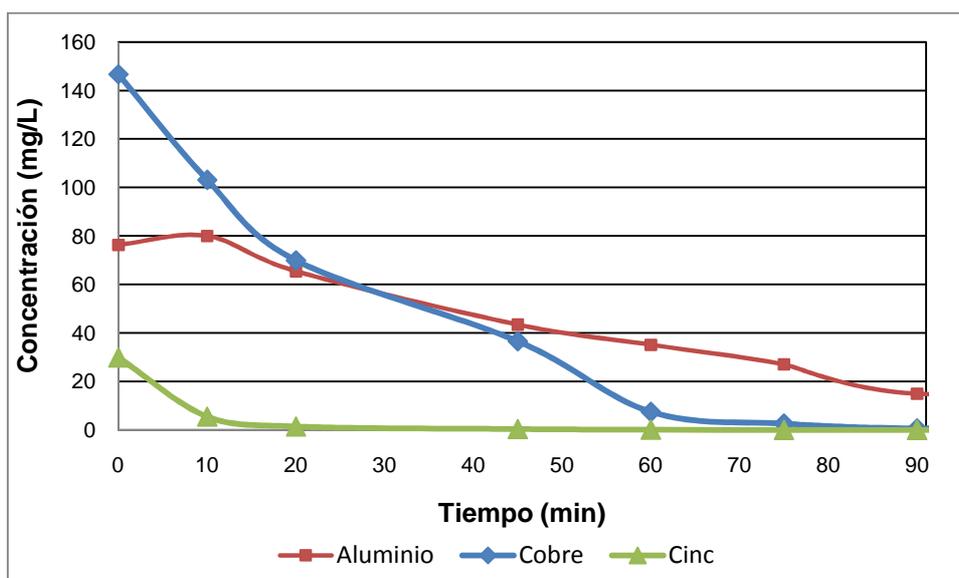


Figura 3.20. Concentración de los metales aluminio, cobre y zinc presentes en el agua durante la electrocoagulación con una intensidad de corriente de operación de 2,2 A

Como se puede observar en las figuras 3.17, 3.18, 3.19, 3.20, a mayor tiempo de operación, menor concentración de aluminio, cobre y cinc, pero cada concentración alcanzó su mínimo valor a diferentes tiempos de operación. A la intensidad de corriente de 2,2 A, la concentración de cinc alcanzó el valor de 1,44 mg/L en 20 min de operación, este valor está dentro de la norma técnica de la

ordenanza 213 (MDMQ, 2007). Por otro lado, al mismo valor de intensidad de corriente, la concentración de cobre alcanzó un valor de 2,58 mg/L, a los 75 minutos de operación, valor que es cercano a la norma (MDMQ, 2007).

La figura 3.21 presenta la disminución de la concentración de aluminio en función del tiempo de operación, a diferentes intensidades de corriente.

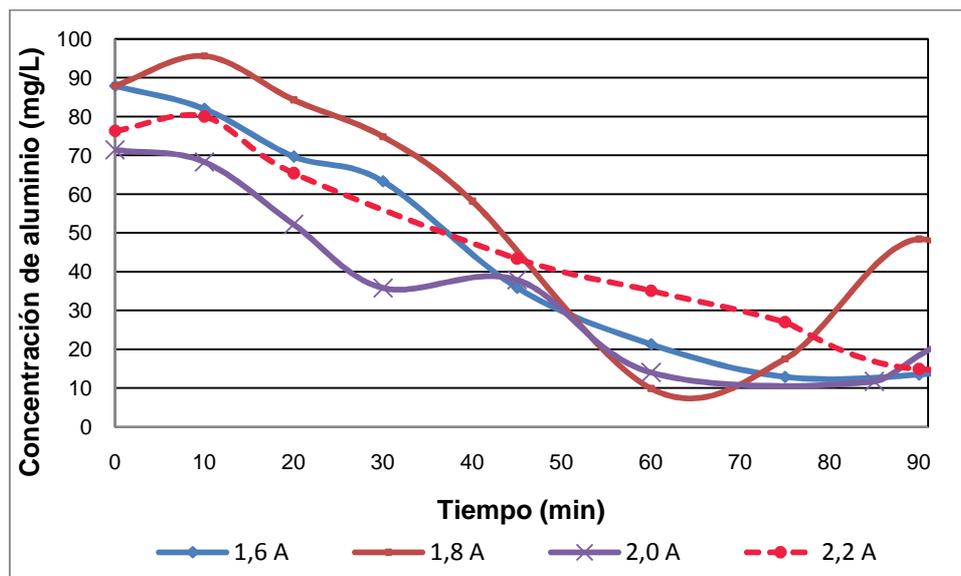


Figura 3.21. Concentración de aluminio en la muestra durante la operación de electrocoagulación, a las intensidades de corriente de 1,6 A, 1,8 A, 2,0 A y 2,2 A

Como se puede observar en la figura 3.21 la concentración de aluminio alcanzó su mínimo valor a distintos tiempos de operación. El ensayo que operó bajo una corriente de 1,8 A alcanzó la menor concentración de aluminio (9,9 mg/L) en el menor tiempo (60 min), después de este tiempo, la concentración de aluminio aumentó debido a que la electrocoagulación produjo iones aluminio por acción de la corriente eléctrica. Este fenómeno también ocurrió con la intensidad de corriente de 2,0 A. Los porcentajes de remoción más altos y los tiempos a los que se obtuvieron se detallan en la tabla 3.18.

Tabla 3.18. Porcentajes de remoción de aluminio y el tiempo correspondiente para las intensidades de corriente de 1,6 A, 1,8 A, 2,0 A y 2,2 A

Intensidad de corriente (A)	Máxima remoción (%)	Tiempo de máxima remoción de Al (min)	Remoción a los 90 min (%)
1,6	85,3	75	84,6
1,8	88,7	60	44,9
2,0	83,6	85	83,6
2,2	80,5	90	80,5

El mayor porcentaje de remoción de aluminio (88,7 %) se alcanzó al tiempo de 60 min y con una intensidad de corriente de 1,8 A.

La figura 3.22 presenta la disminución de la concentración de cobre en función del tiempo de operación a diferentes intensidades de corriente.

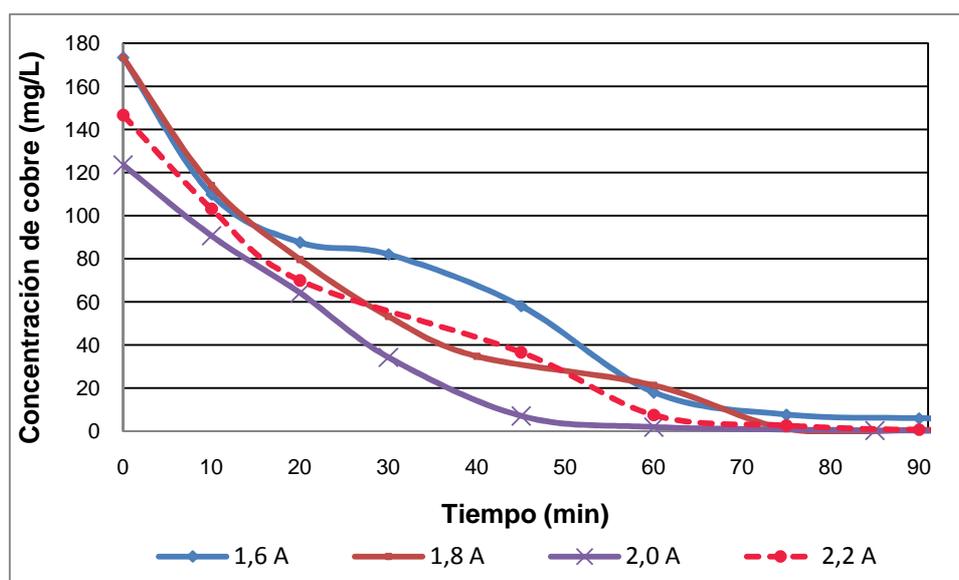


Figura 3.22. Concentración de cobre en la muestra durante la operación de electrocoagulación, a las intensidades de corriente de 1,6 A, 1,8 A, 2,0 A y 2,2 A

Como se puede observar en la figura 3.22 la mínima concentración de cobre, se alcanzó a los 90 min de operación y los porcentajes de remoción fueron mayores de 96,0 %. A una intensidad de corriente 1,8 A, se alcanzó el porcentaje de remoción de 99,7% y una concentración de cobre de 0,53 mg/L, valor que está dentro de la norma 213 del MDMQ.

La figura 3.23 presenta la disminución de la concentración de cinc en función del tiempo de operación a diferentes intensidades de corriente.

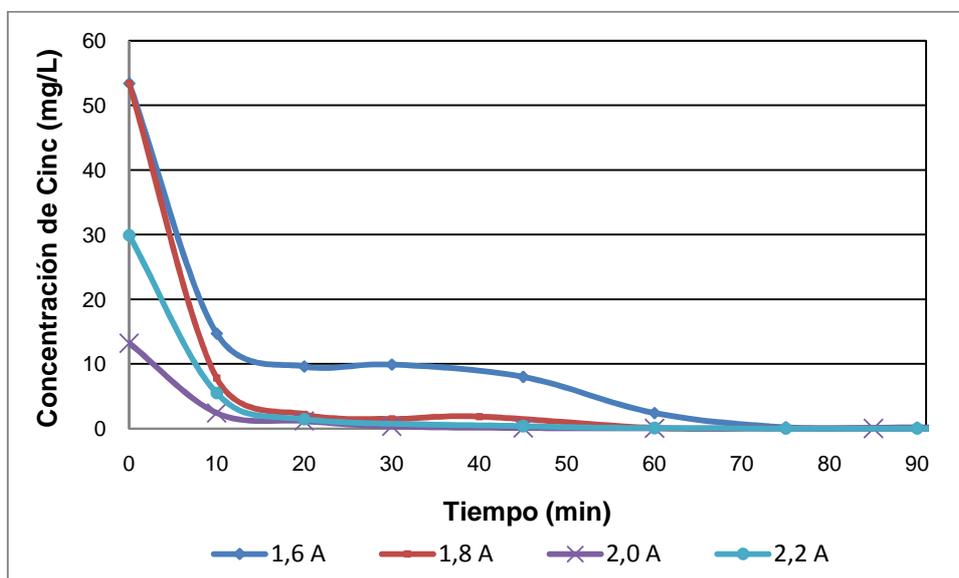


Figura 3.23. Concentración de cinc en la muestra durante la operación de electrocoagulación, a las intensidades de corriente de 1,6 A, 1,8 A, 2,0 A y 2,2 A

Como se puede observar en la figura 3.23 la concentración de cinc disminuyó más del 70,0 % a los 10 minutos de iniciada la operación, después su concentración permaneció relativamente constante. Los porcentajes de remoción a los 10 min y al final de la operación, es decir a los 90 min se presentan en la tabla 3.19.

Tabla 3.19. Porcentajes de remoción de cinc a los 10 y 90 min para las intensidades de corriente de 1,6 A, 1,8 A, 2,0 A y 2,2 A

Intensidad de corriente (A)	Remoción a los 10 minutos (%)	Remoción a los 90 min (%)
1,6	72,5	99,7
1,8	85,4	99,9
2,0	81,7	99,9
2,2	81,6	99,9

La intensidad de corriente que permitió alcanzar los porcentajes de remoción más altos tanto a los 10 min como a los 90 min de operación fue la de 1,8 A.

Bajo este criterio, de las diferentes corrientes de operación que fueron evaluadas se seleccionó las de 1,8 A y 60 min de operación para los siguientes tratamientos.

3.4.5 INFLUENCIA DEL NÚMERO DE PLACAS EN EL PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN PARA EL TRATAMIENTO DE EFLUENTES GENERADOS EN UNA EMPRESA DE MANTENIMIENTO DE MOTORES

Se realizaron ensayos para determinar la influencia del número de placas empleadas en el ensayo de electrocoagulación. Con este fin se realizaron ensayos con 6 placas y posteriormente con 9 placas, como se explica en la sección 2.2.3.8.

Las características de la muestra inicial tratada en estos ensayos se presentan en la tabla 3.20.

Tabla 3.20. Características de la muestra inicial que fue pretratada con aireación en presencia de carbón activado

Parámetro	Unidad	Resultado
DQO	mg/L	17 360
SS	mg/L	1 800
ST	mg/L	10 320
TPHs	mg/L	385
Tensoactivos	mg/L	405,84
Turbiedad	NTU	1 772

Los resultados de la muestra tratada con 6 y 9 placas y los respectivos porcentajes de remoción se presentan en las tablas 3.21 y 3.22.

Tabla 3.21. Características de la muestra tratada con 6 placas como electrodos

Parámetro	Unidad	Resultado	% Remoción
DQO	mg/L	10 120	41,7
SS	mg/L	400	77,8
ST	mg/L	5 380	47,9
TPHs	mg/L	148	61,6
Tensoactivos	mg/L	171,56	57,7
Turbiedad	NTU	387	78,2

Tabla 3.22. Características de la muestra tratada con 9 placas

Parámetro	Unidad	Resultado	% Remoción
DQO	mg/L	10 000	42,4
SS	mg/L	113	93,7
ST	mg/L	5 080	50,8
TPHs	mg/L	158	59,0
Tensoactivos	mg/L	183,92	54,7
Turbiedad	NTU	159	91,0

Estos resultados demuestran que cuando se aumentó el número de electrodos, es decir, cuando se aumentó el área de contacto entre los electrodos y el efluente, las concentraciones remanentes de los contaminantes disminuyeron.

