



UNIVERSIDAD AUTONOMA DEL ESTADO DE MEXICO
FACULTAD DE INGENIERIA
CENTRO INTERAMERICANO DE RECURSOS DEL AGUA



**“TRATABILIDAD DE LAS AGUAS RESIDUALES DE TALLERES DE
LAVADO Y ENGRASADO: DESEMULSIFICACIÓN QUÍMICA”**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS DEL AGUA

PRESENTA:
HUMBERTO RUBÍ JUÁREZ

DIRECTOR DE TESIS:
DR. CHEIKH FALL

DEDICATORIA

A Dios:

por ser él quien
administra nuestras vidas.

A mis padres:

Humberto Rubí Díaz

Ma. Guadalupe Juárez Pérez

por su apoyo incondicional
todos estos años.

A mi hermano:

Víctor Manuel Rubí Juárez

por su preocupación en mi
bienestar en momentos difíciles.

A mis profesores:

porque sus contribuciones
formaron parte de este logro

...sólo una vida vivida para los demás merece la pena ser vivida.

Albert Einstein

AGRADECIMIENTOS

**DE FORMA ESPECIAL AGRADEZCO AL DR. CHEIKH FALL POR EL
ASESORAMIENTO BRINDADO EN EL DESARROLLO Y CULMINACIÓN DE
ESTE TRABAJO**

!!!GRACIAS!!!

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología

por la beca económica
otorgada durante el periodo
que comprende los estudios de maestría

Al Consejo Mexiquense de Ciencia y Tecnología.

por la beca económica complementaria
para estudios de posgrado

Al personal del laboratorio de calidad del agua:

Guadalupe Vázquez Mejía,

Guadalupe Fonseca Montes de Oca y

Ana Elisa Alcántara Valladolid

por la enseñanza y gran apoyo
para la realización de los análisis

A los propietarios de los talleres de lavado y engrasado

porque sin su cooperación y facilidades otorgadas
no hubiera sido posible ésta investigación

RESUMEN

De las diversas opciones de tratamiento practicadas a las aguas residuales oleosas, normalmente figura la coagulación (desemulsificación) por su simplicidad y bajo costo. La remoción de materia suspendida como los aceites que se encuentran en los efluentes de los talleres de lavado y engrasado se puede llevar a cabo con un tratamiento por coagulación que es referido como desemulsificación cuando se trata de aceites o líquidos dispersos.

En el presente trabajo de tesis se evaluó la tratabilidad de las aguas residuales generadas en talleres de lavado y engrasado mediante una separación del aceite por gravedad y una desemulsificación química, para ello se determinó el efecto que tienen el sulfato de aluminio, el cloruro férrico y los polímeros servical P y servican 50 en la remoción de aceite emulsificado, DQO total, sólidos, turbiedad y SAAM (surfactantes). A nivel laboratorio, con una prueba de jarras se efectuó la coagulación en dos etapas de mezclado (rápido y lento). La primera de ellas a una velocidad de 200 rpm por un tiempo de 2 minutos y la segunda con una duración de 15 minutos a 20 rpm. El tiempo de sedimentación de los flóculos formados fue de 20 minutos.

También se llevo a cabo una caracterización de las aguas de desecho generadas en los talleres y una evaluación del desempeño de un separador convencional piloto construido en un taller de lavado y engrasado de Toluca para determinar la eficiencia de esta unidad antes de que se llegue a aplicar un tratamiento de coagulación.

Las aguas residuales que provienen directamente del lavado tuvieron marcadas diferencias en grasas y aceites, DQO total, sólidos totales y turbiedad con rangos entre 1344 a 4855 mg/L, 2940 a 8350 mg/L, 3994 a 7329 mg/L y 1490 a 3770 UNT, respectivamente.

El separador convencional piloto logró reducir, en promedio, las grasas y aceites de 953 mg/L a 143 mg/L, los sólidos suspendidos de 3844 mg/L a 421 mg/L y la DQO de 5149 mg/L a 1071 mg/L que representa un porcentaje de remoción de

80%, 88% y 74%, respectivamente, sin embargo, el promedio resultante de las concentraciones de aceite en el efluente de esta unidad no cumple con el límite permisible (100 mg/L) de la norma mexicana NOM-002-ECOL-1996.

En las pruebas de jarras las remociones máximas de grasas y aceites logradas en los cuatro distintos talleres de lavado fueron: 96%, 80%, 94%, 92% con cloruro férrico; 93%, 87%, 93%, 93% con sulfato de aluminio; 95%, 89%, 92%, 92% con servical P y 87%, 74%, 74%, 88% con servican 50. Por otra parte, las eficiencias de remoción de la DQO fueron: 70%, 66%, 78%, 82% con el cloruro férrico; 75%, 66%, 81%, 83% con el sulfato de aluminio; 81%, 64%, 70%, 82% con el servical P y 72%, 61%, 83%, 78% con el servican 50. Estas eficiencias se alcanzan con dosis situadas dentro de los intervalos siguientes: 300–600 mg/L, 350–650 mg/L, 125–425 mg/L y 125–425 mg/L con el cloruro férrico, el sulfato de aluminio, el servical P y el servican 50, respectivamente.

El valor de pH del agua tratada disminuyó con el sulfato de aluminio (4.6) y con el cloruro férrico (3.1–3.5), mientras que los polímeros lo dejaron prácticamente inalterado conduciendo a valores entre 7.2 y 7.6 con el servical P y entre 7.7 y 8 con el servican 50.

El tratamiento con sulfato de aluminio a un pH inicial (original del agua) de 7.98 produjo una remoción de grasas y aceites, turbiedad y DQO total de 88%, 90% y 71%, respectivamente, y cuando fue controlado a un valor de 6.5 con una solución de NaOH, se alcanzaron las siguientes eficiencias de remoción: 91%, 99% y 77%, respectivamente.

Los rangos de volumen de lodo producido en las pruebas de jarras (en mL/L) en los cuatro distintos talleres de lavado fueron: 80–100, 70–90, 180–200, 80–110 con el cloruro férrico; 75–110, 80–100, 170–200, 80–100 con el sulfato de aluminio; 90–110, 70–90, 150–190, 75–95 con el servical P y 30–40, 30–40, 50–60, 30–40 con el servican 50.

El coagulante servical P fue el mejor logrando, en promedio, eficiencias de remoción de 92%, 76%, 95% y 97% en los parámetros de grasas y aceites, DQO

total, sólidos suspendidos y turbiedad. Adicionalmente, este polímero no produjo cambios significativos en el pH respecto a los valores iniciales del agua cruda.

El tratamiento con el servical P de las aguas residuales de los 4 talleres evaluados produjo, en promedio, una concentración residual de 27 mg/L y 266 mg/L de grasas y aceites y DQO total, respectivamente, y una turbiedad residual de 38 UNT. Lo que muestra que un tratamiento de coagulación (desemulsificación) permitiría alcanzar los límites dictados por la norma NOM-002-ECOL-1996 antes de la descarga al alcantarillado de las aguas residuales de talleres de lavado y engrasado. Es más, la calidad del agua que se obtiene con este tipo de tratamiento permitiría su reuso en el lavado de, por lo menos, los chasis de los vehículos automotores. Por otra parte, un reuso no restringido necesitaría un tratamiento adicional para reducir aún más la DQO total residual.

ABSTRACT

Within the diverse options of treatment practiced to oily wastewaters, normally coagulation (demulsification) is on the first place, for its simplicity and low cost. The removal of suspended matters, as the oils, that are found in the effluents from carwashes can be carried out with a treatment by coagulation that is also referred as demulsification (for oils or other dispersed liquids).

In this thesis, the treatability of wastewaters from carwashes is evaluated by means oil gravity separation and chemical demulsification. For that, was determined the effect that have aluminium sulphate, ferric chloride and polymers servical P and servican 50 in the removal of emulsified oil, total COD, solids, turbidity and MBAS (surfactants). With jar tests, in a bench scale, was performed the coagulation with both fast and slow mixing. The intensity and duration of the flash mixing was 200 rpm and 2 minutes, respectively, whereas slow mixing was at 20 rpm and 15 minutes. Time of settling was 20 minutes.

Also, it was carried out a characterization of the wastewaters generated in carwashes and an evaluation of the performance of conventional oil–water separator localized in a carwash of Toluca city, in order to determine the efficiency of this unit before applying a coagulation treatment.

Wastewaters that originate from the washing, had marked differences in oils and greases, total COD, total solids and turbidity, with ranges between 1344–4855 mg/L, 2940–8350 mg/L, 3994–7329 mg/L y 1490–3770 UNT, respectively.

Conventional oil–water separator achieved to reduce, on average, the greases and oils from 953 mg/L to 143 mg/L, suspended solids from 3844 mg/L to 421 mg/L and total COD from 5149 mg/L to 1071 mg/L, which represents a removal percentage of 80%, 88% and 74%, respectively. However, the average residual concentration of oil in the effluent of this unit does not comply with the permissible limit (100 mg/L) of the Mexican rule NOM–002–ECOL–1996.

In the jar tests, the maximum oil removal efficiency achieved in the four different carwashes were 96%, 80%, 94% and 92% with ferric chloride; 93%, 87%, 93% and 93% with aluminium sulphate; 95%, 89%, 92% and 92% with servical P and 87%, 74%, 74% and 88% with servican 50. On the other hand, COD removal efficiencies were: 70%, 66%, 78% and 82% with ferric chloride; 75%, 66%, 81% and 83% with aluminium sulphate; 81%, 64%, 70% and 82% with servical P and 72%, 61%, 83% and 78% with servican 50. These efficiencies were reached with doses situated inside the following intervals: 300–600 mg/L, 350–650 mg/L, 125–425 mg/L and 125–425 mg/L with ferric chloride, aluminium sulphate, servical P and servican 50, respectively.

The pH of the treated water decreased with increasing doses of aluminium sulphate (4.6) and with ferric chloride, whereas the polymers left it practically equal (values between 7.2 and 7.6 with servical P and between 7.7 y 8 with servican 50).

The treatments with aluminium sulphate without controlling the pH (which is at 7.98) produced removal efficiencies for oils and greases, turbidity and total COD of 88%, 90% and 71%, respectively. When pH was controlled at specific value (6.5) with NaOH solution, the following efficiencies were reached: 91%, 99% and 77%, respectively.

The range of sludge volumes produced in the jar tests (in mL/L) for the four different carwashes were: 80–100, 70–90, 180–200, 80–110 with ferric chloride; 75–110, 80–100, 170–200, 80–100 with aluminium sulphate; 90–110, 70–90, 150–190, 75–95 with servical P y 30–40, 30–40, 50– 60, 30–40 with servican 50.

Servical P was the best coagulant, achieving on average removal efficiencies of 92%, 76%, 95% and 97% of oils and greases, total COD, suspended solids and turbidity, respectively. Additionally, this polymer did not produce significant changes in pH with respect to the initial values of raw wastewater.

The treatment of wastewater (taking into account the four carwashes) with servical P produced, on average, a residual concentration of 27 mg/L and 266 mg/L of oils and greases y total COD, respectively, and a residual turbidity de 38 UNT. This

fact shows that coagulation (demulsification) treatment type would permit to reach the dictated limits by the Mexican rule NOM-002-ECOL-1996 for discharges to the sewer system. Moreover, the quality of water that is obtained with this treatment would allow to reuse it for wash, at least, the chassis of automotive vehicles. On the other hand, for non-restricted reuse an additional treatment to reduce further the total COD would be necessary.

ABREVIATURAS

DQO	Demanda química de oxígeno
G & A	Grasas y aceites
SAAM	Sustancias activas al azul de metileno
STT	Sólidos totales totales
SST	Sólidos suspendidos totales
SDT	Sólidos disueltos totales
SSV	Sólidos suspendidos volátiles
SSF	Sólidos suspendidos fijos
SDV	Sólidos disueltos volátiles
SDF	Sólidos disueltos fijos
A.P.I.	American Petroleum Institute
D.O.F.	Diario Oficial de la Federación
Susc	Muestra de la prueba de susceptibilidad
S.D.	Desviación estándar
UAEM	Universidad Autónoma del Estado de México

ÍNDICE

Resumen.....	i
Abreviaturas.....	iv
Índice de figuras.....	ix
Índice de tablas.....	xii
INTRODUCCION.....	1
Justificación e hipótesis.....	3
Objetivo general y específicos.....	5
1. ANTECEDENTES.....	6
1.1 PANORAMA DE LAS AGUAS RESIDUALES EN LOS TALLERES DE LAVADO Y ENGRASADO.....	6
1.2 EMULSIONES Y SU OCURRENCIA EN LOS TALLERES DE LAVADO Y ENGRASADO.....	7
1.2.1 <i>Surfactantes</i>	8
1.3 MODELO DE LA DOBLE CAPA ELÉCTRICA.....	10
1.3.1 <i>El potencial zeta</i>	12
1.4 ESTABILIDAD DE EMULSIONES.....	13
1.5 DESEMULSIFICACIÓN DE AGUAS RESIDUALES OLEOSAS.....	13
1.5.1 <i>Métodos mecánicos</i>	14
1.5.1.1 Flotación.....	14
1.5.1.2 Filtración – adsorción.....	15
1.5.1.3 Filtración – coalescencia.....	16
1.5.1.4 Procesos de membrana.....	16
1.5.2 <i>Métodos eléctricos</i>	17
1.5.2.1 Electroflotación.....	17
1.5.2.2 Electrocoalescencia.....	18
1.5.2.3 Electrocoagulación.....	19
1.5.3 <i>Desemulsificación química</i>	20
1.5.3.1 Coagulación y floculación.....	20

1.5.3.2 Mecanismos de desestabilización.....	21
1.5.3.3 Coagulantes inorgánicos.....	22
1.5.3.4 Coagulantes orgánicos.....	25
1.5.3.4.1 Polímeros en el tratamiento de aguas residuales oleosas.....	26
1.5.3.5 Desemulsificación química de aguas residuales oleosas sintéticas.....	28
1.5.3.6 Desemulsificación de aguas residuales oleosas reales.....	34
1.5.3.7 Destrucción o desplazamiento del emulsificante o surfactante	38
1.5.4 <i>Procesos integrados</i>	38
2. METODOLOGÍA	40
2.1 PLAN EXPERIMENTAL.....	40
2.2 SELECCIÓN DE LOS TALLERES.....	43
2.3 PRÁCTICAS DE LAVADO DE LOS TALLERES.....	44
2.4 MUESTREOS REALIZADOS.....	44
2.4.1 <i>Prueba de susceptibilidad</i>	45
2.4.1.1 Procedimiento.....	45
2.4.1.2 Modificación al método original del A.P.I.....	46
2.5 EVALUACIÓN DEL DESEMPEÑO DEL SEPARADOR CONVENCIONAL PILOTO EN CAMPO.....	46
2.5.1 <i>Toma de muestras</i>	48
2.6 CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LOS TALLERES.	48
2.7 EVALUACIÓN DEL PROCESO DE DESEMULSIFICACIÓN EN LA PRUEBA DE JARRAS.....	49
2.7.1 <i>Coagulantes seleccionados</i>	49
2.7.2 <i>Preparación de reactivos</i>	50
2.7.2.1 Sales metálicas.....	50
2.7.2.2 Polímeros.....	51
2.7.3 <i>Rangos de dosis de coagulantes evaluados</i>	52
2.7.4 <i>Prueba de jarras en el laboratorio</i>	52
2.7.5 <i>Prueba de la variación de pH</i>	54
2.8 DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS.....	55

2.8.1 Procedimiento de determinación.....	56
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	58
3.1 MODOS DE OPERACIÓN DEL LAVADO VEHICULAR EFECTUADO EN LOS TALLERES.....	58
3.2 CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LOS TALLERES DE LAVADO Y ENGRASADO.....	59
3.2.1 Remoción de DQO, SST y aceites en la prueba de susceptibilidad.....	68
3.2.2 DQO soluble.....	70
3.2.3 Sólidos disueltos totales.....	72
3.2.4 SAAM en el agua cruda y tratada con los coagulantes.....	73
3.3 RESULTADOS DE LA DESEMULSIFICACIÓN EN LA PRUEBA DE JARRAS.....	76
3.3.1 Taller A029.....	76
3.3.1.1 Turbiedad.....	77
3.3.1.2 Grasas y aceites.....	78
3.3.1.3 Sólidos.....	80
3.3.1.4 DQO.....	82
3.3.2 Taller A030.....	83
3.3.2.1 Turbiedad.....	84
3.3.2.2 Grasas y aceites.....	85
3.3.2.3 Sólidos.....	86
3.3.2.4 DQO.....	88
3.3.3 Taller A032.....	89
3.3.3.1 Turbiedad.....	90
3.3.3.2 Grasas y aceites.....	91
3.3.3.3 Sólidos.....	93
3.3.3.4 DQO.....	95
3.3.4 Taller A106.....	96
3.3.4.1 Turbiedad.....	97
3.3.4.2 Grasas y aceites.....	98
3.3.4.3 Sólidos.....	99
3.3.4.4 DQO.....	100

3.4 VARIACIÓN DEL pH DURANTE LAS PRUEBAS DE JARRAS.....	102
3.5 EFECTO DEL pH EN LA REMOCIÓN DE GRASAS Y ACEITES, DQO TOTAL Y TURBIEDAD DEL TALLER A029.....	103
3.5.1 <i>Turbiedad y DQO</i>	103
3.5.2 <i>Grasas y aceites</i>	105
3.6 COMPARACIÓN DEL DESEMPEÑO DE LOS COAGULANTES EN LOS TALLERES A029, A030, A032 Y A106.....	106
3.6.1 <i>Remoción de aceite (G & A)</i>	106
3.6.2 <i>Remoción de DQO total</i>	108
3.6.3 <i>Remoción de SST</i>	109
3.6.4 <i>Remoción de turbiedad</i>	111
3.7 MEJOR COAGULANTE.....	112
3.8 PRODUCCIÓN DE LODOS.....	114
3.9 EFICIENCIA DEL TRATAMIENTO INTEGRADO SEDIMENTACIÓN– DESEMULSIFICACIÓN.....	116
 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	 117
Conclusiones.....	117
Recomendaciones.....	118
 BIBLIOGRAFÍA	 120
 ANEXOS	
Anexo I Hojas de seguridad de los polímeros empleados.....	126
Anexo II Resultados de los análisis de los parámetros en la evaluación del efecto de la dosis y del efecto del pH.....	127
Anexo III Gráficas del efecto de la dosis de los coagulantes en el tratamiento (comparación entre talleres).....	128
Anexo IV Límites máximos permisibles establecidos en las normas.....	129

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1	Partícula coloidal cargada negativamente, capa de Stern, capa difusa y potencial zeta.....	11
Figura 1.2	Energías de interacción de dos partículas coloidales a una baja y alta concentración de electrolito.....	12
Figura 1.3	Desestabilización por adsorción y formación de puentes.....	22
Figura 1.4	Desprotonación de acuoión que inicia la hidrólisis.....	24
Figura 1.5	Productos de hidrólisis del aluminio.....	25
Figura 2.1	Diseño del plan experimental general.....	40
Figura 2.2	Diseño experimental de la evaluación del desempeño del separador convencional en campo.....	41
Figura 2.3	Diseño experimental de la caracterización de los efluentes de los talleres.....	41
Figura 2.4	Evaluación de la desemulsificación en la prueba de jarras en el laboratorio.....	42
Figura 2.5	Plano del separador convencional de grasas y aceites instalado en el taller A029.....	47
Figura 3.1	DQO total, sólidos suspendidos totales, grasas y aceites y sólidos disueltos totales en el influente y efluente del separador en campo.	61

Figura 3.2	Remoción de turbiedad con los coagulantes en el taller A029.....	77
Figura 3.3	Remoción de grasas y aceites con los coagulantes en el taller A029.....	78
Figura 3.4	Remoción de sólidos con los coagulantes A) cloruro férrico, B) sulfato de aluminio, C) servical P y D) servican 50 en el taller A029.....	80
Figura 3.5	Remoción de DQO total con los coagulantes en el taller A029.....	82
Figura 3.6	Remoción de turbiedad con los coagulantes en el taller A030.....	84
Figura 3.7	Remoción de grasas y aceites con los coagulantes en el taller A030.....	85
Figura 3.8	Remoción de sólidos con los coagulantes A) cloruro férrico, B) sulfato de aluminio, C) servical P y D) servican 50 en el taller A030.....	86
Figura 3.9	Remoción de DQO total con los coagulantes en el taller A030.....	88
Figura 3.10	Remoción de turbiedad con los coagulantes en el taller A032.....	90
Figura 3.11	Remoción de grasas y aceites con los coagulantes en el taller A032.....	91
Figura 3.12	Remoción de sólidos con los coagulantes A) cloruro férrico, B) sulfato de aluminio, C) servical P y D) servican 50 en el taller A032.....	93
Figura 3.13	Remoción de DQO total con los coagulantes en el taller A032.....	95

Figura 3.14	Remoción de turbiedad con los coagulantes en el taller A106.....	97
Figura 3.15	Remoción de DQO total con los coagulantes en el taller A106.....	100
Figura 3.16	Agua presedimentada: a) antes y b) después del tratamiento con el servican 50.....	101
Figura 3.17	Variación del pH con la dosis de coagulante A) taller A029, B) taller A030, C) taller A032 y D) taller A106.....	102
Figura 3.18	Efecto del pH del agua residual sobre la remoción de turbiedad y DQO total A) FeCl_3 y B) $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	104
Figura 3.19	Lodo promedio producido en los diferentes talleres.....	115

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1	Ventajas y desventajas de algunos coagulantes inorgánicos.....	23
Tabla 1.2	Polímeros en la desémulsificación química.....	27
Tabla 2.1	Muestreos realizados para el desarrollo experimental.....	44
Tabla 2.2	Determinación de parámetros en el proyecto.....	55
Tabla 3.1	Características en las prácticas de lavado realizadas en los talleres.....	58
Tabla 3.2	Resultados de evaluación del separador piloto en campo.....	60
Tabla 3.3	Características de las aguas residuales de los talleres evaluados..	65
Tabla 3.4	Eficiencias de remoción de DQO total, soluble, SST y grasas y aceites en separación ideal (prueba de susceptibilidad).....	68
Tabla 3.5	Fracciones de DQO soluble en el efluente, en la susceptibilidad y porcentajes de remoción.....	70
Tabla 3.6	Fracciones de SDV en el efluente, en la susceptibilidad y porcentajes de remoción de SDV y SDT.....	72
Tabla 3.7	Concentración de SAAM (mg/L) en los efluentes y en el agua tratada con los coagulantes.....	73
Tabla 3.8	Remoción de aceite con la dosis máxima y mínima de coagulantes en el taller A106.....	98

Tabla 3.9	Remoción de sólidos con la dosis máxima y mínima de coagulantes en el taller A106.....	99
Tabla 3.10	Efecto del pH en la remoción de grasas y aceites.....	105
Tabla 3.11	Concentración residual de aceites en los talleres A029, A030, A032 y A106.....	106
Tabla 3.12	Concentración residual de la DQO total en los talleres A029, A030, A032 y A106.....	108
Tabla 3.13	Concentración residual de SST total en los talleres A029, A030, A032 y A106.....	109
Tabla 3.14	Turbiedad residual en los talleres A029, A030, A032 y A106.....	111
Tabla 3.15	Remoción promedio de grasas y aceites, DQO total, SST y turbiedad de los talleres A029, A030, A032 y A106.....	113
Tabla 3.16	Lodos producidos en la desemeulsificación durante la prueba de jarras.....	114
Tabla 3.17	Lodo promedio producido en los talleres con los diferentes coagulantes.....	115
Tabla 3.18	Eficiencias de remoción de la sedimentación–desemeulsificación....	116

INTRODUCCIÓN

El agua permite la supervivencia en el planeta tierra de todos los que en él habitan. Esto hace necesario que se propongan métodos que permitan minimizar la contaminación de este vital líquido y consecuentemente que se evite al máximo el deterioro ambiental.

Desafortunadamente, el creciente aumento en la población trae consigo un incremento en la demanda de servicios y a su vez una mayor contaminación del aire, suelo y agua. Cada uno de los servicios que se ofrecen se encuentran en diversos lugares que pretenden satisfacer las necesidades de la población.

La necesidad de transporte en la ciudad de Toluca queda cubierta principalmente por vehículos automotores y autobuses. Estos medios de transporte requieren de servicios de mantenimiento y de limpieza que se realizan típicamente en los talleres automotrices, esto con la finalidad de evitar descomposturas durante sus horas de servicio y asegurar un buen aspecto.

En la actualidad es muy común la proliferación de los talleres de lavado y engrasado debido a los servicios que ofrecen a los usuarios empeñados en darle una buena apariencia a sus vehículos que usan como instrumento de trabajo. Además, el número de talleres especializados ha ido incrementándose conforme ha aumentado la diversidad de vehículos en la ciudad de Toluca.

Estos establecimientos producen residuos principalmente orgánicos que son muy perjudiciales para el ser humano y el ambiente que lo rodea, quedando incluida el agua como el móvil contaminante.

En muy pocos casos, el agua residual de los talleres de lavado y engrasado se trata mediante el uso de separadores, los cuales pretenden la remoción de aceite, pero en la mayoría de ellos no se cuenta con medios de control de contaminación, debido a la falta de información de los propietarios y a la falta de una rigurosa vigilancia por parte de las autoridades.

Se considera que disminuir al mínimo las grasas y aceites mediante un pretratamiento aplicado al influente de los separadores convencionales de los talleres que cuentan con uno, contribuirá a la disminución del impacto ambiental y facilitará el tratamiento posterior de esta agua y posiblemente su reuso.

Por lo anterior, el trabajo de investigación propuesto en esta tesis consistió en evaluar y optimizar el proceso de rompimiento de emulsiones en las aguas de talleres con el fin de mejorar el rendimiento en la remoción de aceite efectuado con separadores convencionales.

En esta tesis se presentan las siguientes secciones: justificación, hipótesis, objetivo general y objetivos específicos, seguidas por los capítulos: antecedentes, metodología, análisis y discusión de resultados, y finalmente, se dan las conclusiones y se proponen algunas recomendaciones.

JUSTIFICACIÓN E HIPÓTESIS DE LA INVESTGACIÓN

JUSTIFICACIÓN

El crecimiento demográfico provoca un aumento en la demanda de servicios, entre los que se encuentra el transporte, el cual se efectúa comúnmente por medio de vehículos automotores y autobuses. Como consecuencia, también se ha generado un aumento de talleres vehiculares que ofrecen servicios de mantenimiento y de limpieza. Así es como se ha derivado el gran número de talleres de lavado y engrasado. Estos talleres incorporan diversos tipos de contaminantes que son descargados en sus aguas residuales. Esta agua residual tiene en su composición tierra, surfactantes, grasas, aceite libre y aceite emulsificado, que pueden provocar problemas como la obstrucción de tuberías de alcantarillados, incremento de la dificultad de tratamiento de las aguas residuales municipales, y el escape de contaminantes persistentes hacia el medio ambiente. En general, esta agua residual puede ser pretratada mediante los separadores convencionales de aceite propuestos por el Instituto Americano del Petróleo (A.P.I.). La función principal de esas unidades es eliminar el aceite libre aprovechando su solubilidad limitada en el agua. Sin embargo, el aceite emulsificado y los surfactantes no son removidos, por lo que permanecen en el agua residual vertiéndose al alcantarillado público (Panpanit *et al.*, 2000).

En materia de grasas y aceites la norma mexicana NOM-002-ECOL-1996 (D.O.F., 1996) establece un límite instantáneo de 100 mg/L para descargas a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, y de acuerdo con el A.P.I. es muy difícil que los efluentes de los separadores convencionales de aceite alcancen un valor de concentración menor a 100 mg/L (López, 2002), esto indica la necesidad de un tratamiento adicional.

Además, debido a los procedimientos empleados en los talleres para el lavado de vehículos, aunado al uso exagerado de jabones, se promueve enormemente la formación de emulsiones en las aguas residuales.

Por lo tanto, para mejorar la tratabilidad de este tipo de efluente, se necesita romper las emulsiones.

Este trabajo de investigación se centró en evaluar la factibilidad del tratamiento por desemulsificación química de las aguas residuales oleosas de los talleres de lavado y engrasado.

HIPÓTESIS

La concentración de grasas y aceites en los efluentes generados por los talleres de lavado y engrasado de vehículos automotores se puede reducir mediante el tratamiento de desemulsificación química para alcanzar los límites de la NOM-002-ECOL-1996 (D.O.F., 1996).

OBJETIVO GENERAL Y ESPECÍFICOS

OBJETIVO GENERAL

Evaluar la desemulsificación química a escala de laboratorio de las aguas residuales oleosas generadas en los talleres de lavado y engrasado.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Evaluar mediante una prueba de separación, los límites de tratabilidad de los efluentes de los talleres de lavado y engrasado con base en un separador convencional piloto de aceites construido en la ciudad de Toluca.
2. Determinar las características iniciales de los efluentes de 4 talleres de lavado y engrasado.
3. Determinar en el laboratorio con la prueba de jarras la dosis óptima de diferentes rompedores de emulsión para el tratamiento de diferentes efluentes de talleres de lavado y engrasado.
4. Evaluar el efecto del pH en el tratamiento.

1. ANTECEDENTES

1.1 PANORAMA DE LAS AGUAS RESIDUALES EN LOS TALLERES DE LAVADO Y ENGRASADO

La proliferación de diversos tipos de servicios en México para satisfacer las necesidades de la creciente población ha dado lugar a una sobreexplotación de los recursos que nos rodean, incluyendo el agua.

En los talleres de lavado y engrasado, el consumo de agua es una situación que preocupa. En un reporte realizado en San Antonio, Estados Unidos, se determinó que según el tipo de instalaciones que se tengan en estos establecimientos, el uso de agua puede variar de 15 galones por vehículo cuando no se cuenta con bandas transportadoras a 85.3 galones por vehículo cuando se cuenta con ellas. Con el envejecimiento de las bandas transportadoras el volumen de agua consumido puede ser incluso mayor (Brown, 2002).

Los requerimientos de agua son mayores cuando en los talleres de lavado y engrasado el agua no se reusa (Brown, 2002) afectando directamente el volumen de agua disponible para consumo humano.

Con la finalidad de reusar el agua en la ciudad de San Antonio se han implantado tratamientos como separación, oxidación y filtración con membranas o intercambio iónico. Según el tipo de descarga que se genere en las diferentes zonas del lavado se requiere de un solo tratamiento o de la combinación de ellos (Brown, 2002).

Las consideraciones más fuertes que se tienen en cuanto al tratamiento de agua de estos talleres de lavado y engrasado son: la elección del tren de tratamiento, si así es el caso, debe hacerse por parte de un personal calificado y con mucha experiencia, de lo contrario se pueden crear más problemas de los que se resuelven (Brown, 2002) y los fuertes costos implicados.

Los principales contaminantes encontrados en los servicios de lavado y engrasado son: sólidos, surfactantes, grasas, aceite libre, aceite emulsificado, y en menor proporción plomo, zinc y algunos otros metales traza (Brown, 2002; WEF, 1995).

De todos estos contaminantes que se generan solo los sólidos así como las grasas y aceites se pueden remover parcialmente en los separadores.

En México, la mayoría de los talleres de lavado y engrasado descargan sus aguas directamente al alcantarillado municipal y muy pocos de ellos cuentan con un separador de grasas y aceites (López, 2002). Eso hace pensar lo difícil que es tener los tratamientos que abatan la contaminación de los efluentes y aún más en la posibilidad de reuso de este tipo de agua.

1.2 EMULSIONES Y SU OCURRENCIA EN LOS TALLERES DE LAVADO Y ENGRASADO

El aceite en el agua residual generada durante el lavado de vehículos automotores en los talleres puede estar presente en las siguientes formas (A.P.I., 1990):

1. Aceite libre: son gotas de aceite de un diámetro mayor a 150 μm que pueden flotar libremente bajo condiciones tranquilas por la acción de la fuerza de gravedad, por lo que son removidas en su totalidad en los separadores convencionales de grasas y aceites.
2. Aceite emulsificado: Aceite que solo se remueve parcialmente en los separadores convencionales de grasas y aceites, se caracteriza por tener un tamaño de gota menor a 150 μm . Su ocurrencia en las aguas se da por una dispersión de aceite en agua para formar gotas diminutas constituidas por la fase oleosa, este proceso requiere de un suministro de energía; o bien, el aceite se encuentra disperso y estabilizado debido a la presencia de un emulsificante (surfactante) el cual forma una película que rodea a la gota. En

ambos casos se forma una suspensión estable debido a que las fuerzas electrostáticas entre las gotas predominan sobre las fuerzas de empuje, impidiendo que se formen fases distinguibles de aceite y agua.