Los resultados de esta operación son altamente satisfactorios, puesto que los porcentajes de remoción de DQO son mayores al 40,0 % y los porcentajes de remoción de TPHs son mayores al 58,0 %, lo cual es una ventaja que ofrece el tratamiento. Además la concentración de sólidos suspendidos alcanzó remociones con las cuales se puede cumplir la norma 213 (116 mg/L), establecida por el Municipio del Distrito Metropolitano de Quito.

3.4.6 CARACTERIZACIÓN DE LOS LODOS RESIDUALES DE LA OPERACIÓN DE ELECTROCOAGULACIÓN

En la tabla 3.23 se presenta el análisis de los lodos residuales de electrocoagulación.

Tabla 3.23. Características de los lodos residuales de la operación de electrocoagulación

Parámetro	Unidad	Resultado
DQO	mg/L	20 500
SS	mg/L	52 520
ST	mg/L	83 940

Como se puede observar en la tabla 3.23 los lodos residuales contenían, como se esperaba, altas concentraciones de sólidos suspendidos y sólidos totales debido a que la mayoría de los sólidos presentes en la emulsión perdieron su estabilidad, formaron aglomerados y sedimentaron.

3.4.7 EVALUACIÓN DE LA FLOTACIÓN LIGADA A LA ELECTROCOAGULACIÓN SOBRE LA REMOCIÓN DE TPHs Y ACEITES Y GRASAS

Se recogieron los lodos que flotaron en las operaciones de electrocoagulación combinada con la electroflotación. Las burbujas que se formaron en los ensayos arrastraron los contaminantes de menor densidad (TPHs, aceites y grasas) hacia la superficie del agua residual. En la figura 3.24 se puede observar la formación de los lodos sobre la superficie del efluente.

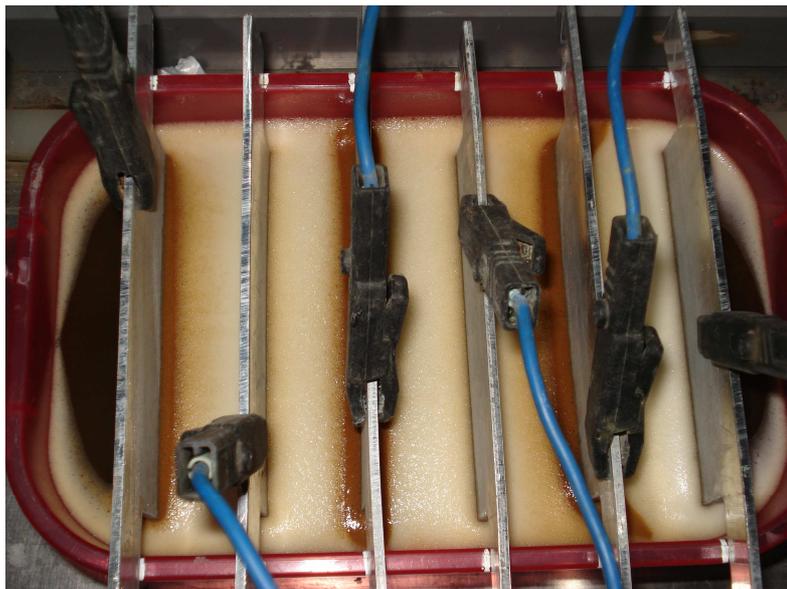


Figura 3.24. Formación de los lodos sobre la superficie del efluente

En esta evaluación, se utilizaron los lodos flotados de ensayos que operaron bajo ciertas condiciones de intensidad de corriente, tiempo de residencia y número de electrodos. Estas condiciones se detallan en la sección 2.2.4.2. Como resultado de los ensayos de la electroflotación se obtuvieron 3 tipos de lodos flotados que se denominaron lodo 1, lodo 2 y lodo 3.

Los lodos flotados en los ensayos empleados para evaluar la flotación sobre la remoción de TPHs y aceites y grasas presentaron las características que se detallan en la tabla 3.24.

Tabla 3.24. Concentración de TPHs y aceites y grasas presentes en el lodo flotado

Parámetro	Unidad	Resultado lodo 1	Resultado lodo 2	Resultado lodo 3
TPH	mg/L	145	172	488
Aceites y Grasas	mg/L	1 780	3 560	5 380

Como se puede observar en la tabla 3.24, la operación de electroflotación permitió obtener lodos con elevadas concentraciones de TPHs y aceites y grasas, este fenómeno se debe a la formación de burbujas que arrastran y concentran dichos

contaminantes. A mayor cantidad de corriente, se observó mayor formación de burbujas y se logró lodos con mayores concentraciones de TPHs y aceites y grasas. La cantidad de lodo flotado, tomada en cada ensayo fue de aproximadamente 100 mL.

En los ensayos realizados para determinar la influencia de la intensidad de corriente aplicada sobre la remoción de los metales aluminio, cobre y cinc, se observó que a corrientes aplicadas de 2,0 y 2,2 A, se obtuvo un mejor desempeño de la electroflotación que de la coagulación. A mayor intensidad de corriente, se generaron mayor cantidad de burbujas que incrementaron la cantidad de lodos flotados, pero el tiempo necesario para la sedimentación de los aglomerados aumentó.

3.4.8 ANÁLISIS DE COSTOS NECESARIOS PARA LA OPERACIÓN DE LA ELECTROCOAGULACIÓN COMO TRATAMIENTO PARA EFLUENTES ACUOSOS GENERADOS POR UNA EMPRESA DE MANTENIMIENTO DE MOTORES

Para calcular la cantidad de energía consumida en el tratamiento de aguas residuales con electrocoagulación, se midieron el voltaje, la intensidad de corriente y el tiempo de operación. El voltaje para el caso de los seis electrodos fue de 8,2 V, la intensidad de corriente fue 1,8 A y el tiempo de operación fue de 60 min. Con base en estos datos, se calculó el consumo de energía que fue de 53,14 kJ. Estos cálculos están detallados en el anexo IV. Realmente el rectificador consumió más energía (633,60 kJ) debido al motor del ventilador y a la pérdida de energía generada por la conversión de energía alterna a continua. El valor correspondiente al consumo de energía eléctrica fue \$ 0,014 para tratar 1,5 L, por lo tanto el costo para tratar 1 m³ de agua residual fue \$ 9,39.

3.5 SEDIMENTACIÓN PARA TRATAMIENTO DE EFLUENTES GENERADOS POR UNA EMPRESA DE MANTENIMIENTO DE MOTORES

Una vez que las operaciones de coagulación y de electrocoagulación desestabilizaron la emulsión, formaron coágulos y finalmente flóculos; la operación de sedimentación fue indispensable para clarificar el agua y facilitar la separación de los lodos residuales.

Una de las variables que influyen en la operación de sedimentación es la velocidad de sedimentación, la cual se determinó mediante la gráfica de altura de interfase en función del tiempo. En este estudio, esta velocidad se determinó al obtener la pendiente de la recta que tiene un mejor índice de correlación, respecto a los datos de la primera parte de la curva altura de interfase vs tiempo de sedimentación (sección 1.2.1.2).

La figura 3.25 presenta la relación entre la altura de interfase y el tiempo de sedimentación para los ensayos realizados después de la operación de coagulación.

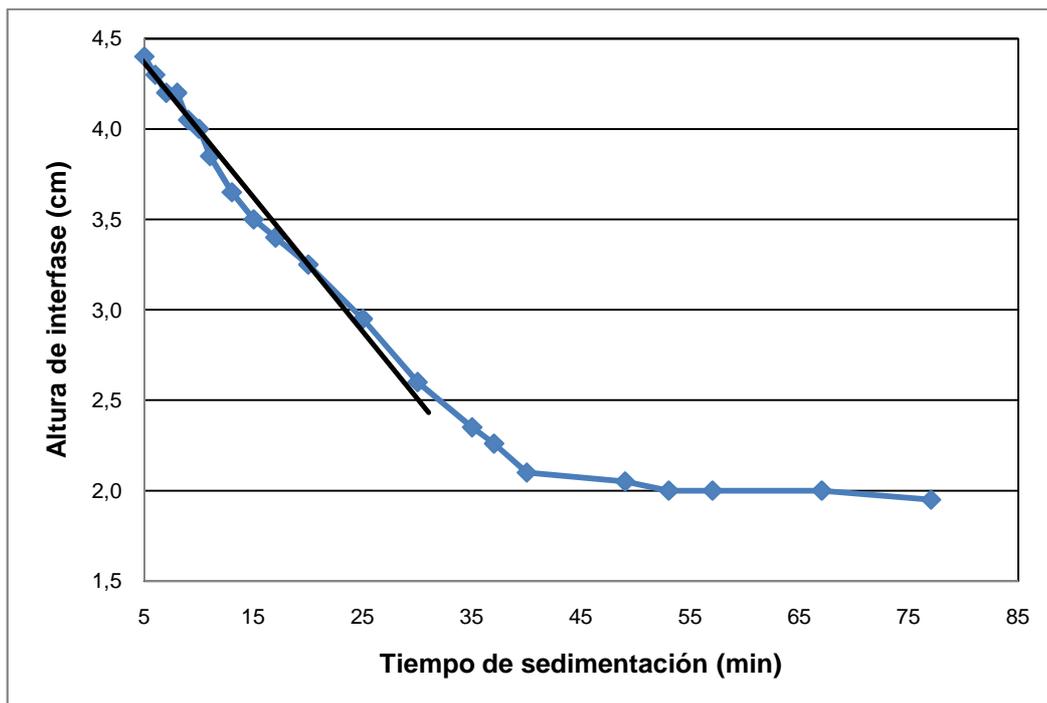


Figura 3.25. Altura de interfase en función del tiempo de sedimentación posterior a la coagulación y línea recta que se ajusta a la sección descendiente de la curva

La ecuación de la recta que se ajusta a la sección descendiente de la curva es la ecuación 3.1.

$$y = -0,074x + 4,734 \quad [3.1]$$

La pendiente de esta recta es la velocidad de sedimentación. En el caso de los lodos de coagulación, la velocidad de sedimentación fue 0,074 cm/min y la altura de interfase llegó a su límite inferior aproximadamente a los 50 min.

La figura 3.26 presenta la relación entre la altura de interfase y el tiempo de sedimentación para los ensayos realizados después de la operación de electrocoagulación.

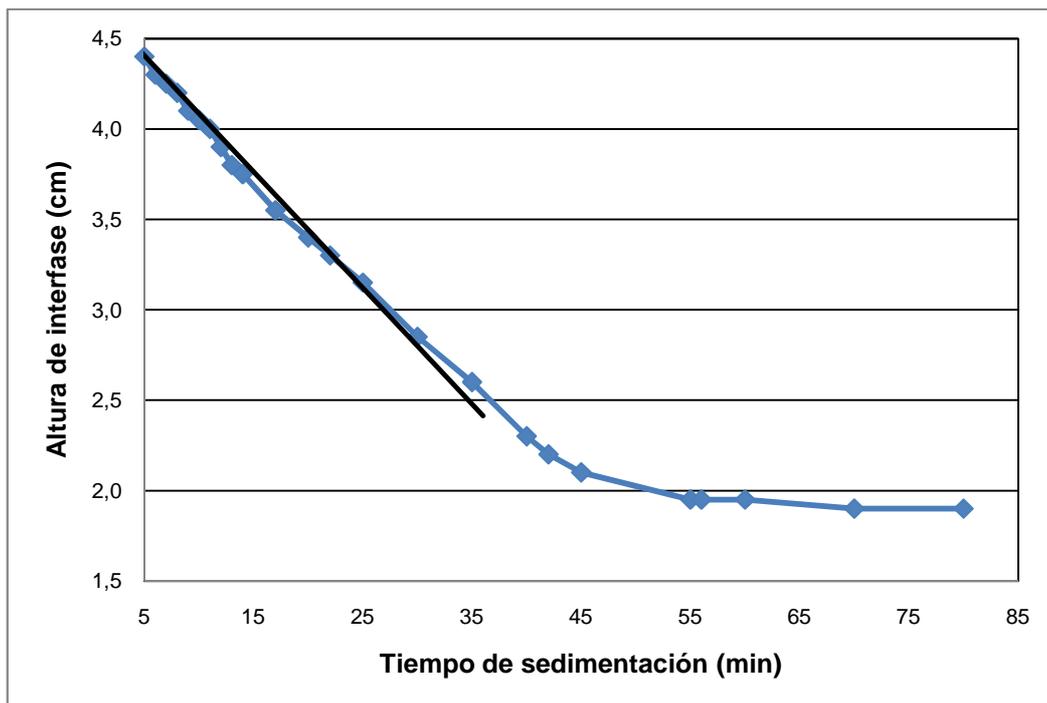


Figura 3.26. Altura de interfase en función del tiempo de sedimentación posterior a la electrocoagulación y línea recta que se ajusta a la sección descendente de la curva

La ecuación de la recta que se ajusta a la sección descendente de la curva es la ecuación 3.2.

$$y = -0,064x + 4,727 \quad [3.2]$$

La pendiente de esta recta es la velocidad de sedimentación. En el caso de los lodos de electrocoagulación, la velocidad de sedimentación fue 0,064 cm/min y la altura de interfase llegó a su límite inferior aproximadamente a los 57 min.

Las velocidades de sedimentación que se alcanzaron después de la coagulación y electrocoagulación fueron bajas debido a que el efluente inicial era una emulsión estable y el proceso de desestabilización fue lento. La velocidad de sedimentación, para el caso de coagulación-sedimentación, fue mayor que la velocidad de sedimentación en el caso de electrocoagulación-sedimentación.

3.6 FILTRACIÓN PARA TRATAMIENTO DE EFLUENTES GENERADOS POR UNA EMPRESA DE MANTENIMIENTO DE MOTORES

La filtración de los lodos residuales de las operaciones de coagulación y de electrocoagulación permitió determinar, mediante la teoría de Ruth, la resistencia de los sólidos a la filtración α y determinar las constantes C y K. Los cálculos están detallados en el anexo V.

La figura 3.27 muestra la relación de $\Delta t/\Delta V$ en función de V para el caso de los lodos de coagulación.

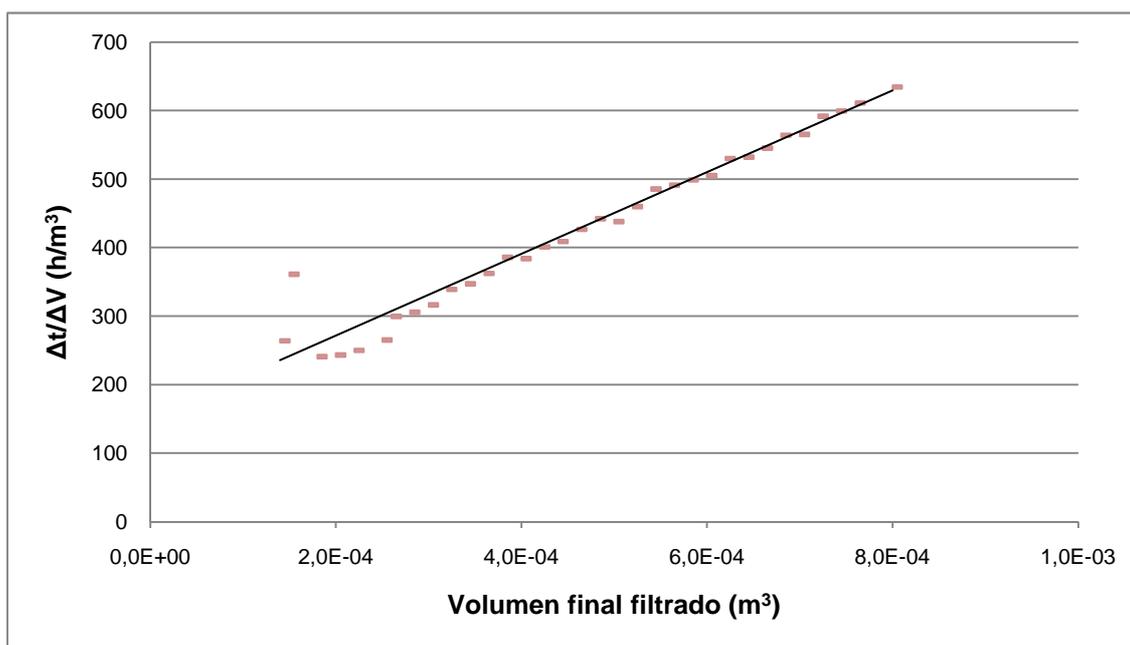


Figura 3.27. Variación del tiempo de filtrado dividido para la variación de volumen filtrado en función del volumen filtrado. Lodos de sedimentación y coagulación

Mediante la regresión lineal de los datos obtenidos del ensayo se determinó la ecuación 3.3.

$$y = 59\,611 \cdot x + 152,4 \quad [3.3]$$

Que es semejante a la ecuación 3.4.

$$\frac{dt}{dV} = \frac{2V}{K} + \frac{2C}{K} \quad [3.4]$$

$$\frac{dt}{dV} = 59\,611 \cdot V + 152,4 \quad [3.5]$$

Por lo tanto la constante K es $3,36E-5 \text{ m}^6/\text{h}$ y la constante C es $2,56E-3 \text{ m}^3$. La resistencia específica de la torta, es decir la resistencia específica de la torta es $863,12 \text{ kg/m}^2$.

La figura 3.28 muestra la relación de $\Delta t/\Delta V$ en función de V para el caso de los lodos de electrocoagulación.

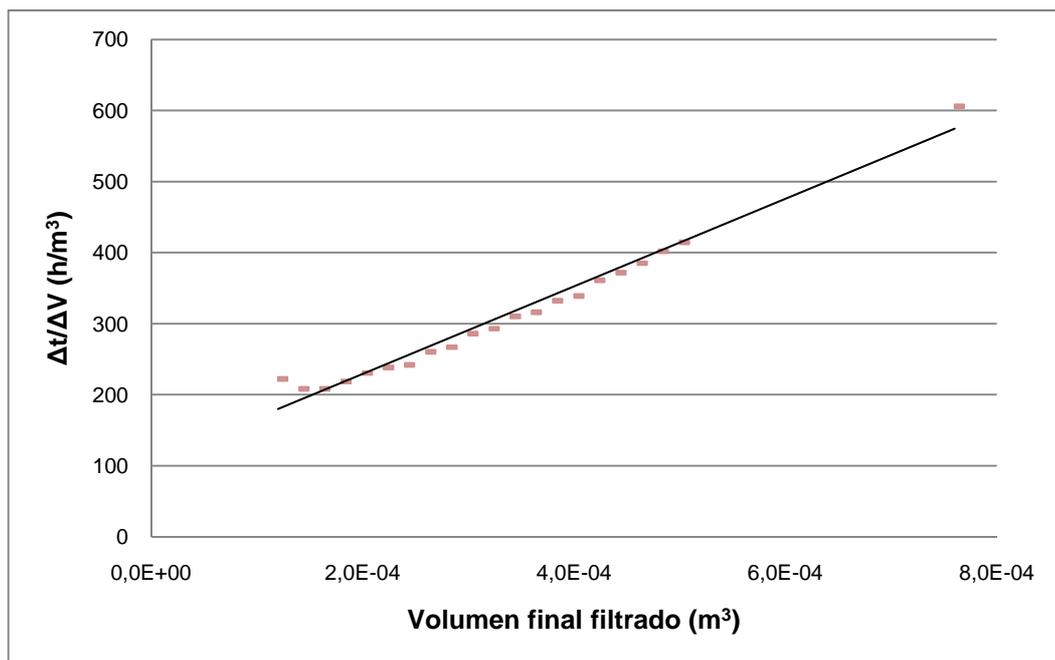


Figura 3.28. Variación del tiempo de filtrado dividido para la variación de volumen filtrado en función del volumen filtrado. Lodos de sedimentación y electrocoagulación

Mediante la regresión lineal de los datos obtenidos del ensayo se determinó la ecuación 3.6.

$$y = 61\,654 \cdot x + 105,8 \quad [3.6]$$

Que es semejante a la ecuación 3.7.

$$\frac{dt}{dV} = \frac{2V}{K} + \frac{2C}{K} \quad [3.7]$$

$$\frac{dt}{dV} = 61\,654 \cdot V + 105,8 \quad [3.8]$$

Por lo tanto la constante K es 3,24E-5 m⁶/h y la constante C es 1,72E-3 m³. La resistencia específica de la torta (α), es decir la resistencia de 1 kg de sólido seco sobre una superficie de filtración de 1 m² es 813,00 kg/m².

3.7 TRATAMIENTO CON OZONO PARA TRATAMIENTO DE EFLUENTES GENERADOS POR UNA EMPRESA DE MANTENIMIENTO DE MOTORES

Primero se determinó el flujo de ozono que ingresó hacia la muestra mediante la titulación de una solución de KI que permitió establecer que el flujo entrante de ozono es 2,77 g/h, como se explica en la sección 2.4.2. Los cálculos realizados se detallan en el Anexo VI.

3.7.1 ENSAYOS PRELIMINARES PARA DETERMINAR LAS CONDICIONES DE ENSAYO DE OZONIZACIÓN

Se realizaron ensayos preliminares para determinar el volumen necesario de agua residual pretratada que se empleará en posteriores ensayos con ozono. Los tratamientos, con los cuales se depuró previamente la muestra fueron: aireación en presencia de carbón activado, electrocoagulación y sedimentación.

En el primer ensayo se empleó 1 L de muestra y 10 min de contacto con ozono, pero con este volumen las burbujas de ozono no tuvieron suficiente contacto con el agua residual y la mayoría del gas burbujeado escapó hacia el frasco lavador con yoduro de potasio. En el segundo ensayo se emplearon 2 L de muestra y 5 min de contacto con ozono y menor cantidad de ozono escapó al segundo vaso lavador. Los resultados que se obtuvieron con este tratamiento se detallan en la tabla 3.25.

Tabla 3.25. Resultados obtenidos de los ensayos preliminares del tratamiento con ozono

Parámetro	Unidad	Resultado muestra inicial	Resultado muestra 10 min	Resultado muestra 5 min
DQO	mg/L	4 350	4 220	4 030
TPHs	mg/L	93,5	91,5	61,5
Tensoactivos	mg/L	49,42	48,64	41,86

Se pudo observar que la ozonización logró reducir la concentración de DQO, TPHs y tensoactivos, pero se requirieron de tratamientos más largos para obtener mejores resultados.

El ozono es capaz de reducir el color verdadero de los efluentes industriales por lo tanto en estos ensayos también se determinó la influencia del tratamiento con ozono sobre el color verdadero de la muestra. El color verdadero se analizó según se detalla en la sección 2.1.1.3 y los resultados se muestran en la tabla 3.26.

Tabla 3.26. Resultados obtenidos de las mediciones de color verdadero y su porcentaje de disminución

Muestra	Color verdadero PtCo	% Disminución
Muestra inicial	173	-
Muestra tratada 10 minutos	125	24,8
Muestra tratada 5 minutos	68	67,7

Se puede observar que el tratamiento con ozono redujo el color verdadero de la muestra y alcanzó un porcentaje de disminución de 67,7%. Cuando se trabajó con 2 L de muestra y 5 min de operación, se consiguió una mayor interacción entre el

ozono y el efluente, por esta razón se alcanzó un mayor porcentaje de remoción de color verdadero.

3.7.2 ESTUDIO DEL DESEMPEÑO DEL TRATAMIENTO CON OZONO

Las dosis de ozono empleadas en función del tiempo de tratamiento se presentan en la tabla 3.27.

Tabla 3.27. Resultados obtenidos de las mediciones del tiempo y dosis de ozono

Tiempo (min)	Dosis de ozono (g/L)
2,5	0,054
5,0	0,079
7,5	0,101
10,0	0,124
15,0	0,188

Los resultados de las concentraciones remanentes de TPHs, en función de las dosis de ozono empleadas se representan gráficamente en la figura 3.29, donde se puede observar que la concentración remanente de TPHs fue menor cuando se empleó mayores dosis de ozono.

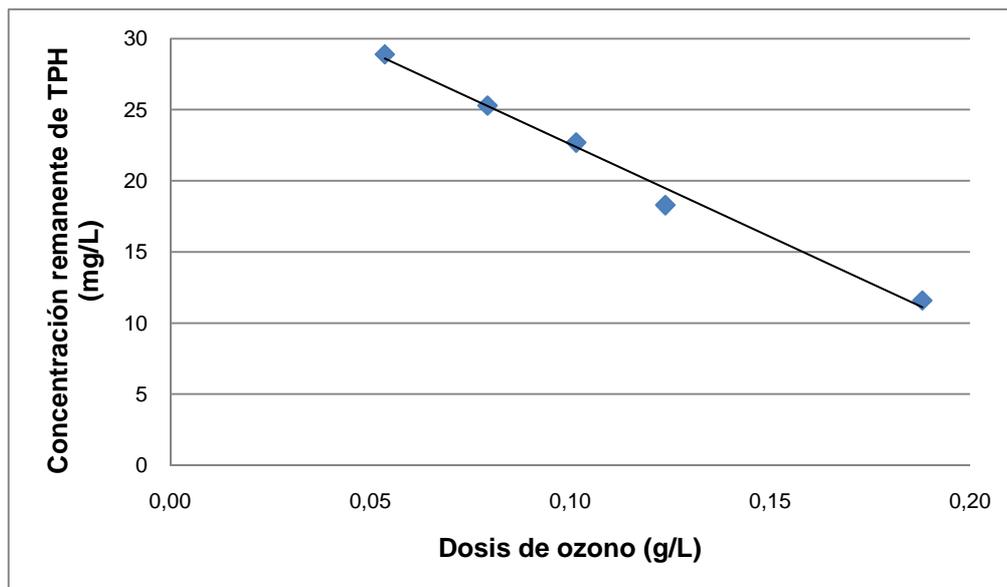


Figura 3.29. Concentración remanente de TPHs en función de la dosis de ozono

Se analizó la concentración de los metales aluminio, cobre y cinc antes y después del tratamiento con ozono. La muestra empleada para los ensayos de tratamiento con ozono fue pretratada con aireación en presencia de carbón activado, electrocoagulación y sedimentación.

Las concentraciones iniciales de aluminio, cobre y cinc fueron 14,1 mg/L, 0,35 mg/L y 0,05 mg/L, respectivamente. La concentración de aluminio estaba fuera de norma (5 mg/L). Después del tratamiento con una dosis de 0,124 g/L de ozono, la concentración de aluminio fue 3,9 mg/L y, después del tratamiento con una dosis de 0,188 g/L, la concentración fue 2,3 mg/L. Estos valores están dentro de la norma (5mg/L).