Una emulsión es una clase de sistema coloidal donde un líquido se encuentra disperso en otro en forma de gotas diminutas. Al líquido disperso se le conoce como fase interna, mientras que el líquido que lo rodea es la fase continua (Schramm, 1992).

Las emulsiones comúnmente formadas por aceite y agua son las de aceite en agua (O/W) o las de agua en aceite (W/O). Aunque también suelen existir otros tipos de emulsiones múltiples como O/W/O ó W/O/W. Las emulsiones O/W/O están formadas por gotas de aceite contenidas dentro de gotas de agua que a su vez están en el aceite, y el tipo W/O/W son emulsiones consistentes de gotas de agua contenidas en gotas de aceite y éstas están dentro de la fase acuosa (Schramm, 1992).

Para que una emulsión exista, dos líquidos inmiscibles deben estar en contacto íntimo, además debe estar presente alguno de los factores siguientes:

1. Energía mecánica.
2. Un agente emulsificante o surfactante.

1.2.1 Surfactantes

Los surfactantes son un ejemplo de compuestos anfífilos, la palabra “anfífilo” proviene de las raíces griegas “anfi” que significa ambos, de dos propiedades a la vez, y “filo” que denota amor o amistad. Un surfactante contiene en su molécula una parte polar y otra apolar, y por lo tanto, posee doble afinidad. La parte polar posee afinidad por los solventes polares en particular el agua y se denomina comúnmente la parte hidrófila o hidrofílica, mientras la parte apolar se llama hidrófoba o hidrofóbica. Por lo tanto, los surfactantes presentan la particularidad de ser parcialmente solubles tanto en agua como en aceite, cuando se ponen en contacto con ambos a la vez, de forma tal, que se sitúan en la interfase aceite –

agua (Salager, 1992). La transferencia desde la fase acuosa a una interfase, se debe que la energía libre del surfactante en la interfase es menor que cuando éste se encuentra solubilizado en la fase acuosa, resultando un proceso espontáneo (Salager, 1992).

Los surfactantes se clasifican según la carga de su porción que se encuentre en la interfase, por ejemplo, el dodecil benceno sulfonato de sodio es un surfactante aniónico, ya que se disocia en un ión sodio soluble en agua y una parte iónica dodecil benceno sulfonato que se concentra en la interfase (Nelson, 2003). En el caso de un surfactante no iónico no se tienen grupos ionizantes y por lo tanto no se producen iones en solución acuosa. Los más comunes son los que se basan en el óxido de etileno y son referidos como surfactantes etoxilados (Tadros, 2005).

Otra clase de surfactantes que contienen grupos catiónicos y aniónicos son llamados anfóteros, su principal característica es su dependencia con el pH de la solución en la cual se disuelven. En un pH bajo, se comportan como surfactantes catiónicos, mientras que a un pH alto, como aniónicos. Existe un valor de pH en donde ambos grupos iónicos muestran igual ionización, resultando el punto isoeléctrico de la molécula con carga igual a cero (Tadros, 2005).

Los surfactantes catiónicos se adsorben mejor en superficies aniónicas, debido a que la carga opuesta conduce a una fuerza de adsorción mayor, por otra parte, los surfactantes aniónicos se adsorben mejor en superficies catiónicas. Como los surfactantes iónicos se adsorben en las superficies de carga contraria, entonces tienden a producir un efecto antiestático y si las cargas adsorbidas no son suficientes para alcanzar la neutralidad, entonces, las superficies tienden a repelerse, lo cual constituye un mecanismo de estabilización de sistemas dispersos (Salager, 1992).

Los surfactantes aniónicos son los más ampliamente utilizados en diversos sectores (Tadros, 2005) por su bajo costo de manufactura. Generalmente, la porción o cadena hidrofóbica es un grupo alquílico lineal con una longitud de cadena situada en el rango de 12 a 16 átomos de carbono con el propósito de

obtener un máximo poder de limpieza y una mayor biodegradabilidad en comparación con las cadenas ramificadas, estas propiedades han hecho que las cadenas lineales sean más empleadas en la formulación de detergentes.

Los grupos hidrofílicos típicos en los surfactantes aniónicos son: carboxilatos, sulfatos, sulfonatos y fosfatos, todos ellos con las siguientes fórmulas generales (Tadros, 2005):

Carboxilatos: $C_nH_{2n+1}COO^-X$

Sulfatos: $C_nH_{2n+1}OSO_3^-X$

Sulfonatos: $C_nH_{2n+1}SO_3^-X$

Fosfatos: $C_nH_{2n+1}OPO(OH)O^-X$

donde $n = 8 - 16$ átomos y el contraión (X) es generalmente Na^+ .

Otros surfactantes aniónicos como los sulfosuccinatos y tauratos son usados para aplicaciones especiales, como la preparación de emulsiones del tipo W/O (Tadros, 2005).

1.3 MODELO DE LA DOBLE CAPA ELÉCTRICA

En un sistema coloidal las partículas tienen la propiedad de permanecer en dispersión por mucho tiempo, es decir, poseen estabilidad. La estabilidad puede ser explicada mediante el modelo de la doble capa eléctrica (Letterman *et al.*, 1999). El modelo considera una partícula cargada negativamente con una nube de iones a su alrededor. Ya que la partícula está negativamente cargada, habrá un exceso de iones de carga opuesta (positiva) acumulados muy cerca de la superficie, formando así una capa conocida como capa de Stern. Los iones de carga opuesta acumulados en la capa de Stern, junto con la carga superficial, forman una doble capa eléctrica. También se formará una capa difusa que resulta de la atracción electrostática de iones de carga opuesta a la partícula (contraiones) y la repulsión electrostática de iones de la misma carga que la de la partícula (coiones). La concentración de iones, la densidad de carga y el potencial

eléctrico asociado van disminuyendo gradualmente con la distancia medida desde la superficie de la partícula hasta llegar a un punto donde se establece el equilibrio con la solución. En la figura 1.1 se muestran las capas que rodean a una partícula coloidal.

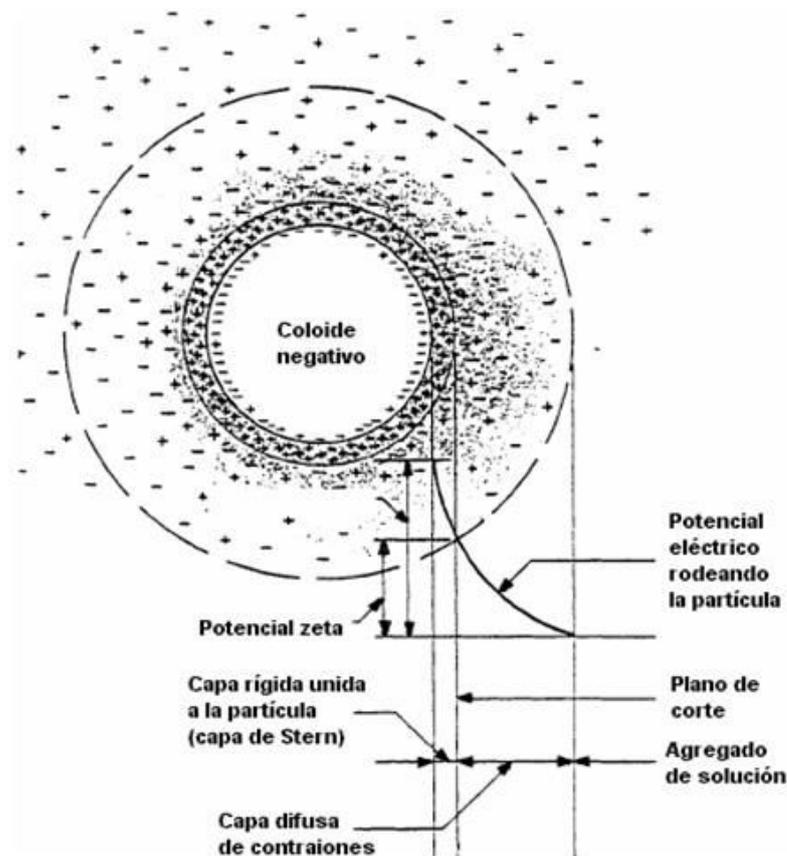


Figura 1.1 Partícula coloidal cargada negativamente, capa de Stern, capa difusa y potencial zeta.

Fuente *Letterman et al., 1999*

Cuando la partícula cargada se mueve dentro de un fluido, se forma un plano de corte que separa a la carga total que la rodea. Consecuentemente, una parte de la carga sigue durante su movimiento a la partícula, mientras que la otra parte no lo hace. La localización exacta del plano de corte se desconoce, sin embargo, algunos autores lo localizan en el borde exterior de la capa de Stern.

La repulsión de las partículas de un sistema coloidal se debe a la interacción o traslapamiento de sus capas difusas. Esta combinación de cargas crea una energía potencial repulsiva que aumenta en magnitud conforme la distancia que separa a las partículas disminuye. En una solución con alta concentración de

electrolito la energía de atracción se ve favorecida debido a una compresión parcial de la doble capa eléctrica, como consecuencia la barrera de energía que separa a dos partículas disminuye. En la figura 1.2 se muestran las energías de interacción de dos partículas coloidales.

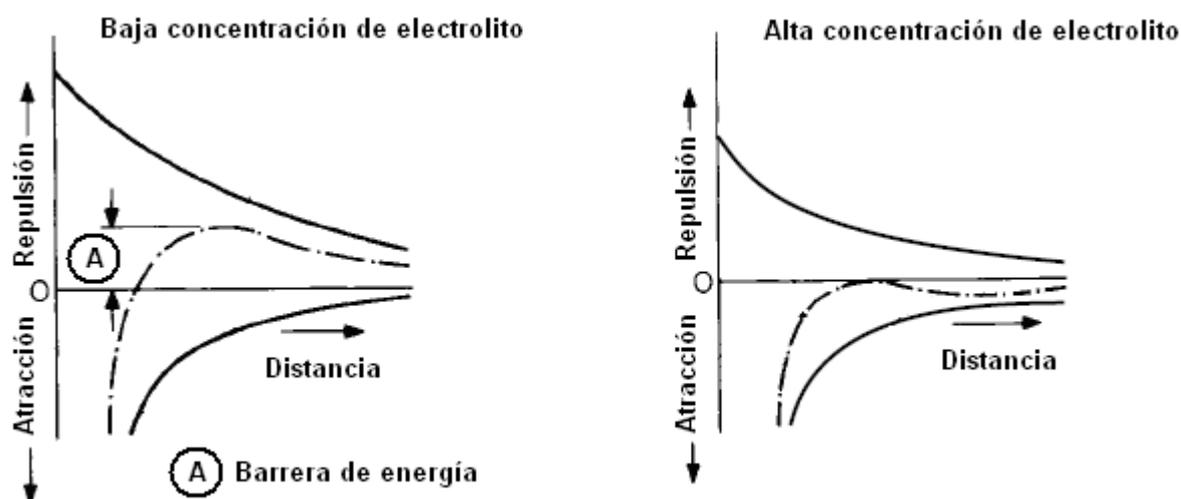


Figura 1.2 Energías de interacción de dos partículas coloidales a una baja y alta concentración de electrolito. Fuente *Letterman et al., 1999*

1.3.1 El potencial zeta

El potencial electrostático en la superficie de una partícula es mayor que el potencial eléctrico medido en cualquier otro punto de la solución, por lo tanto, en cada punto existe un potencial característico. El único que puede ser determinado es el que se localiza en el plano de corte y se conoce como potencial zeta. El potencial zeta permite evaluar la estabilidad de los sistemas coloidales, y valores grandes del mismo indican una mayor carga de la partícula (*Letterman et al., 1999*).

1.4 ESTABILIDAD DE EMULSIONES

Los factores que favorecen la estabilidad de emulsiones, son (Schramm, 1992):

- Repulsión electrostática de la doble capa. Esta repulsión actúa previniendo las colisiones y, por lo tanto, la posible agregación entre gotas dispersas.
- Volumen de la fase dispersa. Una menor cantidad de gotas de aceite en la fase continua reduce la frecuencia de colisiones y la agregación.
- Tamaño de gota. Entre más pequeñas sean las gotas se tiene una interacción electrónica más compleja entre ellas, esto impide en mayor grado la factibilidad de agregación.
- Viscosidad. La viscosidad de una emulsión es proporcional a la viscosidad de la fase continua, y una alta viscosidad de esta última disminuye la probabilidad de choque de las gotas dispersas.
- Temperatura. Un aumento de temperatura provoca que la viscosidad de la fase continua disminuya, y a su vez que la motilidad de las gotas dispersas sea mayor, lo que favorece la agregación.
- Película interfacial. Actúa como una barrera a la coalescencia entre las gotas cuando se encuentran rodeadas por un surfactante.
- Densidades de las fases. Cuando la fase dispersa tiene una densidad mucho menor respecto a la densidad de la fase continua, entonces la velocidad vertical o grado de ascenso de una partícula (López, 2002) se ve favorecida.

1.5 DESEMULSIFICACIÓN DE AGUAS RESIDUALES OLEOSAS

El tema de la remoción de aceite emulsificado presente en aguas residuales ha sido de interés mundial y algunos ejemplos de ello son los siguientes: los rusos han trabajado sobre la purificación de aguas residuales oleosas muy concentradas generadas en maquinas y manufactura de herramientas. Los alemanes patentaron un equipo para la purificación de emulsiones de aceite de corte. Los franceses han realizado el tratamiento de aguas residuales provenientes de laminadoras en frío. Los belgas han trabajado en la separación

del aceite contenido en aguas residuales producidas en los talleres de vías férreas. Los japoneses han discutido el tratamiento de residuos oleosos del procesamiento de metales no ferrosos (Lissant, 1983).

Investigaciones sobre la desemulsificación incluyen a diversos sectores como: laminadoras en frío y en caliente de la industria siderúrgica (Benito *et al.*, 1999) y (Zhu *et al.*, 1997), cocinas de restaurantes, hospitales y universidades (Ghaly *et al.*, 2006), tiendas de máquinas (Zunan *et al.*, 1995), efluentes de refinerías (Moursy y Abo, 1982), y en los talleres de lavado y engrasado de automóviles (Panpanit *et al.*, 2000).

La desemulsificación del aceite emulsificado requiere que las gotas dispersas sean desligadas de la fase continua o externa para que puedan ser removidas. Las técnicas que han sido desarrolladas se pueden agrupar de manera general en químicas, físicas y eléctricas (Benito *et al.*, 1998) y según sea el caso, éstas pueden emplearse solas o combinadas.

1.5.1 Métodos mecánicos

Son considerados como métodos mecánicos la flotación, la filtración–adsorción, la filtración–coalescencia y los procesos de membranas.

1.5.1.1 Flotación

La flotación puede ser considerada como un método fisicoquímico para separar aceite emulsificado. Se basa en la inyección de burbujas finas de aire al agua residual provocando que las gotas de aceite y los agregados floten. La mezcla aceite–aire emerge a la superficie donde se remueve por medios mecánicos. Esta técnica de separación generalmente requiere de la acción adicional de coagulantes. Los coagulantes para esta técnica han adoptado nombres particulares según los efectos que provocan en el aceite emulsificado y son clasificados como sigue (Benito *et al.*, 1998):

- a) Colectores: son reactivos que incrementan la naturaleza hidrofóbica de la superficie de las gotas.
- b) Agentes formadores de espuma: favorecen la formación de burbujas de aire estables y activas para la flotación, previenen su coalescencia.
- c) Modificadores: pueden ser usados como activadores de los colectores y para controlar el pH

Algunas sustancias muestran la combinación de los efectos antes mencionados como el ácido sulfúrico que se usa para regular el pH del medio y también es un colector de gotas emulsificadas, porque destruye al emulsificador en la interfase.