3.8 EVALUACIÓN DE ADSORCIÓN COMO TRATAMIENTO DE EFLUENTES GENERADOS POR UNA EMPRESA DE MANTENIMIENTO DE MOTORES

Para evaluar la técnica de adsorción, primero se realizaron pruebas en lechos agitados y se trataron muestras de agua residual proveniente directamente de la empresa y de agua residual tratada previamente por las técnicas de aireación en presencia de carbón activado, electrocoagulación y sedimentación. Los parámetros de evaluación fueron TPHs, tensoactivos, DQO y concentración de los metales aluminio, cobre y cinc.

3.8.1 CINÉTICA DE LA ADSORCIÓN DE TENSOACTIVOS EN CARBÓN ACTIVADO

En la figura 3.30, se muestra la cinética de adsorción de tensoactivos en carbón activado. La muestra empleada en este ensayo fue pretratada con aireación en presencia de carbón activado, electrocoagulación y sedimentación. La concentración inicial de tensoactivos del efluente pretratado fue de 60 mg/L.

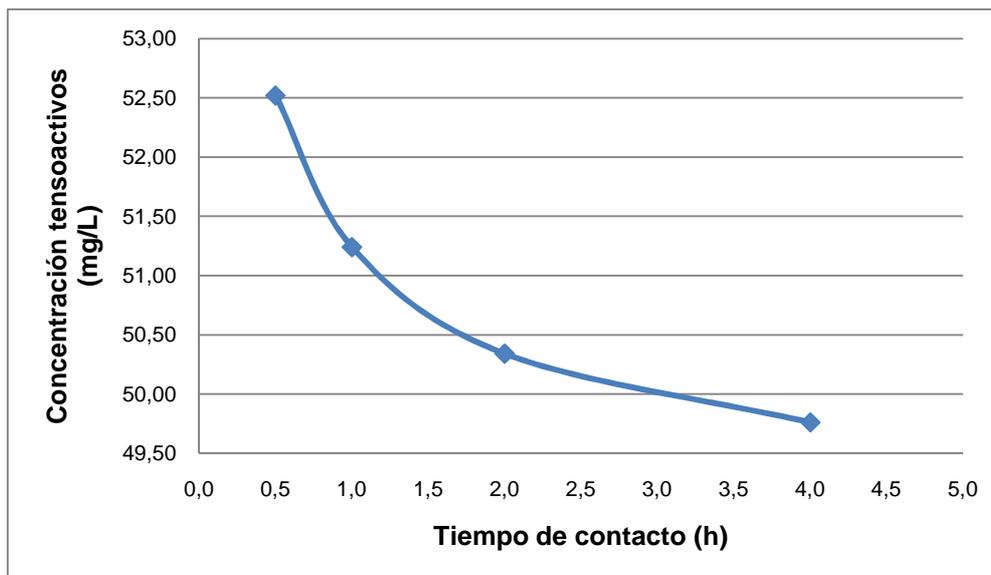


Figura 3.30. Cinética de la adsorción de tensoactivos aniónicos en lechos agitados. Concentración inicial de tensoactivos: 60,00 mg/L. pH solución: 8,0 Volumen: 200 mL, masa de carbón 5 g. Agitación 300 rpm Temperatura: 20,2 °C

En la figura 3.30 se puede observar que a 0,5 horas la concentración de tensoactivos disminuyó a 52,52 mg/L y a las 4 h esta concentración llegó a 49,76 mg/L, lo que muestra que a mayor tiempo de contacto, la concentración de tensoactivos disminuye. La cantidad de 5 g de carbón activado debió incrementarse para alcanzar mayores porcentajes de remoción de tensoactivos.

3.8.2 CAPACIDAD DE ADSORCIÓN EN LECHO AGITADO

En la figura 3.31, se muestra la isoterma de adsorción de TPHs en carbón activado. La muestra no había recibido ningún tratamiento previo al ensayo. Los cálculos se detallan en el anexo VI.

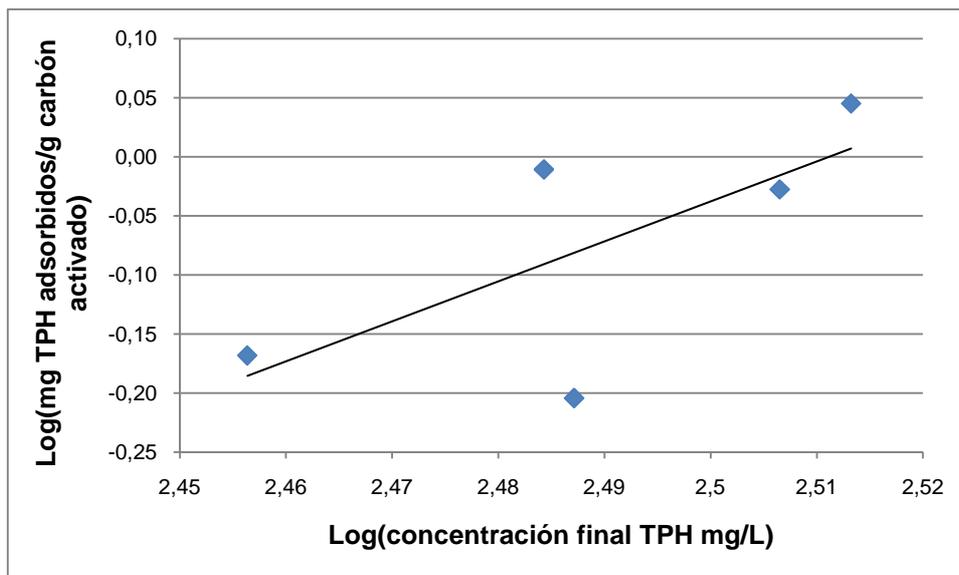


Figura 3.31. Isotherma de adsorción de TPHs en lechos agitados. Concentración inicial de TPH: 354 mg/L. pH solución = 4,01. Volumen: 200 mL. Agitación 300 rpm. Temperatura: 20,2 °C. Tiempo de agitación: 4 h

Como se puede observar en la figura 3.31, la isoterma no es lineal debido a que existieron interferencias de otros contaminantes presentes en el agua residual. La presencia de sólidos suspendidos y aceites y grasas también afectaron la determinación de la ecuación de la isoterma.

A pesar que la isoterma de adsorción no fue lineal, la concentración final de TPHs en el agua disminuyó con el aumento de la cantidad de carbón activado añadido, esto se puede observar en la figura 3.32.

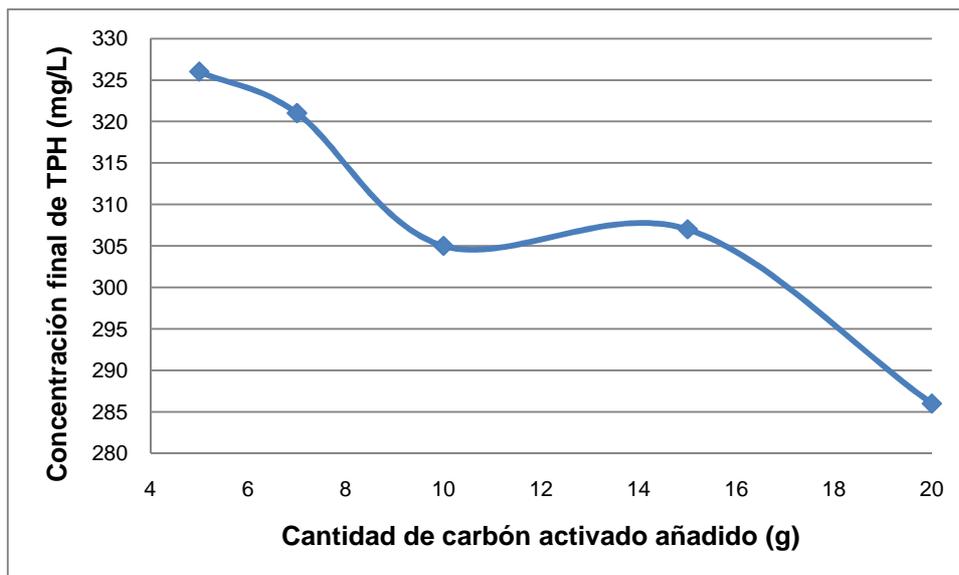


Figura 3.32. Concentración final de TPH en función de la cantidad de carbón activado añadida. Concentración inicial de TPH: 354 mg/L. pH solución=4,01. Volumen: 200 mL. Agitación 300 rpm. Temperatura: 20,2 °C. Tiempo de agitación: 4 h

En la figura 3.33, se muestra la isoterma de adsorción de tensoactivos en carbón activado. La muestra no había recibido ningún tratamiento previo al ensayo.

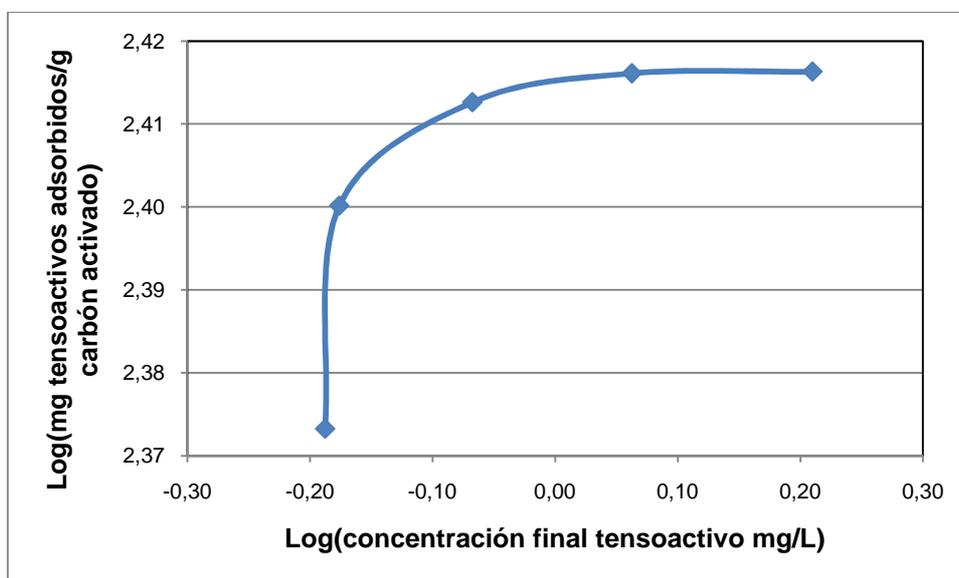


Figura 3.33. Isooterma de adsorción de tensoactivos en lechos agitados. Concentración inicial de tensoactivos: 301,44 mg/L. pH solución=8,0. Volumen: 200 mL. Agitación 300 rpm. Temperatura: 21,1 °C. Tiempo de agitación: 4 h

Como se puede observar en la figura 3.33, la isoterma no es lineal debido a que existieron interferencias de otros contaminantes presentes en el agua residual. Al igual que en el ensayo anterior la presencia de competidores y la presencia de sólidos suspendidos y aceites y grasas afectaron la determinación de la ecuación de la isoterma.

La figura 3.34 muestra la isoterma de adsorción de tensoactivos en carbón activado. La muestra recibió un tratamiento previo al ensayo. La concentración inicial de tensoactivos fue menor que la concentración que presentó el agua residual inicial. Además la presencia de competidores disminuyó debido a el pretratamiento que redujo la concentración de sólidos suspendidos y TPHs.

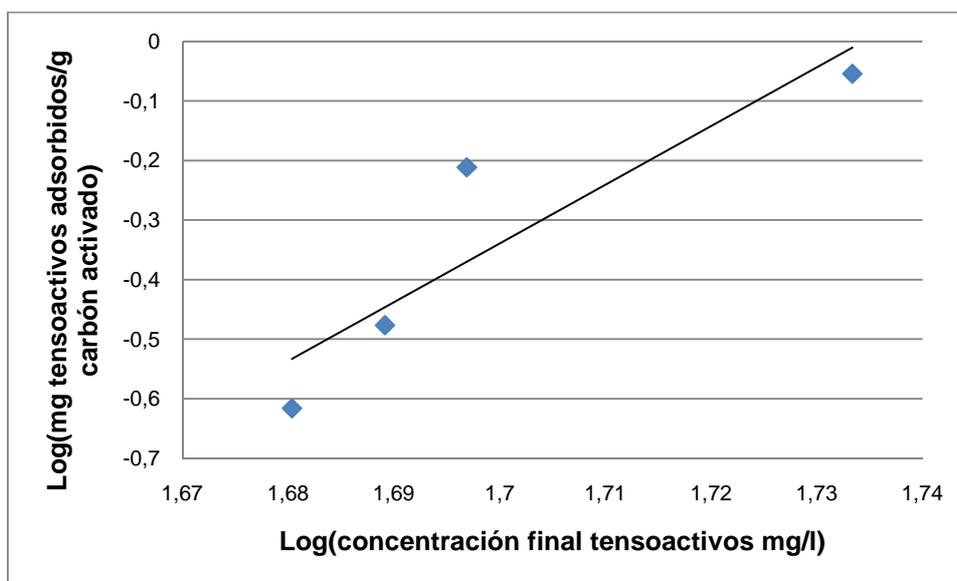


Figura 3.34. Isotherma de adsorción de tensoactivos en lechos agitados. Concentración inicial de tensoactivos: 60 mg/L. pH solución=8,0. Volumen: 200 mL. Agitación 300 rpm. Temperatura: 20,1 °C. Tiempo de agitación: 4 h

Como se puede observar en la figura 3.35, cuando se redujo la interferencia de otros contaminantes presentes en el agua residual, mediante tratamientos previos, la isoterma mostró una tendencia lineal.

La ecuación 3.9 se obtuvo mediante la linealización de la ecuación de Freundlich.

$$y = 9,856 x - 17,09 \quad [3.9]$$

Por lo tanto las constantes k y n de la ecuación de Freundlich son 8,13E-18 y 0,101 respectivamente.

La ecuación 3.10 es la ecuación de Freundlich.

$$\frac{x}{m} = 8,13 E - 18 C_f^{1/0,101} \quad [3.10]$$

3.8.3 CAPACIDAD DE ADSORCIÓN EN COLUMNAS EMPACADAS CON CARBÓN ACTIVADO

Al emplear una columna empacada con 500 g de carbón activado se obtuvieron los resultados que se presentan en la tabla 3.28.

Tabla 3.28. Características iniciales de la muestra tratada, características de la muestra tratada y los porcentajes de remoción para cada parámetro

Parámetro	Unidad	Resultado muestra inicial	Resultado muestra tratada	%Remoción
DQO	mg/L	4 220	2 580	38,9
TPHs	mg/L	91,5	2,0	97,8
Tensoactivos	mg/L	48,6	27,6	43,2

Se lograron obtener remociones de DQO de 38,9 %, de tensoactivos de 43,2 % y de TPHs de 97,8 %. Con estos resultados el agua tratada pudo cumplir la norma de la ordenanza 213 de 20 mg/L de TPH.

La tabla 3.28 muestra que la adsorción en carbón activado tuvo mayor afinidad por los TPHs que por los tensoactivos. La concentración de TPHs disminuyó de 91,5 mg/L a 2 mg/L, mientras que los tensoactivos disminuyeron de 48,6 mg/L a 27,6 mg/L.

Se analizó la concentración de los metales aluminio, cobre y cinc antes y después del tratamiento con adsorción. La muestra empleada para los ensayos de adsorción en columna empacada fue pretratada con aireación en presencia de carbón activado, electrocoagulación y sedimentación. Las concentraciones iniciales de aluminio, cobre y cinc fueron 14,1 mg/L, 0,35 mg/L y 0,05 mg/L, respectivamente. La concentración de aluminio estaba fuera de norma (5 mg/L). La concentración de aluminio después del tratamiento fue 1,0 mg/L, este valor está dentro de la norma.

3.9 TRATAMIENTO SUGERIDO PARA EFLUENTES GENERADOS POR UNA EMPRESA DE MANTENIMIENTO DE MOTORES

Sobre la base de los resultados obtenidos en las secciones 3.1, 3.2, 3.3, 3.4, 3.5, 3.6, 3.7, 3.8, se puede sugerir un tratamiento para este tipo de efluentes. Debido a las altas concentraciones de DQO, DBO₅, que caracterizan este efluente, es necesario un pretratamiento oxidativo como el de aireación en presencia de C.A. Posteriormente, se necesita un tratamiento que desestabilice la emulsión. La operación de electrocoagulación es una técnica que permite desestabilizar la emulsión y obtener elevados porcentajes de remoción de sólidos suspendidos, turbiedad, y metales presentes en el efluente. A continuación se requiere procesos de sedimentación y filtración para separar los lodos residuales. Como tratamiento posterior, se podría sugerir tratamientos como ozonización o adsorción con carbón activado. Estos tratamientos alcanzaron buenos porcentajes de remoción de TPHs y tensoactivos para este tipo de efluente. Sin embargo, estos tratamientos pueden ser más costosos que otros tratamientos como los biológicos.

4 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

4.1 CONCLUSIONES

- Para efluentes acuosos generados por una empresa de mantenimiento de motores, se obtienen remociones más altas de DQO y DBO₅, cuando se emplea como tratamiento de depuración el proceso de aireación en presencia de carbón activado, comparado con que las que se tienen solamente con una operación de aireación. El carbón activado logra aumentar el contacto entre el agua residual y el oxígeno y mejora el proceso.
- Para el tipo de efluente analizado en este estudio, en el reactor de lecho fluidizado para aireación en presencia de 40 g/L de C.A. se alcanzó un porcentaje de remoción de DQO de 36,6 % y un porcentaje de remoción de DBO₅ de 57,5 %.
- En ensayos de coagulación química con efluentes que presentan concentraciones muy altas de sólidos suspendidos y turbiedad, el coagulante que demostró ser más eficiente para el tratamiento fue el PAC-1 (policloruro de aluminio). Las dosis de coagulante y floculante seleccionadas para tratar 200 mL de muestra inicial de agua residual al valor de pH 10,5 fueron 150 mL/L y 160 mL/L, respectivamente.
- El pH es una de las variables más influyentes en la operación de electrocoagulación. El valor de pH que permite obtener remociones más eficientes de sólidos totales (47,0 %) y turbiedad (94,6 %) es de 9,7.
- En el proceso de electrocoagulación, con una intensidad de corriente de 1,8 A se obtuvo una remoción de sólidos suspendidos de 98,8 %, remoción de turbiedad de 97,4 %, remoción de DQO de 32,9 %, remoción de tensoactivos de 58,5 %, remoción de aluminio de 44,9 %, remoción de cobre de 99,69% y remoción de cinc de 99,9 %.

- El tiempo de residencia establecido para la electrocoagulación que trabaja con una intensidad de corriente de 1,8 A fue de 60 min. Si la operación tuviera un tiempo de residencia mayor, la concentración de aluminio aumentaría y afectaría los resultados del tratamiento.
- La flotación ligada a la electrocoagulación (electroflotación) es un tratamiento que permite recolectar lodos flotados con altas concentraciones de aceites y grasas y TPHs a la vez que reduce la concentración de estos en el efluente.
- Para la operación de electrocoagulación el porcentaje de remoción de metales como el aluminio (hasta 88,7%), cobre (99,6%) y cinc (99,9%) son elevados, mientras que al emplear coagulación química los porcentajes de depuración son menores, para el cobre 35,7 % y para el cinc es 44,8%.
- Los coagulantes PAC y sulfato de aluminio, actualmente empleados para la remoción de metales en el tratamiento de efluentes generados por empresas de mantenimiento de motores, no son apropiados, pues en el caso del aluminio, la concentración en solución de este aumenta al adicionar los PAC y sulfato de aluminio, por lo que se contamina aún más la solución.
- La coagulación química empleada para tratar efluentes generados por una empresa de mantenimiento de motores es una operación más costosa que la operación de electrocoagulación. Así, la coagulación química tiene un costo de \$ 207 por 1 m³ de agua residual, y la electrocoagulación tiene un costo de \$ 4,12 por 1 m³ de agua residual.
- La velocidad de sedimentación de sólidos en suspensión es mayor cuando se usa coagulación química (0,074 cm/min), mientras que para la electrocoagulación la velocidad de sedimentación es de 0,064 cm/min.
- El estudio del proceso de adsorción en lechos agitados, permite concluir que el carbón activado puede adsorber tensoactivos aniónicos y alcanza una remoción del 20,7 % bajo las siguientes condiciones de trabajo: 15 g de

carbón activado y 300 mL de efluente pretratado (pH=8,0); agitación a 300 rpm por un periodo de 4 h. Las constantes de Freundlich k y n fueron $8,13E-18$ y $0,101$, respectivamente.

- La adsorción en columnas empacadas con carbón activado tuvo mayor afinidad por los TPHs que por los tensoactivos. La concentración de TPHs disminuyó de 91,5 mg/L a 2 mg/L, mientras que los tensoactivos disminuyeron de 48,6 mg/L a 27,6 mg/L.
- En el tratamiento de adsorción la presencia de competidores y el contenido de otros contaminantes en el agua residual afecta la linealidad de la isoterma de adsorción. En este estudio la presencia de sólidos suspendidos y aceites y grasas afectó la determinación de la ecuación lineal de la isoterma. También la competencia entre TPHs y tensoactivos afectó esta determinación.
- Tanto el tratamiento con ozono, como el tratamiento con adsorción en carbón activado permitieron cumplir con el límite de 5 mg/L de aluminio establecido en la norma técnica de la ordenanza 213.
- La aplicación de las técnicas de aireación en presencia de carbón activado, electrocoagulación, sedimentación y adsorción en carbón activado redujeron la DQO desde 27 400 mg/L hasta 2 580 mg/L.

4.2 RECOMENDACIONES

- Se recomienda aplicar el tratamiento de electrocoagulación para tratamiento de efluentes contaminados con metales pesados, puesto que los porcentajes de remoción que se alcanzan con este tratamiento son mayores al 90 %.

- Se debería recuperar y aprovechar las altas concentraciones de metales como aluminio, cobre y cinc presentes en los lodos residuales que se obtuvieron después del tratamiento de electrocoagulación.

- Es conveniente emplear un tratamiento oxidativo mediante aireación en presencia de carbón activado para el tratamiento de aguas residuales cuyas concentraciones de DQO y DBO₅ son muy altas, puesto que este tratamiento demuestra ser efectivo para la reducción de dichos parámetros.

- Se recomienda implementar el tratamiento sugerido en empresas de mantenimiento de motores para prevenir la contaminación que generan este tipo de efluentes debido a su alto contenido de hidrocarburos, tensoactivos, aceites y grasas y metales pesados.

BIBLIOGRAFÍA

- Acevedo, R., 2001, “Coagulación y floculación de contaminantes del agua”, <http://cabierta.uchile.cl/revista/15/articulos/pdf/edu4.pdf>, (Diciembre, 2009).
- American Water Works Association, 2002, “Calidad y tratamiento del agua”, Quinta edición, Editorial McGraw-Hill Profesional, Madrid, España, pp. 200-400.
- Arévalo, S., 2007, “Gestión de suelos contaminados con hidrocarburos”, Proyecto de titulación previo a la obtención del título de Ingeniero Químico, EPN, Quito-Ecuador, pp.15-30.
- Bande, R., Prasad, B., Mishra, I., Wasewar, K., 2008, “Oil field effluent water treatment for safe disposal by electroflotation”, Elsevier, Chemical Engineering Journal, 137, 503.
- Barrenechea, A., 2005, “Coagulación”, <http://www.cepis.org.pe/bvsatr/fulltext/tratamiento/manual/tomol/cuatro.pdf>, (Mayo, 2009).
- Benzadok, K., Benammar, S., Lopicque, F. y Nezzal, G., 2008, “Electrocoagulation of cutting oil emulsions using aluminium plate electrodes”, Elsevier, Journal of Hazardous Materials, 152, 423.
- Bernabé, V., 2007, “Caracterización y determinación de surfactantes y otros componentes en productos de limpieza con aplicación en control de calidad de formulaciones industriales”, http://www.tdr.cesca.es/TESIS_UV/AVAILABLE/TDX-0403108-160030//bernabe.pdf, (Mayo, 2010).
- Bukhari, A., 2008, “Investigation of the electrocoagulation treatment process for the removal of total suspended solids and turbidity from municipal wastewater”, Elsevier, Bioresource Technology, 99, 914.
- Cañizares, P., Martínez, F., Lobato, J. y Rodrigo, M., 2007, “Break-up of oil-in-water emulsions by electrochemical techniques”, Elsevier, Journal of Hazardous Materials, 145, 233.
- Cañizares, P., Martínez, F., Jiménez, C., Sáez, C. y Rodrigo, M., 2008, “Coagulation and electrocoagulation of oil-in-water emulsions”, Elsevier, Journal of Hazardous Materials, 151, 44.

- Carrión, X., 2006, "Ozonólisis para el control de fenoles en aguas servidas y en efluentes de pinturas industriales", Proyecto de titulación previo a la obtención del título de Ingeniero Químico, EPN, Quito-Ecuador, pp. 1-20.
- Casillas, H., Cocke, D., Gomes, J., Morkovsky, P., Parga, J. y Peterson, E., 2007, "Electrocoagulation mechanism for COD removal", Elsevier, Separation Purification Technology, 56, 204.
- Cisterna, P., Peña, D., 2002, "Determinación de la relación DQO/DBO5 en aguas residuales de comunas con población menor a 25.000 habitantes en la VIII región", <http://www.cepis.org.pe/bvsaidis/chile13/trab-12.pdf>, (Diciembre, 2009).
- CITME Y REMTAVARES, 2006, "Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales", http://www.madrimasd.org/informacionidi/biblioteca/publicacion/doc/VT/VT2_Tratamientos_avanzados_de_aguas_residuales_Industriales.pdf, (Noviembre, 2008).
- Coello, M., Sales, D. y Quiroga, J., 1998, "Influencia del tensioactivo aniónico (LAS) sobre la actividad de la microbiota de los lodos activos", Ingeniería del Agua, 5 (4), 13.
- Corbitt, R., 2003, "Manual de Referencia de la Ingeniería Ambiental", Primera edición en español, Editorial McGraw-Hill/Interamericana, Madrid, España, pp 5.93 – 5.105.
- Corporación OIKOS, 2009, "Nuestra experiencia", <http://www.oikos.org.ec/index.php/Quienes-Somos/Nuestra-Experiencia.html>, (Noviembre, 2009).
- Cortés, M., 2005, "¿Qué son y para qué se usan las tierras de diatomeas?", <http://www.cuc.udg.mx/gaceta-CUC/gaceta-CUC/gaceta34/pagina8.pdf>, (Agosto, 2009).
- Deveci, H., Yazici, E., Alp, I. y Uslu, T., 2006, "Removal of cyanide from aqueous solutions by plain and metal-impregnated granular activated carbons", Elsevier, International Journal of Mineral Processing, 79, 198.
- DIARIO HOY, 2009, "El Conelec fija tarifa única para todo el país", <http://www.hoy.com.ec/noticias-ecuador/el-conelec-fija-tarifa-unica-para-todo-el-pais-301457-301457.html>. (Noviembre, 2009).
- ETAPA, 2009, "Gestión de aceites usados", http://www.etapa.net.ec/DGA/dga_pro_rec_ace_cam_con.aspx, (Septiembre, 2009).