1.5.1.2 Filtración–adsorción

La filtración–adsorción se emplea para la separación de aceite libre y emulsificado de las corrientes de agua residual. El mecanismo de remoción de aceite involucra la filtración directa con base en el tamaño de gota y la adsorción física del aceite en el material filtrante (Benito *et al.*, 1998).

La filtración se lleva a cabo por gravedad o a presión. Los primeros están abiertos a la atmósfera y operan bajo la carga hidráulica creada por el influente, mientras que en los últimos el influente se mantiene a presión.

Los filtros pueden operar a diferentes cargas hidráulicas y se clasifican en función de éstas como sigue (Benito *et al.*, 1998):

Lentos: menores de $12 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{día}$

Rápidos: $48\text{--}360 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{día}$

Alta carga: mayores a $600 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{día}$

La antracita, la arena y la grava han sido tradicionalmente los medios filtrantes, operando como materiales sencillos o múltiples. Otros medios filtrantes que han sido empleados son: el heno, la alfalfa, la paja, entre otros (Lissant, 1983). Existen otros materiales sintéticos que se han sido empleados con el mismo objetivo,

espuma de poliuretano, fibra de vidrio, fibras de escoria. Estos medios filtrantes remueven el aceite suspendido por filtración y adsorción.

1.5.1.3 Filtración-coalescencia

La separación del aceite emulsificado puede ser llevada a cabo pasando la emulsión a través de un lecho poroso que induce la coalescencia de las gotas a fin de que sean removidas por gravedad en un separador. Los filtros de coalescencia con lechos de este tipo difieren de los filtros convencionales (medios porosos) mencionados anteriormente, en el mecanismo principal de separación, a saber, la coalescencia inducida. Durante su operación, aunque ellos retienen cierta cantidad de la fase dispersa, cuando el estado estable es alcanzado, la masa que fluye de la fase dispersa entrante y saliente en el lecho es la misma. En un filtro de coalescencia se llevan a cabo las siguientes etapas (Benito *et al.*, 1998):

- a) Remoción de contaminantes sólidos.
- b) Retención preliminar para remover las gotas de aceite más grandes.
- c) Coalescencia de las gotas de aceite dentro del lecho.
- d) Separación por gravedad de las gotas que han coalescido.

Se debe tener en mente que en este tipo de filtros se puede producir una mala operación como consecuencia del tratamiento de un agua residual con alto contenido de sólidos.

1.5.1.4 Procesos de membrana

Los procesos de membrana son técnicas mecánicas que tienen un buen número de aplicaciones, principalmente en el tratamiento de aguas residuales industriales. Una membrana es una estructura que separa dos fases y/o actúa como una barrera pasiva o activa para transportar la materia entre las fases adyacentes a ella (Benito *et al.*, 1998). Pueden ser clasificadas en 2 grupos: a) Las membranas

orgánicas, hechas de polímeros: acetato de celulosa, polisulfona, copolímero de poliacrilonitrilo y cloruro de polivinilo, entre otras, y b) membranas inorgánicas, que pueden construirse de 4 clases de materiales inorgánicos: cerámicos, vítreos, carbón y metales.

Los procesos de membrana, según el tamaño de poro y la presión (Δp) necesaria, son generalmente clasificados en 4 categorías:

Microfiltración ($0.1 - 10 \mu\text{m}$, $\Delta P = 0.5 - 1 \text{ bar}$)

Ultrafiltración ($0.1 - 0.001 \mu\text{m}$, $\Delta P = 1 - 10 \text{ bar}$)

Nanofiltración ($0.005 - 0.0005 \mu\text{m}$, $\Delta P = 10 - 30 \text{ bar}$)

Osmosis inversa ($<0.0005 \mu\text{m}$, $\Delta P = 10 - 50 \text{ bar}$)

En el tratamiento de emulsiones de aceite en agua con membranas, se usa con mayor frecuencia la microfiltración y la ultrafiltración, mientras que la nanofiltración y la osmosis inversa son menos utilizadas (Benito *et al.*, 1998).

1.5.2 Métodos eléctricos

Los procesos que involucran el consumo de corriente eléctrica para la desestabilización de emulsiones son: electroflotación, electrocoalescencia y electrocoagulación.

1.5.2.1 Electroflotación

Cuando se hace pasar una corriente eléctrica a través de dos electrodos que se encuentran sumergidos en el agua se genera hidrógeno que es liberado en el cátodo y oxígeno que es liberado en el ánodo. En caso de que en el agua haya presencia de sales, entonces el consumo de energía se hace significativamente menor. El hidrógeno así producido tiene la característica de formar burbujas gaseosas de un tamaño de $20 \mu\text{m}$ (Benito *et al.*, 1998) que son idóneas para la

flotación. El oxígeno liberado en el ánodo puede servir como agente oxidante de otros contaminantes como materia orgánica.

Las gotas de aceite dispersadas pueden ser separadas en una celda de electroflotación con un ánodo de plomo y un cátodo de acero inoxidable lográndose una eficiencia del 60%, la cual se incrementa hasta el 70% con el uso de cloruro de sodio y un polímero. Con el sulfato de hierro se ha alcanzado un porcentaje de remoción de 98% en el tratamiento de aceites vegetales en emulsión (Benito *et al.*, 1998).

1.5.2.2 Electrocoalescencia

Se basa en un desplazamiento electroforético (Isaacs y Chow, 1992) que consiste en someter a las gotas de aceite a un campo eléctrico generado por dos electrodos, como las gotas poseen una carga eléctrica, tienden a moverse hacia el electrodo de carga opuesta donde ellas coalescen por efecto de una colisión entre ellas mismas y con los electrodos.

No hay modelos que expliquen como ocurre el rompimiento de emulsiones en equipos de electrocoalescencia, más bien depende de parámetros que deben ser optimizados empíricamente. Los principales criterios de diseño son: tiempo de residencia y la intensidad de campo eléctrico, respecto a éste último los desmulsificadores de este tipo usan corriente alterna entre 50 y 60 Hz. Algunas veces también se usa una corriente directa pulsada que ayuda a la ruptura de la película que rodea a las gotas y por lo tanto mejora la coalescencia (Benito *et al.*, 1998).

La electrocoalescencia ha sido utilizada principalmente en la separación de emulsiones de agua en aceite (Kokal, 2005), aunque también ha encontrado aplicación en el tratamiento de emulsiones lubricantes y en la separación de gotas de tetracloruro de carbono dispersas en el agua.

Las gotas de aceite dispersas también experimentan un efecto llamado electroestricción cuando se les aplica una corriente alterna por medio de electrodos. En este caso las gotas de aceite suspendidas son despojadas de su carga, dejando a los iones adsorbidos en la doble capa eléctrica con mayor libertad de movimiento en respuesta a un campo eléctrico. Este principio ha sido usado para remover aceites de corte emulsificados en un tanque con varios electrodos, el cual es alimentado con el agua residual en la parte inferior. El potencial zeta de las gotas dispersas disminuye por la aplicación de una corriente alterna a través de los electrodos, por lo tanto, las gotas de aceite coalescen y emergen a la superficie del tanque donde el aceite es separado del agua (Benito *et al.*, 1998).

1.5.2.3 Electrocoagulación

A diferencia de la electrocoalescencia, en este método se emplean electrodos que se consumen, ya que el voltaje aplicado al sistema conduce a una oxidación del electrodo liberándose como consecuencia un ión metálico, el cual a su vez forma un hidróxido que desestabiliza la emulsión.

Las principales variables que deben evaluarse para tener un tratamiento eficiente en aguas residuales oleosas por electrocoagulación son: tipo de electrodo, distancia entre ellos, tipo de flujo (lotes o continuo), voltaje y corriente, tiempo y temperatura de celda (Morante, 2002). El tratamiento con electrocoagulación se ha utilizado para la remoción de aceite a bajas concentraciones y de aceite de corte usado.

Frecuentemente la electrocoagulación y la electroflotación ocurren en la misma celda electrolítica. Las burbujas de gas, generalmente hidrógeno, se forman en el cátodo mientras el ánodo se está disolviendo. En altas concentraciones de aceite emulsificado se pueden obtener altas eficiencias de remoción con el uso de un electrodo de sacrificio de hierro que produce hidróxido de hierro para adsorber las gotas de aceite, y al mismo tiempo la flotación de los flóculos oleosos se lleva a

cabo con las microburbujas de gas que se genera en el cátodo (Benito *et al.*, 1998).

1.5.3 Desemulsificación química

El tratamiento químico del aceite emulsificado comprende la desestabilización de las gotas dispersadas, o bien, la destrucción o desplazamiento de los agentes emulsificantes en la interfase. En ambos casos las gotas de aceite forman agregados que pueden ser removidos mecánicamente (Benito *et al.*, 1998). La desestabilización requiere de la adición un coagulante o floculante y un suministro de energía que lo distribuya uniformemente en el agua que se desea tratar.

1.5.3.1 Coagulación y floculación

La coagulación se refiere al proceso por el cual las partículas dispersas de un sistema coloidal son desestabilizadas mediante la adición de sales metálicas, llamadas algunas veces electrolitos. Por su parte, la floculación es la desestabilización de partículas dispersas por la adsorción de sitios específicos de los polímeros, con la subsecuente formación de puentes entre cadenas poliméricas libres, esto a su vez conduce a la formación de flóculos (Letterman *et al.*, 1999).

En el tratamiento de aguas, algunas veces se hace la distinción entre los términos de coagulante y floculante solo por la naturaleza del reactivo químico agregado, es decir, floculante se usa para los polímeros y coagulante para las sales metálicas. Pero cuando esta distinción se hace, un coagulante se considera como el agente químico usado para desestabilizar inicialmente el sistema coloidal, mientras que el floculante se considera para la formación de aglomerados a partir de la adsorción de sitios específicos de polímeros, con la subsecuente formación de puentes entre cadenas poliméricas libres (Letterman *et al.*, 1999). Los floculantes son algunas veces llamados adyuvantes de coagulación, incluso se usan frecuentemente para mejorar el desempeño de los filtros granulares (en este

contexto pueden ser llamados adyuvantes de filtración) y para incrementar la eficiencia de un proceso de desaguado de lodos. En cualquier caso, dependiendo de cómo y en donde sea usado, así como la dosis empleada, un floculante es un coagulante (Letterman *et al.*, 1999). En este trabajo, no se hizo distinción entre coagulantes y floculantes. Se usó exclusivamente el término coagulante, pero a su vez se consideró que los mecanismos de desestabilización son característicos de un floculante o de un coagulante (Metcalf & Eddy, 2002).

1.5.3.2 Mecanismos de desestabilización

Los mecanismos de desestabilización de partículas coloidales son los siguientes (Letterman *et al.*, 1999; Al-Malack *et al.*, 1999):

1. Compresión de la doble capa eléctrica. Para llevar a cabo la compresión de la doble capa eléctrica, un electrolito como cloruro de sodio se agrega a la suspensión. Los iones de signo opuesto a la carga neta de la superficie de las partículas ingresan a la capa difusa que rodea a la partícula. Si se agrega una buena cantidad de esos contraiones, la capa difusa se comprime, disminuyendo la energía requerida para la agregación de partículas de igual carga superficial. La desestabilización por compresión de la doble capa eléctrica no es un método práctico para el tratamiento de agua, ya que la concentración de sal requerida sería muy similar a la concentración que hay en el de agua de mar (Letterman *et al.*, 1999).
2. Neutralización de carga eléctrica superficial. Involucra la reducción de la carga eléctrica superficial de las partículas dispersas mediante la acción de un polímero o de sales metálicas, disminuyendo así el espesor de su capa difusa y la energía requerida para la agregación (Letterman *et al.*, 1999).
3. Barrido de flóculos. Cuando los coagulantes de sales metálicas de cationes trivalentes se encuentran en solución, se producen hidróxidos metálicos insolubles que precipitan rápidamente. La remoción ocurre cuando las

partículas coloidales son enredadas y envueltas por los precipitados (Metcalf & Eddy, 2002).

4. Adsorción y formación de puentes. En este mecanismo un polímero tiene grupos activos susceptibles de interaccionar con la superficie de las partículas coloidales, mientras que el resto de la molécula se encuentra extendida hacia la solución. Cuando una segunda partícula con algunos sitios de adsorción vacíos entra en contacto con los grupos activos del polímero, puede realizarse una unión. El polímero entonces sirve de puente en el complejo partícula-polímero-partícula (Letterman *et al.*, 1999). En la figura 1.3 se ilustra como se lleva a cabo este mecanismo de desestabilización.

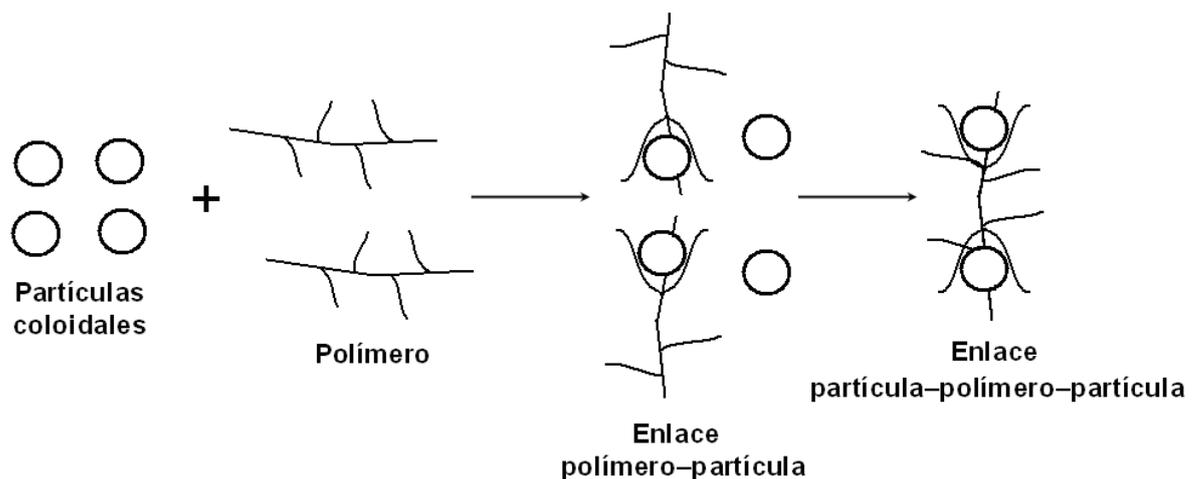


Figura 1.3 Desestabilización por adsorción y formación de puentes. Fuente *Metcalf & Eddy, 2002*

En la práctica, durante la desemeulsificación química se pueden manifestar combinaciones de los mecanismos antes mencionados que correspondan a las sales metálicas o a los polímeros.

1.5.3.3 Coagulantes inorgánicos

Los coagulantes más ampliamente usados en el tratamiento de aguas son las sales de aluminio o de hierro, y en particular el sulfato de aluminio y el cloruro férrico (Letterman *et al.*, 1999), después de éstas, le siguen el óxido de calcio

(Benito *et al.*, 1999), el cloruro de calcio (Ríos *et al.*, 1998) y el aluminato de sodio (USACE, 2001).

Con la excepción del aluminato de sodio, las sales de hierro y aluminio provocan que el pH del agua tratada baje y dependiendo de la alcalinidad o del pH original del influente, se puede requerir contrarrestar la disminución del pH con óxido de calcio debida al coagulante (USACE, 2001). En la tabla 1.1 se listan las ventajas y desventajas de los coagulantes inorgánicos comunes.

Tabla 1.1 Ventajas y desventajas de algunos coagulantes inorgánicos.