- Fabara, D., 2006, "Optimización de la descarga líquida de una industria farmacéutica", Proyecto de titulación previo a la obtención del título de Ingeniero Químico, EPN, Quito-Ecuador.
- Faustino, A., 2008, "Formulación de shampoo & selección de tensoactivos", http://depa.pquim.unam.mx/amyd/archivero/ShampooPres_4756.pdf, (Noviembre, 2009).
- FIMCP-ESPOL, 2006, "Factibilidad del manejo ambientalmente correcto (MAC) de los residuos aceitosos en Guayaquil", http://www.basel.int/centers/proj_activ/tctf_projects/019.pdf, (Octubre, 2008).
- Forero, J., Ortiz, O. y Ríos, F., 2005, "Aplicación de procesos de oxidación avanzada como tratamiento de fenol en aguas residuales industriales de refinería", http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S0122-53832005000100008&script=sci_arttext, (Diciembre, 2009).
- Galván, P., 1996, "Contribución al estudio sobre el comportamiento ambiental y degradación de jabones", Tesis previa al grado de Doctor en Ingeniería Química, Universidad de Alicante, Alicante, España, pp. 28, 29.
- Global Water Technology Groups, 2005, "Medios Filtrantes", <http://www.ciberteca.net/equipos-para-purificadoras-y-embotelladoras-de-agua-purificada-y-mineral/medios-filtrantes-de-filtos/medios-filtrantes.htm>, (Agosto, 2009).
- Gómez, M., 2000, "¿Qué es el ozono?", <http://centros5.pntic.mec.es/ies.victoria.kent/Rincon-C/Curiosid/Rc-21/RC-21.htm>, (Diciembre, 2009).
- González, M. y Hernández, C., 2006, "Determinación de aluminio en el agua potable de valencia y localidades cercanas", <http://servicio.cid.uc.edu.ve/ingenieria/revista/a1n3/1-3-4.pdf>, (Septiembre, 2008).
- Granda, R., 2001, "Análisis de tratamiento de los efluentes de la fábrica Latintex", Proyecto de titulación previo a la obtención del título de Ingeniero Químico, EPN, Quito-Ecuador.
- Jaramillo, C., Jaramillo, A. y Taborda, G., 2005, "Construcción de un reactor electroquímico para electrocoagulación como método alternativo en la descontaminación de aguas residuales", http://200.21.104.25/udecaldas/downloads/Udecaldas25-2_11.pdf, (Noviembre, 2008).

- Jaramillo, J., 2004, "Descontaminación de fenoles en aguas residuales utilizando el haz de electrones acelerados", Proyecto de titulación previo a la obtención del título de Ingeniero Químico, EPN, Quito-Ecuador.
- Lechuga, M., 2005, "Biodegradación y toxicidad de tensioactivos comerciales", Tesis previa a la obtención del grado de Doctor en Ingeniería Química, Universidad de Granada, Granada, España, pp.21 - 40.
- Lenntech BV, 1998, "Aluminum", <http://www.lenntech.com/periodic/elements/al.htm>, (Mayo, 2009).
- Maldonado, S., 2008, "Estudio de la remoción de detergentes aniónicos tipo sulfato con carbón activado", Proyecto de titulación previo a la obtención del título de Ingeniero Químico, EPN, Quito, Ecuador. pp. 2, 3.
- Maron, S. y Prutton, C., 1996, "Fundamento de Fisicoquímica", sexta edición, Editorial Limusa, México, México, pp 120-130.
- Martínez, J., Mallo, M., Lucas, R., Álvarez, J., Salvarrey, A. y Gristo, P., 2005, "Guía para la Gestión Integral de Residuos Peligrosos", http://www.idrc.ca/uploads/user-S/11437595971gr-02_04-aceites_pag35-42.pdf, (Agosto, 2008).
- Miramontes, M., Hernández, A., Margulis, R. y Guerrero, B., 2002, "Diseño de un equipo de electrocoagulación para la eliminación de flúor en agua subterránea", <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/mexico26/v-025.pdf>, (Noviembre, 2008).
- Molina, C., 2006, "Filtración", http://www.uam.es/personal_pdi/ciencias/mgillar/Fluid/Filtracion%202005-2006.pdf, (Agosto. 2009).
- Municipio del Distrito Metropolitano de Quito MDMQ, 2007, "Norma Técnica que regula los contaminantes asociados a descargas líquidas industriales, comerciales y de servicios", "Normas Técnicas para la aplicación de la codificación del Título V, "De la prevención y control del medio ambiente"
- Noroña, C., 2002, "Estudios preliminares del efecto del uso de agua tratada con ozono en el control microbiológico de *Vibrio spp.* en la producción de camarones *Penaeus vannamei*", Proyecto de titulación previo a la obtención del título de Ingeniero Químico, EPN, Quito, Ecuador.
- Núñez, A., 2004, "Decantación y Clarificación", <http://www.minas.upm.es/catedra-anefa/Nunez-M3/Decantacion-04-c.pdf>, (Mayo, 2009).

- Núñez, Y., 2008, “Tensoactivos y auxiliares”, <http://www.artisam.org/descargas/pdf/TENSOACTIVOS%20PARTE2.pdf>, (Diciembre, 2009).
- Padilla, M., 2005, “Remoción de Metales Pesados en Aguas Residuales Industriales por la Técnica de Precipitación Alcalina”, Tesis previa a la obtención del título de Licenciatura en Ingeniería Química con área en Ingeniería Ambiental, Universidad de las Américas Puebla, Cholula, México, pp. 3, 8.
- Perez, M., 2006, “Tratamiento avanzado de aguas residuales para riego mediante oxidación con ozono: una alternativa ecológica”, http://www.cosemarozono.es/pdf/noticia_22.pdf, (Diciembre, 2009).
- Ramalho, R., 2003, “Tratamiento de aguas residuales”, 2da. edición, Editorial Reverté, Barcelona, España, pp. 27-39, 202-237.
- Restrepo, A., Arango, A. y Garcés, L., 2007, “La Electrocoagulación: retos y oportunidades en el tratamiento de aguas”, http://www.lasallista.edu.co/fxcul/media/pdf/Revista+Limpia/Vol1n2/p+I_v1n2_5877_electrocoagulacion.pdf, (Noviembre, 2008).
- Sainz, J., 2004, “Separación de aceites de efluentes industriales”, <http://www.autoprofesional.com/html/files/pdf/amb/iq/409/04ARTICULOEN.PDF>, (Mayo, 2009).
- Salager, J. y Fernández A., 2004, “Surfactantes”, <http://www.firp.ula.ve/archivos/cuadernos/S301.pdf> (Julio, 2009).
- Tchobanoglous, G., Burton, F. y Stensel, H., 2003, “Wastewater engineering: treatment and reuse”, 4ta. edición, Editorial McGraw-Hill, Nueva York, Estados Unidos de Norteamérica, pp. 1-21, 28-138.
- U. S. EPA, 2006, “Manejando aceite usado – Consejos para Empresas Pequeñas”, <http://www.p2pays.org/ref/12/11834.pdf>, (Septiembre, 2008).

ANEXOS

ANEXO I

CALIBRACIÓN DE LOS ROTÁMETROS

Tabla A.1. Curva de la calibración del rotámetro (AALBORG INSTRUMENTS & CONTROLS INC)

Lecturas de la escala	Flujo (mL/min)
120	2 510
110	2 340
100	2 165
90	1 982
80	1 790
70	1 610
60	1 403
50	1 210
40	980
30	760
20	525
10	276

El material del flotador es zafiro y la densidad del flotador es 3,98 g/mL. El flujo es medido a condiciones estándar: 70 °F y 14,7 psia.

Los ensayos de la sección 3.2.3.2 y 3.2.4 se realizaron con el rotámetro cuyo flotador es de acero.

Tabla A.2. Curva de la calibración del rotámetro RAGL

Lecturas de la escala	Flujo (L/min)	Flujo (L/s)
18	46,565	0,776
16	42,355	0,706
14	38,145	0,636
12	33,935	0,566
10	29,725	0,495
8	25,515	0,425
6	21,305	0,355
4	17,095	0,285
2	12,885	0,215

El material del flotador es acero. El flujo es medido a condiciones normales.

ANEXO II

ANÁLISIS DE LABORATORIO Y CÁLCULOS PARA LA OXIDACIÓN

Se calcularon las dosis de C.A añadidas al tratamiento y se calcularon los porcentajes de remoción que se presentaron en las figuras 3.2, 3.3, 3.4 y 3.5.

Tabla A.3. Datos obtenidos del análisis de parámetros y cálculos de porcentajes de remoción para DBO₅ y DQO

Cantidad añadida de C.A.	g de C.A. por L de agua residual	DBO ₅ mg/L	% Remoción DBO ₅	DQO mg/L	% Remoción DQO
0	0,0	2 826	-	15 500	-
45,1285	37,6	2 559	9,4	15 280	1,4
55,063	45,9	2 490	11,9	14 300	7,7
65,1195	54,3	2 407	14,8	13 400	13,5
75,1515	62,6	1 405	50,3	10 400	32,9
85,1035	70,9	886	68,6	13 440	13,3
105,552	88,0	511	81,9	14 840	4,3
125,146	104,3	1 131	60	13 640	12
145,402	121,2	1 103	61	14 120	8,9
200,056	166,7	1 151	59,3	12 840	17,2

Tabla A.4. Datos obtenidos del análisis de parámetros y cálculos de porcentajes de remoción para TPHs

Cantidad añadida de C.A.	g de C.A. por L de agua residual	TPH mg/L	% Remoción
0	0,00	740	-
45,1285	37,61	443	40,1
55,063	45,89	320	56,8
65,1195	54,27	420	43,2
75,1515	62,63	390	47,3
85,1035	70,92	298	59,7
105,552	87,96	277	62,6
125,146	104,29	347	53,1

Los resultados presentados en la sección 3.2.2 se presentan en la tabla A.5.

Tabla A.5. Datos obtenidos del análisis de parámetros y cálculos de porcentajes de remoción para DBO5, DQO, TPH y tensoactivos para la evaluación de influencia del tiempo de residencia

Tiempo (h)	DBO (mg/L)	% Remoción	DQO (mg/L)	% Remoción	TPH (mg/L)	% Remoción	Tensoactivos (mg/L)	% Remoción
0	3 070	-	15 500	-	389	-	149,37	-
2	2 206	28,1	14 440	6,8	217	44,2	105,93	29,1
4	511	83,4	14 840	4,3	277	28,8	108,36	27,5
8	139	95,5	3 132	79,8	300	22,9	138,77	7,1

ANEXO III

ANÁLISIS DE LABORATORIO Y CÁLCULOS REALIZADOS PARA LOS RESULTADOS DE LA ELECTROCOAGULACIÓN

La superficie catódica se calculó con las siguientes consideraciones. Los tres cátodos tenían una superficie en contacto con el agua residual. Esta superficie en contacto para cada cara del electrodo fue 4 cm x 12 cm (48 cm²). Las caras del electrodo que formaron la superficie catódica fueron 5, por lo tanto la superficie catódica total fue 240 cm².

A continuación se detallan los resultados presentados en la sección 3.4.3. Las intensidades de corriente que se emplearon fueron: 1,4; 1,6; 1,8; 2,0 y 2,2 A.

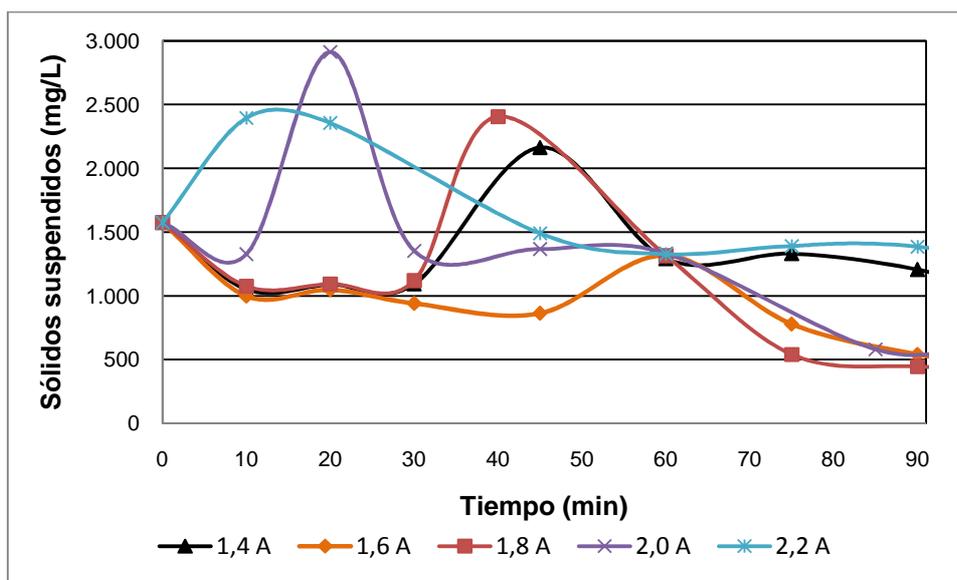


Figura A.1. Sólidos suspendidos medidos durante las operaciones de electrocoagulación a diferentes corrientes eléctricas

Los resultados obtenidos para cada corriente se muestran en la tabla A.6.