Nombre	Fórmula química	Ventajas	Desventajas
Sulfato de aluminio (alum)	$Al_2(SO_4)_3$	Fácil de manejar y aplicar, produce menos lodo que el óxido de calcio, mayor eficiencia a un pH entre 6.5 y 7.5	Fuente de sólidos disueltos para el agua (aluminio)
Aluminato de sodio	$Na_2Al_2O_4$	Efectivo en aguas duras, generalmente se requieren dosis más bajas	Frecuentemente usado con alum, alto costo, ineficaz en aguas blandas
Cloruro de polialuminio	$Al_2(OH)_3Cl_3 \cdot 6H_2O$	A veces el flóculo formado es más denso que el formado por el alum, menos efecto en el pH	Alto costo, se ha limitado a pequeña escala
Sulfato férrico	$Fe_2(SO_4)_3$	Mayor efectividad a un pH entre 4 y 6, y entre 8.8 y 9.2	Fuente de sólidos disueltos para el agua, consume alcalinidad
Cloruro férrico	$FeCl_3$	Mayor efectividad a un pH entre 4 y 11	Fuente de sólidos disueltos para el agua, consume mucho más alcalinidad que el alum
Sulfato ferroso (Vitriolo verde)	$FeSO_4$	No es tan sensible al pH como el óxido de calcio	Fuente de sólidos disueltos para el agua, consume alcalinidad
Cloruro de calcio	$CaCl_2$	Costo muy bajo	Tiene un fuerte efecto en el pH, consume mucha acidez

Fuente USACE, 2001

Las sales de aluminio y de hierro producen iones Al^{3+} y Fe^{3+} , respectivamente, que forman fuertes enlaces con los átomos de oxígeno de seis moléculas de agua que los rodean provocando que los enlaces de oxígeno–hidrógeno sean debilitados y los átomos de hidrógeno tiendan a ser liberados a la solución. En la figura 1.4 se muestra la desprotonación inicial del acuoión aluminio. El proceso es conocido como hidrólisis (Letterman *et al.*, 1999).

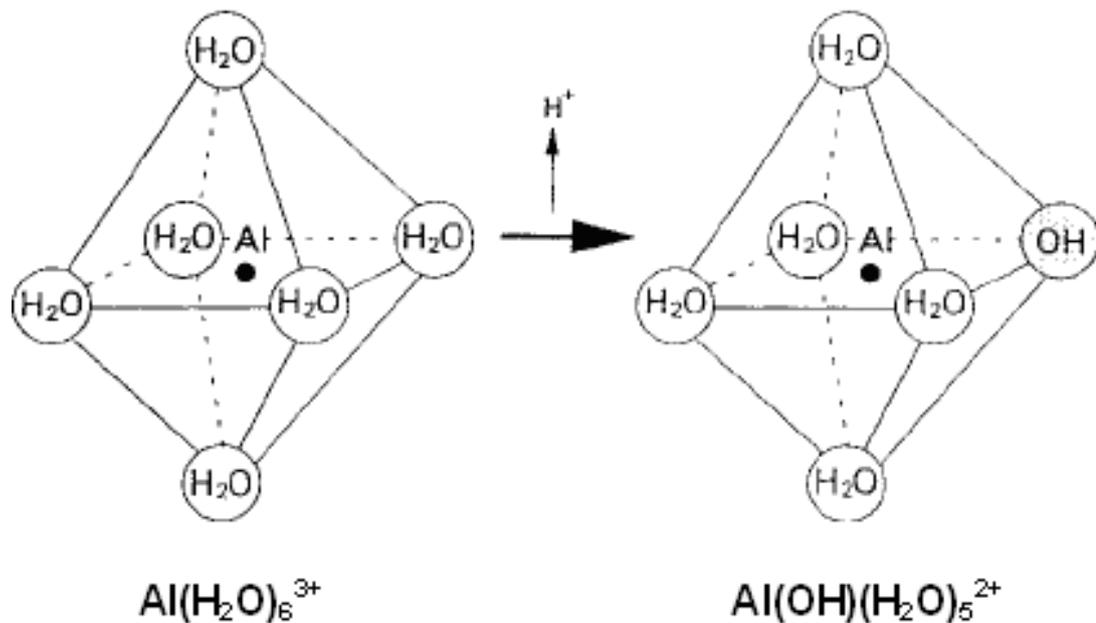


Figura 1.4 Desprotonación de acuoión que inicia la hidrólisis. Fuente Letterman *et al.*, 1999

La química de las reacciones de hidrólisis del aluminio o del hierro no está completamente entendida. Conforme la hidrólisis procede, y hay suficiente cantidad del ión en el sistema, los productos mononucleares simples pueden formar especies polinucleares, y a su vez formar microcristales y el hidróxido metálico precipitar (Letterman *et al.*, 1999). En la figura 1.5 se muestran los productos de hidrólisis del aluminio.

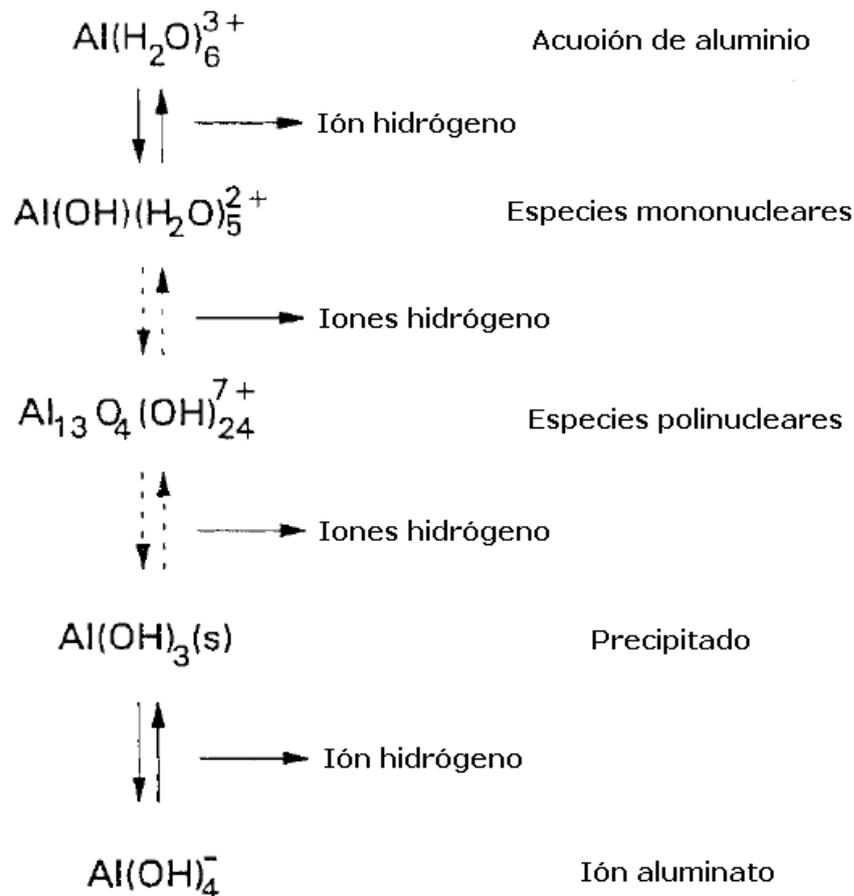


Figura 1.5 Productos de hidrólisis del aluminio. Adaptado de Letterman *et al.*, 1999

Aunque no se indican en la figura, la variedad de productos de hidrólisis polinucleares es muy extensa, e incluso ha sido motivo de extensos estudios para determinarlos por técnicas como resonancia magnética nuclear de aluminio 27 (Bottero *et al.*, 1980) y dispersión de rayos X a bajo ángulo (Bottero *et al.*, 1982).

Las formas catiónicas trivalentes y algunos productos de la hidrólisis actúan, en función del pH de la solución, con el mecanismo de barrido de flóculos y/o neutralización de la carga eléctrica superficial para lograr la desestabilización de los coloides (Dentel, 1991).

1.5.3.4 Coagulantes orgánicos

Los polímeros orgánicos usados en el tratamiento de aguas son cadenas de subunidades individuales llamadas monómeros. Las cadenas poliméricas pueden

ser lineales, ramificadas o entrecruzadas. Hay grupos funcionales preponderantes localizados a lo largo del polímero que pueden poseer una carga positiva dando lugar a los polímeros catiónicos, o aquellos con carga negativa a polímeros aniónicos. Los polímeros que no tienen carga o una muy baja tendencia a desarrollarla en solución acuosa son conocidos como polímeros no iónicos (Dentel, 1991; Letterman *et al.*, 1999).

Los copolímeros que son polímeros formados por dos diferentes monómeros unidos en la misma cadena, también han sido usados en el tratamiento de aguas (Dentel, 1991) y aguas residuales oleosas (Benito *et al.*, 1998). Las configuraciones posibles para los copolímeros son las siguientes (<http://www.pslc.ws/spanish/index.htm>):

1. Copolímero alternante: los monómeros se encuentran dispuestos de forma alternada.
2. Copolímero al azar: los monómeros no siguen un orden de alternancia específico.
3. Copolímero en bloque: los monómeros de un mismo tipo se encuentran agrupados, y su vez unidos a los de otro tipo.
4. Copolímero de injerto: las cadenas poliméricas de un mismo monómero se encuentran injertadas sobre otra cadena polimérica de otro monómero.

1.5.3.4.1 Polímeros en el tratamiento de aguas residuales oleosas

Los polímeros que se han empleado en el tratamiento de aguas que contienen aceite emulsificado se indican en la tabla 1.2.

Tabla 1.2 Polímeros en la desemulsificación química

Nombre	Fórmula química	Referencia
Poliacrilamida	$\left[\begin{array}{c} \text{CH}_2 - \text{CH} \\ \\ \text{C} = \text{O} \\ \\ \text{NH}_2 \end{array} \right]_n$	Pinotti y Zaritzky, 2001
Poliamina cuaternaria	$\left[\begin{array}{c} \text{CH}_2 - \text{CH} - \text{CH}_2 - \text{N}^+ \\ \qquad \qquad \\ \text{OH} \qquad \qquad \text{CH}_3 \\ \qquad \qquad \qquad \\ \qquad \qquad \qquad \text{CH}_3 \end{array} \right]_n$	Benito <i>et al.</i> , 1999
Poliacrilato	$\left[\begin{array}{c} \text{CH}_2 - \text{CH} \\ \\ \text{C} = \text{O} \\ \\ \text{O} \\ \\ \text{R} \end{array} \right]_n$	
Poliamida	$\left[\begin{array}{c} \text{O} \\ \\ \text{CH}_2 - \text{C} - \text{N} - \text{CH}_2 \\ \\ \text{H} \end{array} \right]_n$	Benito <i>et al.</i> , 1998
Copolímero de anhídrido maleico y acrilamida	No se indico*	
Copolimero de acrilonitrilo hidrolizado y propileno injertado	No se indico*	

1.5.3.5 Desemulsificación química de aguas residuales oleosas sintéticas

El proceso de desemulsificación química se ha estudiado ampliamente en aguas oleosas reconstituidas en el laboratorio (Al-Shamrani *et al.*, 2002a; Al-Shamrani *et al.*, 2002b; Pinotti *et al.*, 1997; Pinotti y Zaritzky, 2001; Meyssami y Kasaeian, 2005).

La preparación de un agua residual oleosa considera generalmente la concentración y tipo de surfactante así como la velocidad de agitación, ya que éstos son los parámetros que más influyen en la cantidad de aceite que logra emulsificarse y en el tamaño de las gotas dispersas (Meyssami y Kasaeian, 2005).

El propósito de los trabajos de desemulsificación es encontrar las dosis óptimas de los coagulantes elegidos evaluando una serie de parámetros que pueden ser combinados dando lugar a diferentes modelos (Zouboulis y Avranas, 2000).

Los parámetros que han sido estudiados son:

1. Fuerza iónica.
2. Tamaño de la gota dispersa.
3. Intensidad y duración de mezclado en la mezcla lenta.
4. Intensidad y duración de mezclado en la mezcla rápida.
5. Tipo de coagulante: sales metálicas, polímeros catiónicos o aniónicos.
6. pH

Se han hecho investigaciones donde se combinan los parámetros de intensidad y duración de la mezcla rápida y lenta para ver su efecto en la desemulsificación en aguas sintéticas preparadas a partir de algún aceite comercial proveniente del petróleo y un surfactante no iónico (Al-Shamrani *et al.*, 2002b). Lo primero que se evaluó fueron algunos valores de pH seleccionados arbitrariamente en conjunto con diferentes dosis de 2 sales metálicas a fin de determinar la combinación de valores que conducen a una mayor desemulsificación. En el mejor de los casos se consiguió una remoción del 99.3% a un pH de 8 con una dosis de 100 mg/L para

el sulfato de aluminio y del 99.94% a un pH de 7 con una dosis de 120 mg/L. El ensayo demostró que la clarificación del agua es más sensible a cambios en el pH que a cambios en la dosis de los coagulantes (Al-Shamrani *et al.*, 2002b).

Las condiciones de la mezcla fueron fijadas a 200 rpm por 1 minuto para la mezcla rápida y a 20 rpm por 15 minutos para la mezcla lenta con un tratamiento adicional que consistió de 7 minutos de flotación por aire disuelto. Cuando las condiciones de mezcla durante la etapa de la mezcla rápida se variaron, entonces se encontró que la velocidad óptima coincidía con la que inicialmente se había propuesto, ya que a velocidades mayores de 200 rpm se provocaba una ligera redispersión de las gotas emulsificadas y velocidades muy bajas son insuficientes para una buena distribución del coagulante conduciendo a una mala formación de flóculos, se observó que el tiempo de agitación en la mezcla rápida no es una variable durante la desemulsificación. Si la velocidad de mezclado en la mezcla lenta es mayor a 12 seg^{-1} , entonces se provoca una redispersión de las gotas emulsificadas. El mejor tiempo para la etapa de mezcla lenta se situó entre 15–20 minutos debido a que tiempos menores a este intervalo impiden una maduración del floculo y mayores provocan una redispersión de las gotas de aceite (Al-Shamrani *et al.*, 2002b).

La desemulsificación también ha sido llevada a cabo en una misma unidad de tratamiento constituida por la mezcla rápida, la mezcla lenta y una posterior flotación (Al-Shamrani *et al.*, 2002a). Las variables que se buscaron a optimizar son: el tipo y dosis de coagulante, la presión de trabajo del compresor, la tasa de recirculación y la relación aire–aceite emulsificado. Las condiciones de mezcla fueron aquellas que alcanzaron mayores porcentajes de remoción en un trabajo previo hecho por los mismos autores (Al-Shamrani *et al.*, 2002b). Los coagulantes empleados fueron 4 polímeros catiónicos y el sulfato de aluminio, de todos ellos solamente el sulfato de aluminio es el que produjo una desemulsificación apreciable a bajas concentraciones, e incluso a una concentración de 100 mg/L y una presión de trabajo de 50 psi el porcentaje de remoción fue de 94.5 y 94.2% para aceite y turbiedad, respectivamente (Al-Shamrani *et al.*, 2002a). El principal propósito de los polímeros y las sales metálicas, es neutralizar la doble capa eléctrica que rodea a las gotas y sin su acción no se puede conseguir que la

flotación por si sola sea eficiente. Los polímeros en esta investigación lograron invertir el potencial zeta a valores ligeramente positivos y según la teoría DLVO clásica (Verwey y Overbeek, 1948) se han reducido los efectos de la doble capa eléctrica por neutralización, esto conduciría a la formación de agregados mayores a partir de las gotas dispersas, a pesar de esto, la turbiedad inicial solo fue reducida en un 50% (Al-Shamrani *et al.*, 2002a).

Para mejorar la eficiencia de remoción cuando se emplean polímeros catiónicos se puede usar un electrolito que favorezca la compresión de la doble capa eléctrica de las gotas dispersas (Pinotti *et al.*, 1997), sin embargo, no siempre se obtienen buenos resultados debido a que los polímeros pueden no tener una alta difusividad y alta actividad superficial que les permita adsorberse en la interfase negativamente cargada de aceite-agua en los sistemas aceite-agua-surfactante (Al-Shamrani *et al.*, 2002a). La naturaleza de la constitución polimérica también es determinante en la eficiencia de remoción, por ejemplo, los copolímeros base poliacrilamida que contienen grupos amonio cuaternario son muy solubles en agua y muy hidrofílicos y cuando forman una capa alrededor de las gotas de aceite limitan la atracción hidrofóbica entre ellas (Al-Shamrani *et al.*, 2002a).

La presencia o ausencia de un surfactante conlleva diferentes resultados en las etapas de emulsificación y desemulsificación-flotación de las aguas residuales oleosas prefabricadas (Zouboulis y Avranas, 2000). La preparación de una emulsión por vía ultrasónica usando un homogenizador ultrasónico condujo a un tamaño medio de gota fue de 2 y 6 μm , en la presencia o ausencia de un surfactante aniónico, respectivamente. Durante la desemulsificación-flotación llevada a cabo en la misma unidad se realizó una prueba preliminar de la influencia del pH sobre la separación del aceite emulsificado obteniéndose una remoción muy baja. Posteriormente, se evaluaron diferentes combinaciones de pH y dosis de coagulante resultando una remoción máxima del 50% con la adición de 2.5 mg/L de poliacrilamida aniónica a un pH de 4 (sin surfactante) o por la adición de 8 mg/L de un polímero catiónico comercial a un pH de 10 (con surfactante). Con un valor de pH situado entre 6 y 9, 100 mg/L de cloruro férrico y 50 mg/L de oleato de sodio (colector) produjeron una remoción de 90%, ésta disminuyó a un 30% con 50 mg/L de cloruro férrico. La evaluación mostró que la

remoción de aceite emulsificado fue más susceptible a la dosis de cloruro férrico que a la concentración del oleato de sodio o a la presencia del surfactante, y consecuentemente, indica la importancia que tiene un coagulante inorgánico en los procesos de desemulsificación–flotación (Zouboulis y Avranas, 2000).

El proceso de desemulsificación ha sido estudiado considerando las variables de pH, fuerza iónica y concentración de surfactante (Pinotti y Zaritzky, 2001). Los coagulantes empleados en este trabajo fueron la poliacrilamida y la quitosana, polímero sintético y natural, respectivamente, además del sulfato de aluminio. El sistema estudiado consistió de una emulsión preparada con aceite de girasol y el surfactante aniónico dodecil sulfato de sodio. La desmulsificación fue evaluada con las siguientes técnicas: prueba de jarras, método turbidimétrico y titulación coloidal. De todas ellas, la última permite determinar la carga coloidal, siendo análoga además al potencial zeta. De manera general, los resultados que se obtuvieron fueron los siguientes:

- 1) Con diferentes valores de fuerza iónica (10^{-3} , 10^{-2} y 10^{-1} mol/L) y diferentes concentraciones de surfactante (5 g/L y 0.2 g/L), el sulfato de aluminio disminuyó la turbiedad inicial (3000–4000 UNT) hasta un mínimo (40 UNT) sin producir cambios significativos con el incremento de la dosis, mientras que la poliacrilamida y la quitosana produjeron la restabilización del sistema a partir de 30–40 UNT.
- 2) El incremento de la concentración de NaCl ($10^{-3} \rightarrow 10^{-2} \rightarrow 10^{-1}$ mol/L) produce una mayor fuerza iónica lo que permitió disminuir las dosis requeridas para alcanzar la neutralidad de la carga coloidal y en consecuencia la desemulsificación.
- 3) El aumento de la concentración de aceite emulsificado (1.33 g/L a 5 g/L), dejando la concentración de surfactante (0.05 g/L ó 0.2 g/L) y la fuerza iónica (10^{-3}) constantes, demandó mayor dosis de la poliacrilamida y la quitosana, pero no de sulfato de aluminio, para alcanzar la neutralidad de la carga coloidal.
- 4) El efecto del pH fue evaluado con concentraciones de 0.2 g/L, 5 g/L y 10^{-3} mol/L del surfactante, aceite y NaCl, respectivamente, ya produjeron el valor más grande de carga coloidal (-1240 meq/L). Bajo estas condiciones, con la aplicación de dosis ubicadas entre 50 y 1,000 mg/L de sulfato de aluminio, se

observó que la turbiedad podía ser reducida hasta 35 UNT sin controlar el pH original (5.8) y cuando éste se mantuvo en un valor de 6, una dosis de 200 mg/L de sulfato de aluminio disminuyó la turbiedad hasta 15.8 UNT. La poliacrilamida con una dosis de 150 mg/L y un pH constante de 3.5 produjo una turbiedad de 1.6 UNT, y para la quitosana no se observó mejora sustancial en la remoción de la turbiedad con diferentes valores de pH (4, 5.8, 7 y 8) en el intervalo de dosis probado (0–200 mg/L).

En la parte superior de las columnas de coquefacción retrasada se obtienen destilados de aceite que necesitan ser removidos del agua para que no intervengan en la sección sulfurosa de estas unidades. Solo una parte es eliminada en un separador convencional y el resto se presenta como una emulsión de concentración que oscila entre 4,000–30,000 mg/L (Liu *et al.*, 2004). Para resolver un problema de este tipo, se han hecho pruebas de desemulsificación con una amplia gama de coagulantes sintéticos simulando una agua residual que contiene 30,000 mg/L de aceite (Liu *et al.*, 2004). La agitación para los experimentos se hizo por 10 minutos y un tiempo de sedimentación de 30 minutos. La claridad remanente después del tratamiento fue el criterio para la evaluación de la eficiencia de los coagulantes catiónicos, aniónicos y no iónicos. Los resultados indicaron que los coagulantes aniónicos no lograron un buen grado de desemulsificación dejando las soluciones turbias y opacas, mientras que los coagulantes no iónicos fueron levemente mejores y solo los coagulantes catiónicos produjeron contenidos residuales de aceite superiores a 400 mg/L. Por lo tanto, una nueva clase de desemulsificadores catiónicos formulados con alquilamina, bisulfuro de carbono, epóxido de propileno y 1-cloro-2,3-epoxipropano en relaciones molares apropiadas, alcanzaron porcentajes de remoción entre 99.68% y 98.84%, que representan una reducción de aceite emulsificado de 29904 mg/L y 29652 mg/L, respectivamente (Liu *et al.*, 2004).

La coagulación posterior a una adsorción es un método que ha sido empleado para la remoción de aceite emulsificado a alta concentración (Zunan *et al.*, 1995). El procedimiento consistió en agregar arcilla de attapulgite a una agua prefabricada con una concentración de 126000 mg/L de aceite y sin la presencia de un surfactante, agitando a 200 rpm. Posteriormente, se agregó sulfato de

aluminio manteniendo la misma velocidad y un tiempo de agitación de 15 minutos. Con el 2% de arcilla y 800 mg/L de sulfato de aluminio se obtiene una remoción del 98.6%. El mecanismo de desemulsificación se explicó de dos formas: a) una reacción entre las partículas de arcilla dispersas y el coagulante capturan las gotas de aceite y precipitan y b) las partículas de arcilla adsorben el aceite y actúan como centros de coagulación para dar lugar a un barrido de flóculos provocado por el sulfato de aluminio (Zunan *et al.*, 1995).

En el proceso de desemulsificación química también puede jugar un papel importante la temperatura del agua a tratar. En una investigación hecha por Ríos y su grupo (Ríos *et al.*, 1998) se prepararon 3 emulsiones sin surfactantes a partir de 3 aceites de corte comerciales a una concentración de 3% en volumen. El objetivo fue evaluar el desempeño del cloruro de aluminio y el cloruro de calcio durante la desemulsificación llevada a cabo con una velocidad de agitación de 250 rpm durante 1 minuto. Para monitorear el proceso se midió la turbiedad en función del tiempo. La remoción que obtuvieron fue mayor al 90% a temperaturas mayores de 40°C, en caso contrario la remoción de aceite emulsificado fue despreciable. La tasa de desemulsificación decreció abruptamente con el tiempo debido a que las colisiones son menos probables conforme va disminuyendo el número de las gotas de aceite dispersas. El cloruro de aluminio y el cloruro de calcio no mostraron diferencias significativas, ambos coagulantes rebasaron la concentración crítica de coagulación (potencial zeta igual a cero) provocando que los valores de potencial zeta fueran positivos, y por lo tanto, no se cumplió la regla de Schulze–Hardy, la cual establece que el efecto de un electrolito en la desestabilización de un coloide es mayor cuanto más grande sea su densidad de carga (Varela, 1986).

La desemulsificación también se ha evaluado en columna aireada para ver el efecto que tiene el cloruro férrico como agente desemulsificante a diferentes tiempos de retención (Deepak *et al.*, 1988). Los resultados en este trabajo indican que, con un pH de 5, una concentración inicial de 1188 mg/L de aceite de corte dispersado en agua sin la presencia de surfactantes se redujo hasta 98.8 mg/L con 1 g/L de cloruro férrico en dos horas, esto representa una remoción del 91.7%. El valor de pH se eligió porque favorece la máxima ionización del cloruro

férrico en el catión hierro y el anión cloruro. Cuando se incrementó el tiempo de retención a 4 horas, el porcentaje de remoción fue de 92.5%. La disponibilidad de los cationes hierro disminuyó en función del tiempo y por ello, después de dos horas, la remoción del aceite permaneció prácticamente inalterada; por otra parte, un incremento en las dosis (1.3 g/L) condujo a una remoción de 92.2% en 30 minutos indicando la fuerte influencia que tiene el cloruro férrico en un proceso de desemulsificación (Deepak *et al.*, 1988).

1.5.3.6 Desemulsificación de aguas residuales oleosas reales

En la literatura, es menos común encontrar investigaciones sobre aguas residuales oleosas reales porque se considera que su tratamiento proviene de la experimentación empírica y dificulta además un estudio minucioso de las variables involucradas en la formación de la emulsión (Zouboulis y Avranas, 2000).

A pesar de esto, la desemulsificación de una agua oleosa se lleva a cabo para reducir la concentración de aceite y alcanzar los límites permisibles en la descarga (Benito *et al.*, 1999; Deepak *et al.*, 1988; Zhu *et al.*, 1997), o bien, para que pueda ser tratada posteriormente por otros medios (Ghaly *et al.*, 2006).

Los filtros de las campanas de extracción usadas en las cocinas de restaurantes, hospitales o universidades contribuyen a la generación de aguas residuales oleosas cuando son lavados con sosa y soluciones limpiadoras. Como consecuencia, un tratamiento químico con sulfato de aluminio, sulfato de hierro y cloruro férrico ha sido evaluado recientemente (Ghaly *et al.*, 2006). En este trabajo, se determinó el tipo y dosis de coagulante óptimo a nivel laboratorio determinando la densidad óptica y concentración de sólidos totales residuales. Posteriormente, el coagulante más efectivo se usó para determinar la influencia de la temperatura y el pH sobre la eficiencia del tratamiento por coagulación-sedimentación. El tiempo de agitación fue de 10 minutos y el de sedimentación por 6 horas hasta conseguir el mismo nivel de agua sobre las jarras, después se analizaron los parámetros de pH, sólidos totales y densidad óptica a una longitud

de onda de 484 nm. La concentración inicial de los sólidos totales fue de 22,775 mg/L, por lo tanto, las dosis requeridas fueron altas según se describe en los resultados que obtuvieron:

- 1) Las remociones más altas de los sólidos totales fueron: 89.6% con 2000 mg/L de sulfato de aluminio; 88.8% con 1000 mg/L de cloruro férrico y 27.8% con 1000 mg/L de sulfato férrico.
- 2) La densidad óptica alcanzó el mínimo con 2000 mg/L de sulfato de aluminio, pero provocó una redispersión a dosis mayores. A dosis mayores de 1000 mg/L (1500, 2000, 2500 y 3000 mg/L) el cloruro férrico tendió a incrementar la densidad óptica y el sulfato férrico la mantuvo estable en el intervalo considerado (1000–3000 mg/L).
- 3) El sulfato de aluminio fue el mejor coagulante ya que removió el 89.6% de los sólidos totales y produjo la densidad óptica más baja, similar a la del agua potable.
- 4) Los resultados de remoción no fueron mejorados cuando se consideró el efecto de la temperatura en el intervalo de 10 a 40°C y un pH entre 7 y 11, por lo tanto, el pH original (10) no influiría en el tratamiento por coagulación de este tipo de agua.

Algunas clases de aceites emulsificados pueden ser usados en la industria siderúrgica como lubricantes reduciendo la fricción entre partes mecánicas o como refrigerantes que impidan el sobrecalentamiento. Las emulsiones de este tipo sufren una degradación térmica y una acumulación de sólidos suspendidos con el paso del tiempo y su reemplazo se hace necesario produciendo efluentes oleosos (Mahdi y Sköld, 1991). Una investigación sobre aguas residuales de esta naturaleza evaluó un tratamiento integrado de desemulsificación–ultrafiltración (Benito *et al.*, 1999). El agua residual provenía de dos laminadoras en frío de la planta Aceralia en España. Una de ellas emplea aceite líquido en emulsión llamado *quakerol*, y la otra una grasa animal sólida llamada *tinol* que al mezclarse con agua desmineralizada produce una suspensión caracterizada por tener partículas de un tamaño ligeramente mayor a las partículas coloidales y que sirve como refrigerante y lubricante. Parte del *tinol* y del *quakerol* se remueven en un tanque externo bajo el principio de diferencia de densidades, y el resto se dispone como una corriente llamada efluente regular. La laminadora que usa *tinol* es

lavada cada 15 días produciendo una corriente referida como efluente de lavado. En la coagulación se agito el agua a 160 rpm durante 3 minutos, después a 16 rpm por 30 minutos, y posteriormente, se dejó sedimentar por 60 minutos. En el efluente de lavado, el proceso de coagulación se llevó a cabo con dos sales inorgánicas prehidrolizadas de nombres comerciales DK1018 y DK1014 ya que las sales prehidrolizadas tienen la ventaja de producir menor cantidad de lodos y tener un menor efecto en el pH del agua tratada (Gregory y Duan, 2001). Los resultados de la investigación hecha por Benito y su grupo mostraron la importancia que tuvo en el tratamiento la desemsulsificación, éstos fueron los siguientes:

Efluente de lavado:

- 1) La sal DK1018 con una dosis de 1mL/L permitió una remoción de 95.8%, 91%, 99.7% y 80% en grasas y aceites, en la DQO total, en hierro y en aluminio, respectivamente, y una dosis de 1.25 mL/L de la sal DK1014 condujo a una remoción de 96.3%, 89%, 99% y 81% de los mismos parámetros.
- 2) La poliamina cuaternaria redujo 92%, 80%, 99.1% y 80% la concentración de grasas y aceites, de la DQO total, de hierro y de aluminio, respectivamente.
- 3) El pH del agua tratada fue de 7.07, 6.81 y 7.48 con la sal DK1018, DK1014, y la poliamina cuaternaria, respectivamente.

Efluente regular:

- 1) El óxido de calcio con una dosis de 250 mg/L produjo una remoción de 93% y 75% en grasas y aceites y en la DQO total, respectivamente, mientras que 2.5 mL/L de la poliamina cuaternaria redujeron 95% y 8% de los mismos parámetros.
- 2) El pH original (6.5–7.5) del agua después del tratamiento con el óxido de calcio llegó a un valor de 11.5, lo que indicó la fuerte contribución que tiene este coagulante en el aumento de la alcalinidad.

El tratamiento de aguas que contienen aceites en emulsión descargadas durante la operación de las laminadoras en caliente se ha llevado a cabo mediante una desémulsificación y posterior separación (Zhu *et al.*, 1997). En esta investigación, el agua residual correspondía al efluente de dos lagunas con composición variable entre 200 a 1500 mg/L de sólidos suspendidos totales y 1080 a 3271 mg/L de grasas y aceites. El objetivo fue determinar las mejores dosis con una prueba de jarras de un polímero catiónico sencillo y de un conjunto de dos polímeros catiónico–aniónico (sistema dual) sin acción simultánea, así como el efecto del pH en la remoción. En un tanque de mezcla en batch se evaluó el proceso de desémulsificación y sedimentación a diferentes tiempos con las dosis preseleccionadas. El mezclado en la prueba de jarras fue de 2 minutos a 100 rpm y 5 minutos de sedimentación, mientras que para el tanque, 20 minutos de agitación y 20 minutos de sedimentación. Los resultados que obtuvieron fueron los siguientes:

- 1) En el sistema dual de polímeros, las mejores dosis se ubicaron entre 500 y 1000 mg/L para el polímero catiónico en combinación con un rango de 5 a 25 del polímero aniónico conduciendo a una turbiedad mínima de 11 UNT.
- 2) El tratamiento con el polímero catiónico sencillo produjo una turbiedad residual de 15 UNT con una dosis dentro de un rango entre 300 y 700 mg/L.
- 3) La variación del pH entre 6.4 y 7.8 con una dosis de 700 mg/L del polímero catiónico y 5 ó 10 mg/L del polímero aniónico, indicó que la remoción de la turbiedad fue muy dependiente del pH y que su valor óptimo fue 6.7. Con una dosis de 500 mg/L y un pH situado entre 5.4 y 8.4, el polímero sencillo no mostró cambios en la eficiencia de remoción de la turbiedad hasta valores menores a 7, pero cuando fueron mayores ésta se incrementó abruptamente. En ambos casos (dosis evaluadas a pH óptimo) la turbiedad residual fue de 20 UNT.
- 4) En el tanque de mezclado en batch se produjo un promedio de remoción (indistintamente del sistema dual o sencillo) del 99% de grasas y aceites y sólidos suspendidos totales, cuando la concentración inicial de estos parámetros fue de 2255 ± 826 mg/L y 970 ± 330 mg/L, respectivamente.