Tabla A.6. Sólidos suspendidos presentes en al agua residual durante el tratamiento con la electrocoagulación

Tiempo (min)	1,4 A	1,6 A	1,8 A	2,0 A	2,2 A
	Sol sus (mg/L)				
0	1 575,0	1 575,0	1 575,0	1 575,0	1 575,0
10	1 050,0	997,5	1 075,0	1 327,5	2 395,0
20	1 087,0	1 047,5	1 092,5	2 912,5	2 355,0
30	1,032,0	940,0	1 120,0	1 352,5	-
40	-	-	2 405,0	-	-
45	2 165,0	862,5	-	1 367,5	1 490,0
60	1 290,0	1316,6	1 315,0	1 332,5	1 327,5
75	1 330,0	777,5	540,0	-	1 390,0
85	1 205, 0	-	-	580,0	-
90	950,0	540,0	445,0	-	1 385,0

Los resultados de la sección 3.4.4 se detallan en las figuras A.2, A.3, A.4 y A.5 y en las tablas A.7, A.8 y A.9. En las figuras A.2 se presenta la variación de los metales aluminio, cobre y cinc con el tiempo en el tratamiento con electrocoagulación a la corrientes de 1,4 A.

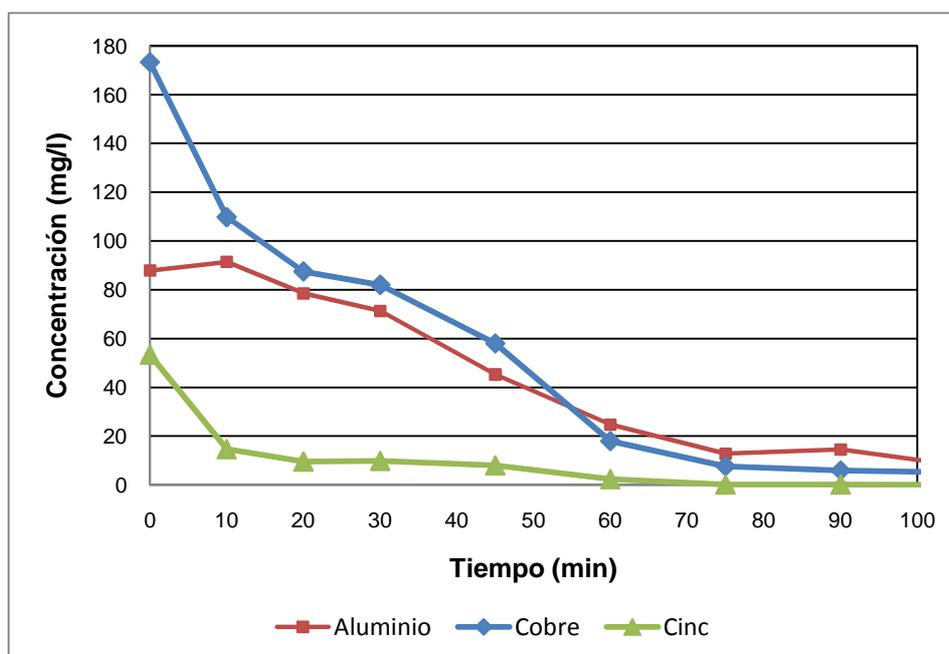


Figura A.2. Concentración de los metales aluminio, cobre y cinc con el tiempo en el tratamiento con electrocoagulación a la corrientes de 1,4 A

La figura A.3 presenta la disminución de la concentración de aluminio en función del tiempo de operación a las intensidades de corriente de 1,4; 1,6; 1,8; 2,0; 2,2 A.

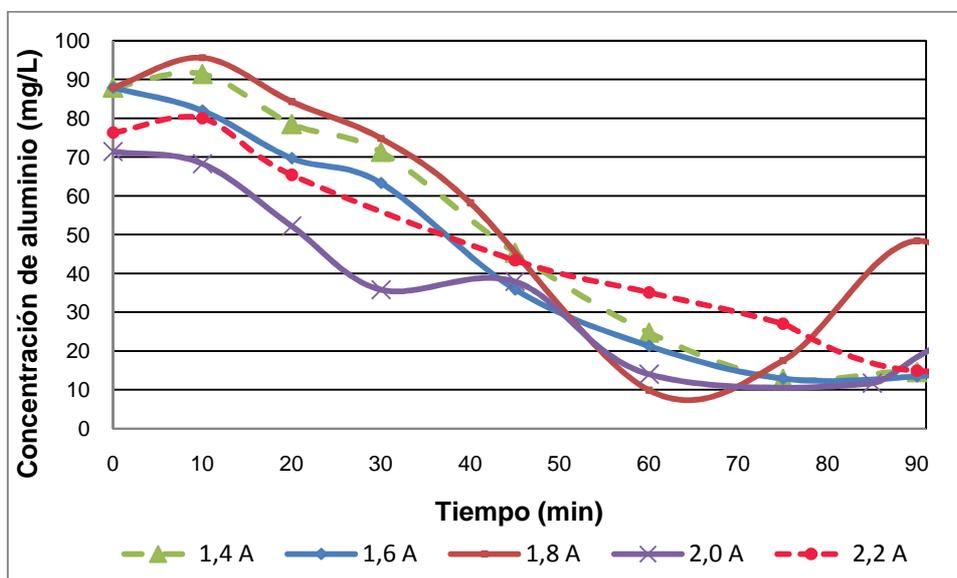


Figura A.3. Concentración de aluminio en la muestra durante la operación de electrocoagulación a diferentes intensidades de corriente de operación

Los resultados presentados en la figura A.3 se muestran en la tabla A.7.

Tabla A.7. Concentración de aluminio en la muestra durante la operación de electrocoagulación a diferentes intensidades de corriente

Tiempo (min)	1,6 A	1,8 A	2,0 A	2,2 A
	Aluminio (mg/L)	Aluminio (mg/L)	Aluminio (mg/L)	Aluminio (mg/L)
0	87,9	87,9	71,4	76,3
10	82	95,6	68,3	80
20	69,7	84,3	52,2	65,4
30	63,3	74,8	35,8	-
45	35,9	-	37,9	43,4
60	21,3	9,9	14	35,1
75	12,9	17,5	-	27
90	13,5	48,4	-	14,9

La figura A.4 presenta la disminución de la concentración de cobre en función del tiempo de operación a las intensidades de corriente de 1,4; 1,6; 1,8; 2,0; 2,2 A.

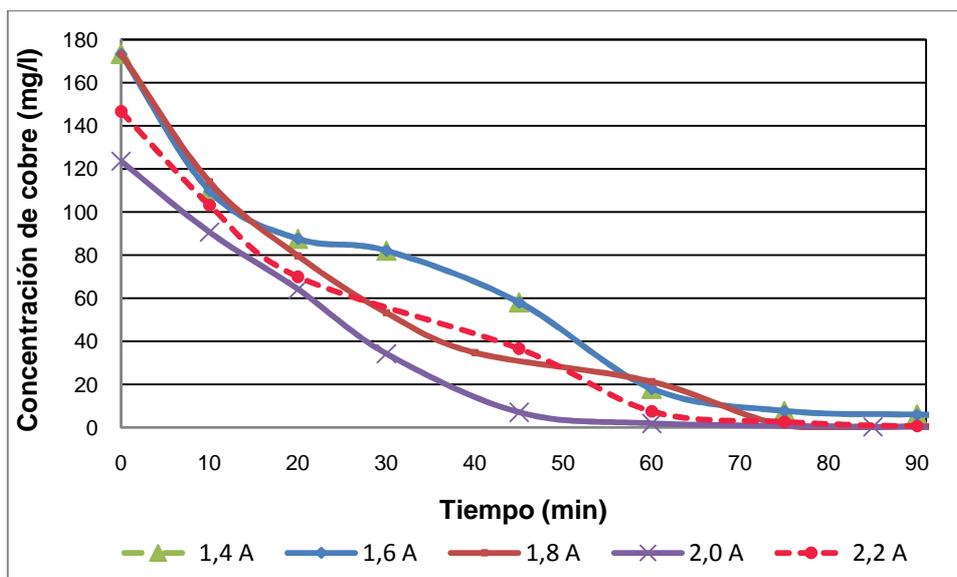


Figura A.4. Concentración de cobre en la muestra durante la operación de electrocoagulación a diferentes corrientes de operación

Los resultados presentados en la figura A.4 se describen en la tabla A.8.

Tabla A.8. Concentración de cobre en la muestra durante la operación de electrocoagulación a diferentes intensidades de corriente

Tiempo (min)	1,6 A	1,8 A	2,0 A	2,2 A
	Cobre (mg/L)	Cobre (mg/L)	Cobre (mg/L)	Cobre (mg/L)
0	173,3	173,3	123,5	146,6
10	109,8	114	90,6	103,1
20	87,5	79,6	64,1	69,9
30	82	53,2	34,16	-
40	-	34,7	-	-
45	58	-	6,99	36,56
60	17,96	21,25	1,81	7,43
75	7,62	1,06	-	2,58
85	-	-	0,25	-
90	5,91	0,53	-	0,67

La figura A.5 presenta la disminución de la concentración de cinc en función del tiempo de operación a las intensidades de corriente de 1,4; 1,6; 1,8; 2,0; 2,2 A.

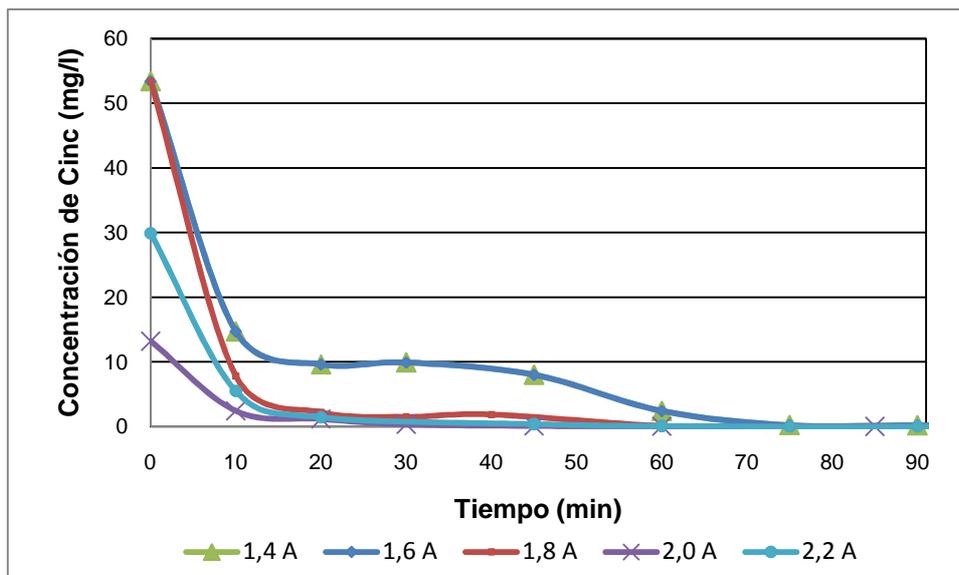


Figura A.5. Concentración de cinc en la muestra durante la operación de electrocoagulación a diferentes intensidades de corriente de operación

Los resultados presentados en la figura A.5 se describen en la tabla A.9.

Tabla A.9. Concentración de cinc en la muestra durante la operación de electrocoagulación a diferentes intensidades de corriente

Tiempo (min)	1,6 A	1,8 A	2,0 A	2,2 A
	Cinc (mg/L)	Cinc (mg/L)	Cinc (mg/L)	Cinc (mg/L)
0	53,4	53,4	13,2	29,9
10	14,7	7,8	2,42	5,5
20	9,6	2,21	1,18	1,44
30	9,9	1,48	0,35	-
40	-	1,85	-	-
45	8	-	0,1	0,39
60	2,4	0,08	0,05	0,09
75	0,21	0,03	-	0,02
85	-	-	0,02	-
90	0,18	0,03	-	0,01

ANEXO IV

CÁLCULOS EMPLEADOS PARA EL ANÁLISIS DE COSTOS DE LA OPERACIÓN DE ELECTROCOAGULACIÓN

Para calcular el consumo de energía del rectificador de corriente, se midieron el voltaje, la intensidad de corriente y el tiempo de operación.