1.5.3.7 Destrucción o desplazamiento del emulsificante o surfactante

Los ácidos, principalmente el ácido sulfúrico, han sido usados como agentes desemulsificantes. Por ejemplo, el estearato de sodio (octadecanoato de sodio) de los surfactantes reacciona con el ácido sulfúrico para formar el sulfato de sodio y el ácido octadecanoico, el cual no posee propiedades emulsificantes. El mismo fenómeno ocurre con el palmitato de sodio y laureato de sodio. Los ácidos generalmente rompen las emulsiones más eficientemente que los coagulantes inorgánicos, pero son más caros, y el agua resultante es ácida y debe ser neutralizada. El pH requerido para la desemulsificación ácida depende del efluente a ser tratado. El ácido fosfórico ha sido usado para tratar emulsiones usadas como lubricantes y la fase acuosa producida es neutralizada con CaCO_3 (Benito *et al.*, 1998).

Las sales inorgánicas pueden también formar compuestos con el emulsificante que son solubles en el agua. En este caso, el uso del óxido de calcio convierte las sales de ácidos carboxílicos de los jabones que le dan estabilidad a las gotas dispersas en sales de calcio insolubles que no son emulsificantes. Los surfactantes de alto peso molecular tienen la capacidad de desplazar a los emulsificantes encontrados en la superficie de las gotas de aceite sin formar una emulsión estable, sin embargo, por su alto peso molecular permanecerían en el agua tratada considerándose contaminantes no biodegradables, por lo tanto, su uso se ha restringido. En algunos tratamientos se ha propuesto la combinación de coagulantes inorgánicos y ácido sulfúrico para provocar simultáneamente una desestabilización debida a la disminución del potencial zeta y una destrucción o desplazamiento del emulsificante presente en la interfase (Benito *et al.*, 1998).

1.5.4 Procesos integrados

Cuando se requiere alcanzar niveles muy rigurosos para la descarga de aguas residuales oleosas, los procesos integrados o híbridos ofrecen una solución viable para este propósito.

Algunas veces, un proceso de membrana por sí sólo no es suficiente para la separación del aceite emulsificado, en tales situaciones un proceso híbrido base membrana puede ser una alternativa apropiada a fin extender la vida de la membrana. Los procesos de membrana se pueden integrar dentro de un tratamiento que combine diversas etapas (Benito *et al.*, 1998).

Los procesos híbridos base membrana se pueden clasificar como sigue (Benito *et al.*, 1998):

1. Proceso híbrido de membrana con pretratamiento mecánico de la alimentación.
2. Proceso híbrido de membrana con pretratamiento químico de la alimentación.
3. Combinación de dos procesos de membrana.
4. Reactores químicos de membrana.
5. Procesos de membrana como parte de una planta.

2. METODOLOGIA

2.1 PLAN EXPERIMENTAL

En el siguiente diagrama de flujo se muestra el plan experimental que se llevó a cabo:

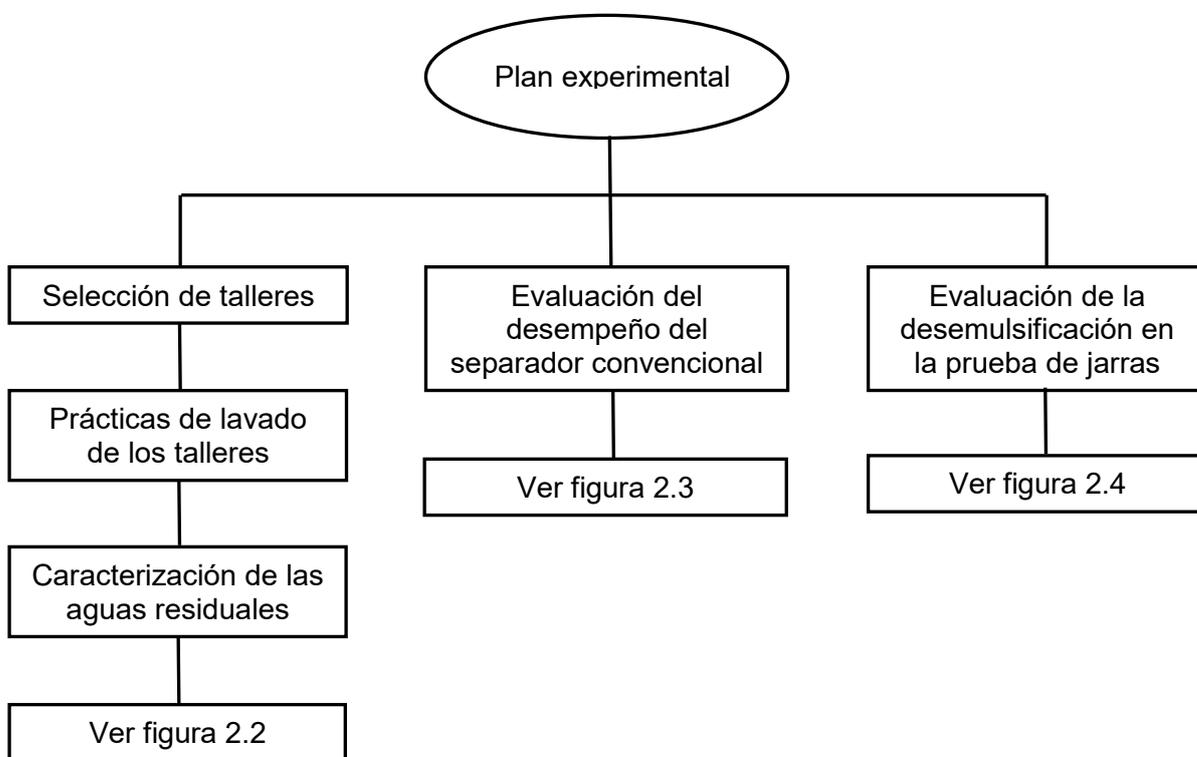


Figura 2.1 Diseño del plan experimental general

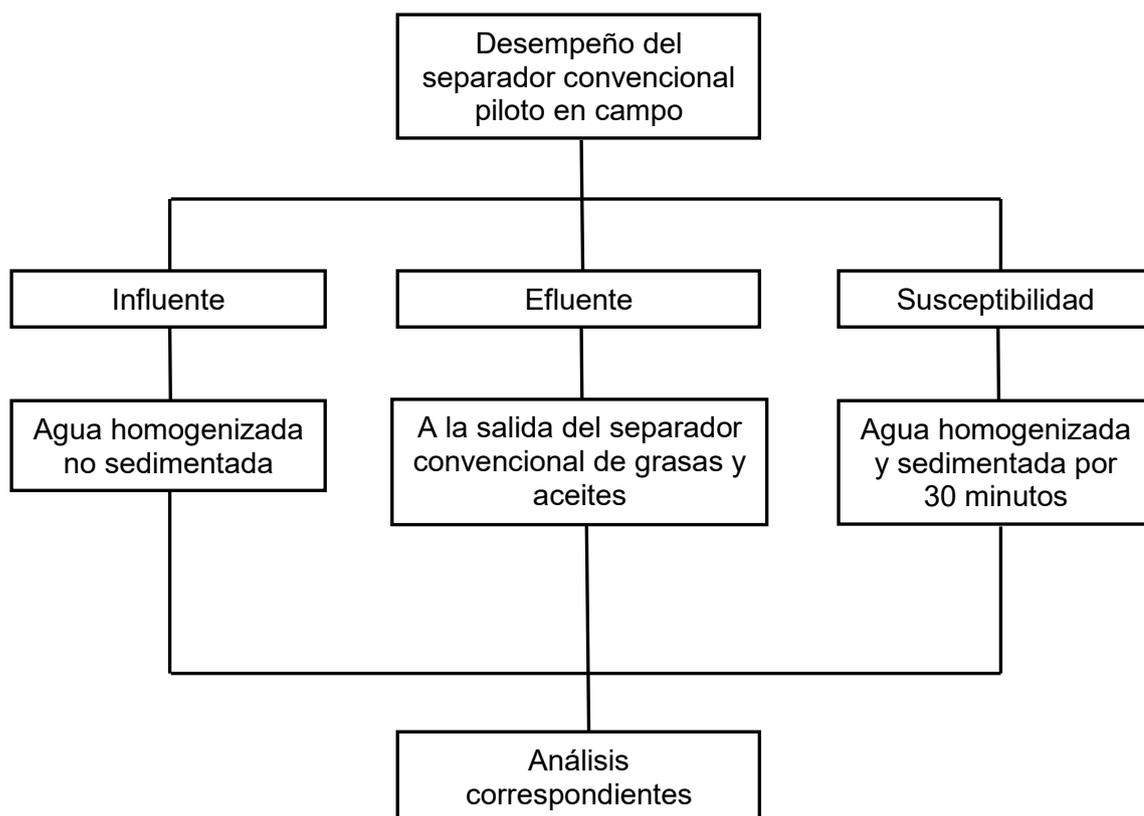


Figura 2.2 Diseño experimental de la evaluación del desempeño del separador convencional en campo

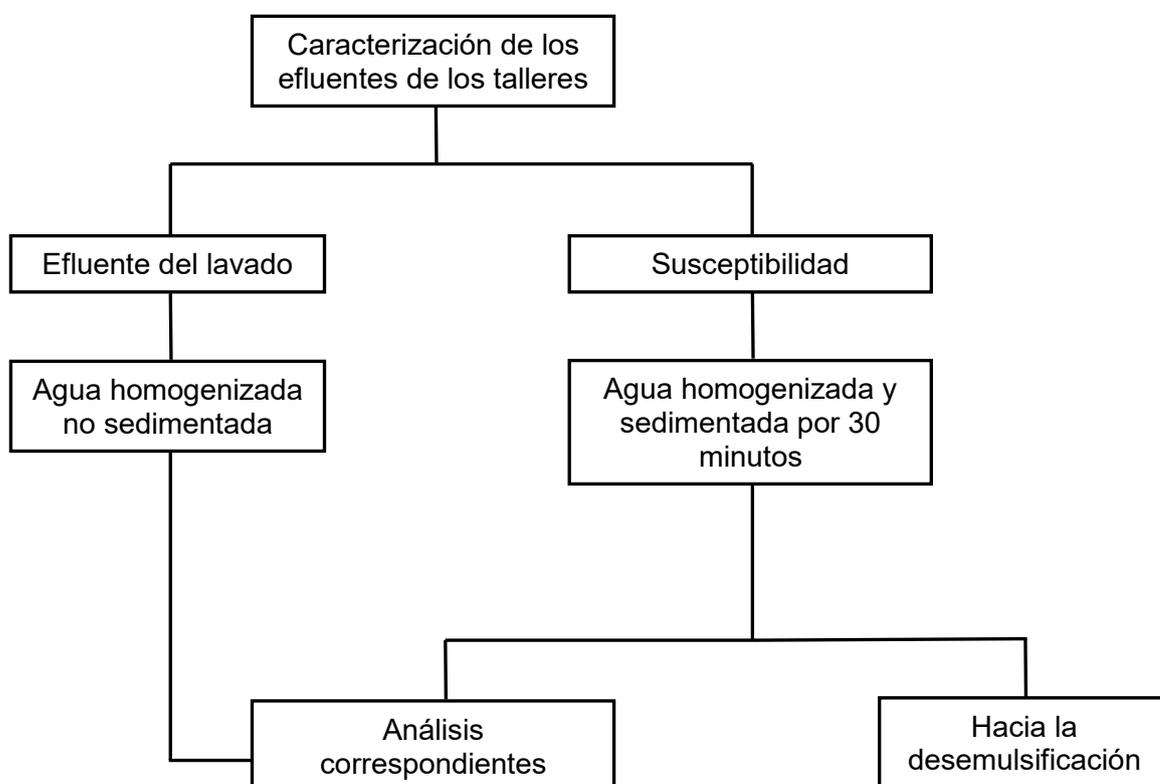


Figura 2.3 Diseño experimental de la caracterización de los efluentes de los talleres

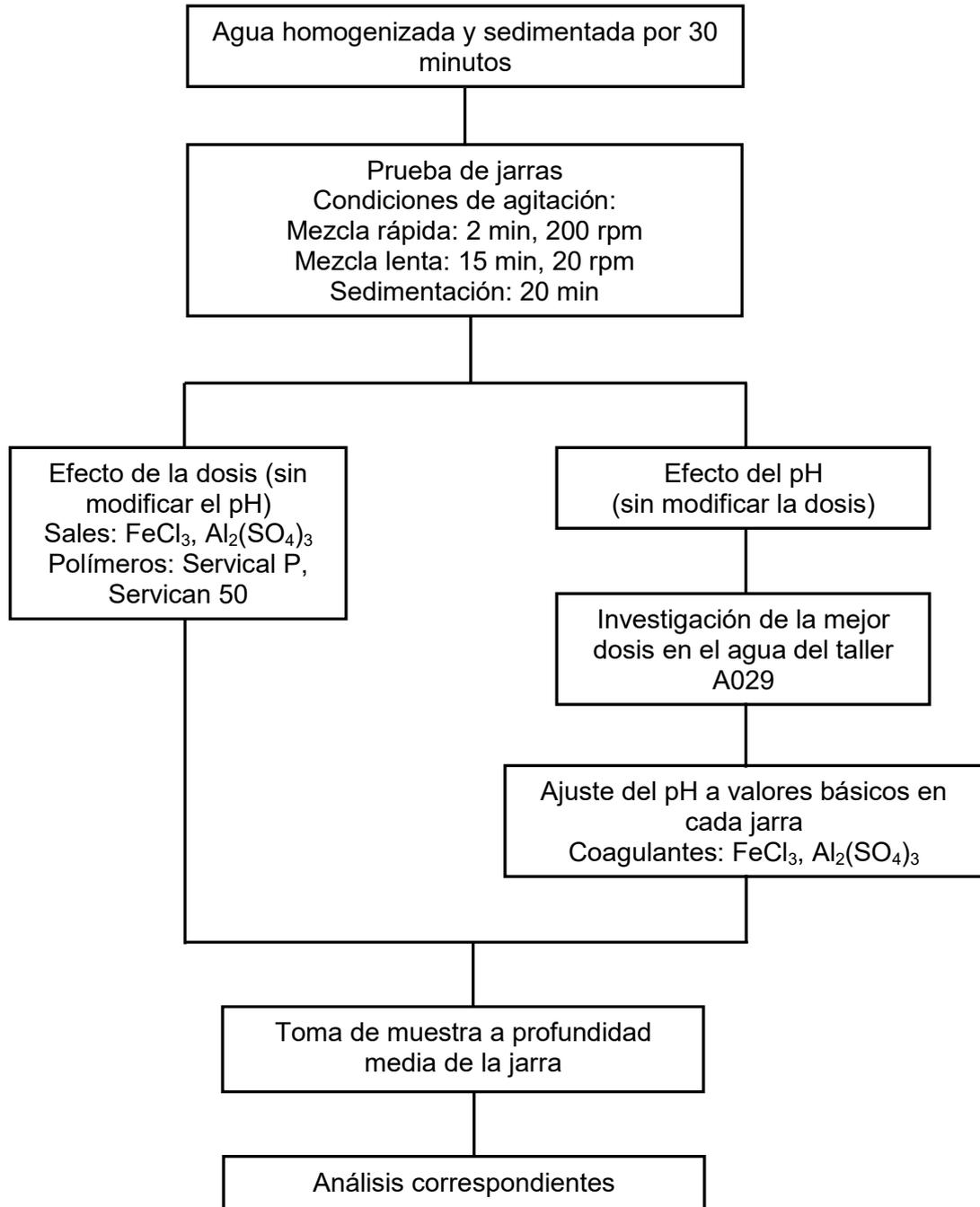


Figura 2.4 Evaluación de la desemulsificación en la prueba de jarras en el laboratorio

2.2 SELECCIÓN DE LOS TALLERES

La selección de los talleres para la caracterización de sus aguas residuales y evaluación del rompimiento de emulsiones en la prueba de jarras se realizó con base en los siguientes criterios:

1. Talleres que se encuentren dentro de un conjunto que fue seleccionado en un trabajo de tesis previo (López, 2002), los cuales a su vez fueron elegidos con base en un gran número de visitas efectuadas a estos establecimientos y por la representatividad de las actividades de lavado que realizan.
2. Número de clientes atendidos en los talleres, ya que es un indicativo directo del volumen de agua residual oleosa generada por la operación de lavado.
3. El lavado de diferentes tipos de vehículos que incluye automóviles, camionetas, tractocamiones, camiones y autobuses de pasajeros.
4. Que empleen sistemas hidráulicos, aspersores de soluciones jabonosas, pistolas que puedan expeler agua con una alta presión facilitando el desprendimiento de los lodos de tierra adheridos al chasis de los vehículos automotores.
5. Diferentes niveles de concentración de contaminantes en el agua residual generada durante el lavado, ubicándose principalmente en dos casos: a) automóviles y camionetas (aguas menos contaminadas) b) tractocamiones, camiones y autobuses de pasajeros (aguas más contaminadas).