El consumo de energía eléctrica se obtiene del producto de estos valores. Por ejemplo, para los seis electrodos se tiene la ecuación 1.21.

$$w = \varepsilon \cdot I \cdot t \quad [1.1]$$

$$w = 8,2 (V) \cdot 1,8 (A) \cdot 60 (min) \quad [A.2]$$

$$w = 8,2 (V) \cdot 1,8 (A) \cdot 60 (min) \frac{60 (s)}{1 (min)} \quad [A.3]$$

$$w = 53,14 (kJ) \quad [A.4]$$

El consumo de energía eléctrica se obtiene del producto de estos valores. Por ejemplo, para el rectificador se tiene las ecuaciones [A.6], [A.7], [A.8], [A.9].

$$w = \varepsilon \cdot I \cdot t \quad [A.5]$$

$$w = 220 (V) \cdot 0,8 (A) \cdot 60 (min) \quad [A.6]$$

$$w = 220 (V) \cdot 0,8 (A) \cdot 60 (min) \frac{60 (s)}{1 (min)} \quad [A.7]$$

$$w = 633,60 (kJ) \quad [A.8]$$

$$w = 633,60 (kJ) = 0,176 kWh \quad [A.9]$$

Se tomó como dato que el costo de 1 kWh fue \$ 0,08 (DIARIO HOY, 2009).

$$costo = 0,176 (kWh) \frac{\$ 0,08}{1(kWh)} \quad [A.10]$$

$$costo = \$ 0,014 \quad [A.11]$$

El costo correspondiente al consumo de energía eléctrica para tratar 1,5 L fue \$ 0,014. Por lo tanto, el costo del consumo de energía eléctrica para tratar 1m³ de agua residual es \$ 9,39.

ANEXO V

**CÁLCULOS EMPLEADOS PARA LA EVALUACIÓN DE
FILTRACIÓN**

Con los datos obtenidos del ensayo se graficó de $\Delta t/\Delta V$ en función del volumen filtrado V. La tabla A.10 muestra los resultados obtenidos experimentalmente para la filtración de los lodos de coagulación.

Tabla A.10. Datos obtenidos del ensayo de filtración de lodos de coagulación

Volumen filtrado (m³)	Tiempo filtrado (h)	Δt	ΔV	$\Delta t/\Delta V$
1,40E-04	0,018	0,005	2,00E-05	263,889
1,50E-04	0,024	0,011	3,00E-05	361,111
1,80E-04	0,028	0,014	6,00E-05	240,741
2,20E-04	0,038	0,025	1,00E-04	250,000
2,50E-04	0,048	0,034	1,30E-04	264,957
2,60E-04	0,055	0,042	1,40E-04	299,603
3,00E-04	0,070	0,057	1,80E-04	316,358
3,20E-04	0,081	0,068	2,00E-04	338,889
3,40E-04	0,089	0,076	2,20E-04	347,222
3,60E-04	0,100	0,087	2,40E-04	362,269
3,80E-04	0,113	0,100	2,60E-04	385,684
4,00E-04	0,121	0,108	2,80E-04	383,929
4,20E-04	0,133	0,120	3,00E-04	400,926
4,40E-04	0,144	0,131	3,20E-04	408,854
4,80E-04	0,172	0,159	3,60E-04	442,130
5,00E-04	0,179	0,166	3,80E-04	437,865
5,20E-04	0,197	0,184	4,00E-04	459,722
5,40E-04	0,217	0,204	4,20E-04	485,450
5,60E-04	0,229	0,216	4,40E-04	491,162
5,80E-04	0,243	0,229	4,60E-04	498,792
6,20E-04	0,278	0,265	5,00E-04	530,000
6,40E-04	0,290	0,277	5,20E-04	532,051
6,60E-04	0,308	0,294	5,40E-04	545,267
6,80E-04	0,329	0,316	5,60E-04	563,988
7,00E-04	0,341	0,328	5,80E-04	565,134
7,20E-04	0,368	0,355	6,00E-04	591,667
7,60E-04	0,404	0,391	6,40E-04	611,111

De la linealización de los datos que se encuentran en la tabla A.10 se obtuvo la siguiente ecuación [A.12]

$$\frac{dt}{dV} = \frac{2V}{K} + \frac{2C}{K} \quad [\text{A.12}]$$

$$y = mx + b \quad [\text{A.13}]$$

La ecuación obtenida de la linealización es:

$$y = 59\,611x + 152,4 \quad [\text{A.15}]$$

Entonces:

$$m = \frac{2}{K} = 59\,611 \quad [\text{A.16}]$$

$$K = 3,355E - 5 \quad [\text{A.17}]$$

$$b = \frac{2C}{K} = 152,4 \quad [\text{A.18}]$$

$$C = 2,557E - 3 \text{ m}^3 \quad [\text{A.19}]$$

Los valores de las constantes C y K son 2,557E-3 y 3,355E-5 respectivamente. Con estos valores se puede emplear la ecuación para calcular la resistencia específica de la torta.

$$\alpha = \frac{2A^2P(1-ms)}{\mu\rho s\alpha K} \quad [\text{A.20}]$$

Donde:

$$A = 0,032 \text{ m}^2$$

$$P = 2,11E4 \text{ kg/m}^2$$

$$m = 7,59 \text{ kg de torta húmeda/ kg de torta seca}$$

$$s = 0,1 \text{ kg sólido/ kg de pulpa}$$

$$\mu = 3,6 \text{ kg/mh}$$

$$\rho = 1000 \text{ kg/m}^3$$

$$K = 3,355E - 5$$

Entonces:

$$\alpha = 863,12 \frac{kg}{m^2} \quad [A.21]$$

Para los ensayos realizados después de la electrocoagulación se obtuvieron los resultados que se presentan en la tabla A.11.

Tabla A.11. Datos obtenidos del ensayo de filtración de lodos de electrocoagulación

Volumen filtrado (m ³)	Tiempo filtrado (h)	Δt	ΔV	$\Delta t/\Delta V$
1,20E-04	0,012	0,004	2,00E-05	222,222
1,40E-04	0,016	0,008	4,00E-05	208,333
1,60E-04	0,020	0,013	6,00E-05	208,333
1,80E-04	0,025	0,018	8,00E-05	218,750
2,00E-04	0,030	0,023	1,00E-04	230,556
2,20E-04	0,036	0,029	1,20E-04	238,426
2,40E-04	0,041	0,034	1,40E-04	242,063
2,60E-04	0,049	0,042	1,60E-04	260,417
2,80E-04	0,055	0,048	1,80E-04	266,975
3,00E-04	0,064	0,057	2,00E-04	286,111
3,20E-04	0,072	0,064	2,20E-04	292,929
3,40E-04	0,082	0,074	2,40E-04	310,185
3,60E-04	0,089	0,082	2,60E-04	316,239
3,80E-04	0,100	0,093	2,80E-04	332,341
4,00E-04	0,109	0,102	3,00E-04	338,889
4,20E-04	0,123	0,116	3,20E-04	361,111
4,40E-04	0,134	0,126	3,40E-04	371,732
4,60E-04	0,146	0,139	3,60E-04	385,031
4,80E-04	0,160	0,153	3,80E-04	402,047
5,00E-04	0,173	0,166	4,00E-04	414,583
7,60E-04	0,407	0,400	6,60E-04	606,061

De la linealización de los datos que se encuentran en la tabla se obtuvo la siguiente ecuación:

$$\frac{dt}{dV} = \frac{2V}{K} + \frac{2C}{K} \quad [A.22]$$

$$y = mx + b \quad [A.23]$$

La ecuación obtenida de la linealización es:

$$y = 61\,654x + 105,8 \quad [\text{A.24}]$$

Entonces:

$$m = \frac{2}{K} = 61\,654 \quad [\text{A.25}]$$

$$K = 3,244E - 5 \quad [\text{A.26}]$$

$$b = \frac{2C}{K} = 152,4 \quad [\text{A.27}]$$

$$C = 1,716E - 3 \text{ m}^3 \quad [\text{A.28}]$$

Los valores de las constantes C y K son 1,716E-3 y 3,244E-5 respectivamente.

Con estos valores se puede emplear la ecuación para calcular la resistencia específica de la torta (α) es 675,582 kg sólidos por m².

ANEXO VI
CÁLCULO DE LA PRODUCCIÓN DE OZONO Y LAS DOSIS
APLICADAS EN EL TRATAMIENTO CON OZONO

Para el cálculo de la producción de ozono se empleó la ecuación [A.1].

$$\text{Producción } O_3 \left(\frac{g}{h} \right) = \left[\frac{V_{\text{titulante}}(mL) \cdot C_{\text{titulante}}(N) \cdot 0,024 \left(\frac{g}{mL \cdot N} \right)}{t_{\text{ozonificación}}(h)} \right] \quad [A.29]$$

Para medir el flujo de ozono entrante se siguió el procedimiento descrito en la sección 2.4.2.3. El tiempo fue 1 min, el volumen del titulante fue 19,3 mL y la concentración de la solución titulante fue 0,1N, entonces se tiene la ecuación [A.30]

$$\text{Producción } O_3 \left(\frac{g}{h} \right) = \left[\frac{19,3 (mL) \cdot 0,1 (N) \cdot 0,024 \left(\frac{g}{mL \cdot N} \right)}{\frac{1 (min)}{60 (min)} \cdot 1(h)} \right] \quad [A.30]$$

$$\text{Producción } O_3 = 2,77 \left(\frac{g}{h} \right) \quad [A.31]$$

Para determinar el ozono que realmente reaccionó durante el tratamiento se debe restar el ozono entrante menos el ozono que no reaccionó. El ozono que no reaccionó para el tratamiento cuyo tiempo de operación fue 2,5 min fue:

$$O_{3 \text{ no reaccionó}} \left(\frac{g}{h} \right) = \left[\frac{3,4 (mL) \cdot 0,1 (N) \cdot 0,024 \left(\frac{g}{mL \cdot N} \right)}{\frac{2,5 (min)}{60 (min)} \cdot 1(h)} \right] \quad [A.32]$$

$$O_{3 \text{ entrante}} - O_{3 \text{ no reaccionó}} = 2,77 - 0,20 \left(\frac{g}{h} \right) \quad [A.33]$$

$$O_{3 \text{ entrante}} - O_{3 \text{ no reaccionó}} = 2,57 \left(\frac{g}{h} \right) \quad [A.34]$$

La dosis de ozono se calculó con la multiplicación del ozono que reaccionó por el tiempo de ozonificación y con la división para el volumen tratado en los ensayos.

$$\text{dosis } O_3 = \frac{O_{3 \text{ reaccionó}} \cdot t_{\text{ozonificación}}}{2 L} \quad [A.35]$$

$$dosisO_3 = \frac{2,57\left(\frac{g}{h}\right) \frac{2,5(min)}{60(min)} \cdot 1(h)}{2L} \quad [A.36]$$

$$dosisO_3 = 0,054 \frac{g}{L} \quad [A.37]$$

La tabla A.12 muestra los resultados del tratamiento.

Tabla A.12. Resultados obtenidos de los ensayos preliminares del tratamiento con ozono

Tiempo (min)	mL titulante	O ₃ entrante g/h	O ₃ salida g/h	O ₃ reacciono g/h	O ₃ reaccionó (g)	Dosis de O ₃ (g/L)
2,5	3,4	2,77	0,20	2,57416	0,107	0,054
5	30,1	2,77	0,87	1,90312	0,159	0,079
7,5	59,7	2,77	1,15	1,62376	0,203	0,102
10	89,2	2,77	1,28	1,48552	0,248	0,124
15	131,8	2,77	1,27	1,50472	0,376	0,188

ANEXO VII

CÁLCULOS REALIZADOS PARA LA OPERACIÓN DE ADSORCIÓN POR CARBÓN ACTIVADO

En este anexo se describen los cálculos realizados para obtener los resultados presentados en la sección 3.8.2. El objetivo de este estudio fue determinar la isoterma de adsorción para adsorbatos como TPHs y tensoactivos. Se trataron dos tipos de muestra, una no pretratada y otra pretratada.

Para el caso del agua residual no pretratada se procedió de la siguiente manera:

1. Se colocaron 200 mL de agua residual no pretratada en los vasos de precipitación y en un tiempo $t = 0$, se añadieron diferentes cantidades de C.A. Estas cantidades fueron 5; 7; 10, 15 y 20 g de carbón activado.
2. Se agitó la solución a 300 rpm por 4 h.
3. Se filtró la solución y se tomó una muestra para la determinación de TPHs y tensoactivos.

La concentración inicial de TPHs fue 354 mg/L. Los resultados obtenidos se presentan en la tabla A.13.

Tabla A.13. Resultados obtenidos de los ensayos de adsorción en lechos agitados para agua residual sin tratamiento previo

Cantidad de C.A. (g)	Cf TPH (mg/L)	X/m	log X/m	Log Cf
5,05	326	1,109	0,044	2,513
7,04	321	0,938	-0,027	2,506
10,05	305	0,975	-0,010	2,484
15,05	307	0,625	-0,204	2,487
20,03	286	0,679	-0,168	2,456

La cantidad de TPHs adsorbidos (X/m) se calcula con las ecuaciones A.38 y A.39.

$$X = (C_o - C_f) \cdot V \quad [A.38]$$

Para la cantidad de carbón activado de 5 gramos se tiene que:

$$C_o = 354 \text{ mg/L}$$

$$C_f = 326 \text{ mg/L}$$

$$V = 0,2 \text{ L}$$

Entonces:

$$X = (354 - 326) \cdot 0.2 \quad [A.39]$$

$$X = 5,6 \quad [A.40]$$

Por lo tanto X/m es igual a 1,109 mg de adsorbato/g de carbón activado. La isoterma de adsorción fue obtenida al graficar los mg de adsorbato/g de C.A. en función de la concentración residual de adsorbato a escala logarítmica. En este caso el coeficiente de correlación obtenido al realizar la linealización fue 0,68. Este valor es bajo por lo que indica que la isoterma no tiene una tendencia lineal.

Los cálculos se realizaron de la misma manera para el caso del agua residual pretratada.