A partir de estos criterios se seleccionaron un total de cuatro talleres de los cuales en dos se lavan automóviles y camionetas y en los otros dos tractocamiones, camiones y autobuses de pasajeros.

No se consideró a los servicios de lavado automático porque existe un número muy reducido de ellos, es decir, no son característicos en la ciudad de Toluca y

por lo tanto no son la principal fuente que cubre la demanda de lavado vehicular (López, 2002).

En lo sucesivo de este trabajo, el término taller se referirá a un establecimiento donde se efectúan operaciones de lavado y engrasado de cualquier tipo de vehículo automotor cuyo suministro de energía necesaria para desplazarse se obtenga a partir de combustibles como la gasolina, gas o diesel.

2.3 PRÁCTICAS DE LAVADO DE LOS TALLERES

Los aspectos principales que caracterizan a los talleres de lavado y engrasado de la ciudad de Toluca son la infraestructura para el lavado, el procedimiento empleado y el tipo de vehículos a los que se les realiza el servicio.

A partir de lo anterior se registraron las etapas de lavado, los agentes limpiadores (detergentes y/o desengrasantes) y los dispositivos que son usados (rampas hidráulicas, pistolas a presión). También se indicó si en los talleres se realizan (en su caso) operaciones diferentes al lavado.

2.4 MUESTREOS REALIZADOS

En la tabla 2.1 se indica la frecuencia de muestreo para cada una de las etapas de esta investigación que se ilustraron en la figura 2.1.

Tabla 2.1 Muestreos realizados para el desarrollo experimental

Etapas	Número de muestreos	Clave interna del taller*
Evaluación del desempeño del separador convencional	1	A029
Caracterización de las aguas residuales	6	A029**, A030, A032 y A106
Evaluación de la desmulsificación en la prueba de jarras	5	A029***, A030, A032 y A106

*Asignada previamente (López, 2002) y usada en lo sucesivo ** 3 ocasiones *** 2 ocasiones

En la caracterización de las aguas residuales de los talleres se consideraron los efluentes que se generan durante el lavado y adicionalmente, para la evaluación del desempeño del separador convencional piloto, se tomaron diversas muestras en la entrada y salida de ésta unidad. Para las pruebas de desemeulsificación, se empleó el agua que se obtiene tras la prueba de susceptibilidad (agua presedimentada).

2.4.1 Prueba de susceptibilidad

Este tipo de prueba permite hacer la distinción entre el aceite emulsificado y el aceite libre de una muestra y es recomendada por el A.P.I. como método para predecir la eficiencia de remoción de aceite que se podría obtener si una agua es tratada por un separador convencional.

2.4.1.1 Procedimiento

El procedimiento que desarrollo el A.P.I. consiste en tomar una muestra de agua residual que se coloca dentro de un embudo de separación con capacidad de 6 litros y se deja sedimentar por 30 minutos a una temperatura igual a la del efluente del que proviene.

Después que ha transcurrido el periodo de sedimentación, los sólidos que se encuentren en el fondo del embudo deben ser cuidadosamente desalojados incluyendo cualquier interfase apreciable entre éstos y el agua. Posteriormente, se recolecta la cantidad de agua residual que se requiera para determinar el contenido de aceite. No debe tomarse el agua que se encuentre en la parte superior del embudo puesto que puede contener aceites ligeros que se encuentren flotando como consecuencia de la sedimentación.

La cantidad de aceite por unidad de volumen que resulte en el análisis de la muestra representa el aceite emulsificado que no puede ser removido por un

separador convencional de grasas y aceites y que por lo tanto necesita de algún tratamiento adicional para su eliminación.

2.4.1.2 Modificación al método original del A.P.I.

En esencia, el método del A.P.I. enfatiza que el agua debe estar en un contenedor que permita que actúe la fuerza de gravedad sin ninguna perturbación externa, y en este caso ya que no se disponía del embudo de separación, en su lugar se usó una tina de 80 litros, la cual se ubicó en una posición que permitiera la extracción del agua residual con el extremo de una manguera sumergida a una profundidad media después de que había concluido el tiempo de sedimentación de 30 minutos. Adicionalmente, un mayor volumen permitió también disponer de suficiente agua presedimentada para realizar las pruebas subsecuentes de jarras.

2.5 EVALUACIÓN DEL DESEMPEÑO DEL SEPARADOR CONVENCIONAL PILOTO EN CAMPO

La evaluación del desempeño de un separador convencional piloto a escala de laboratorio ya ha sido llevada a cabo con diferentes condiciones hidrodinámicas y de calidad de agua residual reconstituida (López, 2002). Con base en ello, se construyó un separador convencional piloto en un taller de la ciudad de Toluca, el cual tiene un diseño similar, pero con la diferencia de que las aguas residuales que trata son las que provienen directamente del lavado de los vehículos y por lo tanto, contienen compuestos adicionales al aceite como jabones y sólidos. El plano del separador se muestra en la figura 2.5.

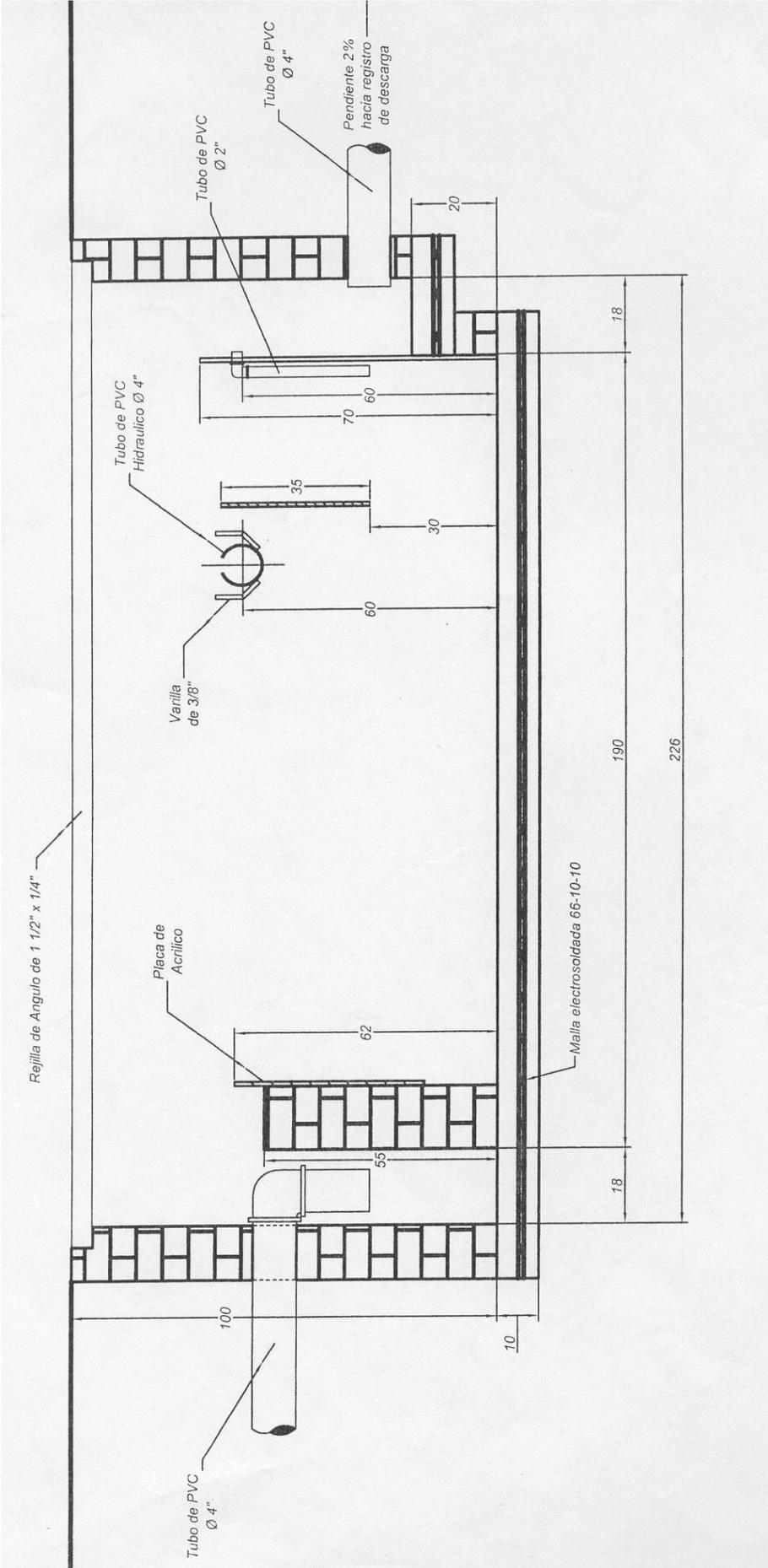


Figura 2.5 Plano del separador convencional de grasas y aceites instalado en el taller A029

2.5.1 Toma de muestras

Para la evaluación del desempeño del separador (figura 2.5) el agua fue colectada con ayuda de un tubo de pvc cortado longitudinalmente, colocado justo al término del declive del piso de concreto donde se encuentra el registro del taller. El tubo fue inclinado para dirigir el agua proveniente del lavado de los vehículos hacia uno de sus extremos y llenar continuamente un frasco de vidrio transparente, posteriormente se vaciaba su contenido en una cubeta de plástico de 20 litros. Antes de comenzar a llenar el frasco nuevamente, se dejó un intervalo entre 30 y 40 segundos.

Una vez terminado el ciclo de lavado, el agua contenida en la cubeta se mezcló para homogenizarla y llenar dos frascos de vidrio correspondientes al influente del separador. El agua restante en la cubeta se transfirió a un embudo de separación para efectuar la prueba de susceptibilidad (A.P.I., 1990).

Justo a la salida del separador antes de que el agua tratada se dirigiera a la tubería que conduce al alcantarillado, se tomaron muestras a una profundidad media de la unidad y se sometieron a los análisis que se indican en la tabla 2.2 de este capítulo.

El procedimiento descrito fue realizado a cada hora durante un periodo de 4 horas cuando la carga de trabajo fue continua.

2.6 CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LOS TALLERES

Para la determinación de las características base de las aguas residuales de los talleres se requirieron dos tipos de muestra, los cuales fueron: una muestra entera (sin sedimentar) y otra llamada de “susceptibilidad” que es la muestra presedimentada (sin aceite libre).

El procedimiento comenzó colectando agua con ayuda de un tubo de pvc, como se describió en el punto 2.5, hasta que se llenó una tina de aproximadamente 80

litros. Al término del llenado de la misma, se mezcló para homogenizarla y posteriormente se recolectaron 2 litros de agua para llenar 2 frascos de vidrio para los análisis del efluente generado en el taller.

El resto del agua que permaneció en la tina se sometió a la prueba de susceptibilidad (descrita en el apartado 2.4.1). Después de que concluyó el tiempo de 30 minutos, un volumen de 2 litros de agua se destinó a los análisis y el sobrante se utilizó para la evaluación de la desemulsificación en la prueba de jarras.

2.7 EVALUACIÓN DEL PROCESO DE DESEMULSIFICACIÓN EN LA PRUEBA DE JARRAS

El agua de las muestras presedimentadas fue la que se evaluó en esta prueba. Una presedimentación antes del tratamiento es un procedimiento que ya ha sido empleado por otros autores (Jaouani *et al.*, 2005) con la finalidad de evaluar el efecto que tienen los coagulantes únicamente en la materia que se encuentra en forma emulsificada en las aguas residuales oleosas.

El agua proveniente de la prueba de susceptibilidad de cada taller se trasladó en 3 garrafones de capacidad de 20 litros hasta la Facultad de Química de la UAEM donde se encontraba el aparato de prueba de jarras para llevar a cabo la evaluación de la desemulsificación.

Las pruebas efectuadas en las jarras incluyeron la evaluación del efecto de la dosis de 4 coagulantes preseleccionados y del pH en la desemulsificación.

2.7.1 Coagulantes seleccionados

Los coagulantes utilizados fueron dos sales metálicas y dos polímeros (un orgánico y un inorgánico). Las sales de cloruro férrico ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) y sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) tienen calidad grado reactivo y para su aplicación se requirió

preparar soluciones de cada una de ellas. Los polímeros recomendados por un proveedor para el tratamiento de aguas residuales oleosas fueron el servican 50 y el servical P.

El servican 50 es una solución de cloruro de polidialil dimetil amonio (PDADMAC) con una coloración ligeramente amarillenta. Su densidad de carga es independiente del pH, esta característica le otorga en principio la propiedad de ser efectivo incluso a valores de pH altos como los que se dan en ablandamiento con cal (Dentel, 1991).

El servical P es una solución de hidroxiclорuro de aluminio con una alta proporción de aluminio a cloruro. El pH de la solución está en función de las concentraciones que se preparan durante su fabricación, y generalmente tiende a valores moderadamente ácidos.

Con ambos polímeros se debió preparar una solución en agua destilada antes de su aplicación.

En el anexo I se presentan las hojas de seguridad del servican 50 y el servical P.

2.7.2 Preparación de reactivos

Para llevar a cabo las pruebas de desemeulsificación en cada uno de los talleres, se prepararon soluciones frescas de las sales metálicas y de los polímeros con un día de anticipación.

2.7.2.1 Sales metálicas

Las concentraciones de las sales se modificaron según lo demandó la calidad observable del agua tratada en las pruebas preliminares realizadas con los efluentes de los talleres, sin embargo, inicialmente se establecieron como sigue:

Cloruro férrico. Se prepararon dos soluciones de cloruro férrico hexahidratado ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) a concentraciones de 0.2 y 0.25 M pesando 5.41 y 6.76 gramos, respectivamente y después se aforó en cada caso a 100 mL con agua destilada.

Sulfato de aluminio. Las concentraciones normales de las soluciones de sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) fueron 0.15 y 0.2 M, para esto se pesaron 5.13 y 6.84 gramos, respectivamente, posteriormente se transfirieron estas cantidades a un matraz y se aforaron con agua destilada hasta llegar a un volumen de 100 mL.

El hecho de tener dos concentraciones diferentes disponibles permite que durante la dosificación se apliquen volúmenes pequeños que no diluyan en exceso al agua residual pero que a su vez representen suficiente cantidad para obtener una buena dispersión en la misma.

2.7.2.2 Polímeros

Debido a su poder de coagulación, los polímeros deben aplicarse muy diluidos así que la concentración inicial dada por el fabricante debió ajustarse para tener no mas del 5% (50,000 mg/L) en la solución madre, la cual se usó en la dosificación.

La fórmula empleada en la preparación de las soluciones fue la siguiente:

$$V_1 C_1 = V_2 C_2$$

Donde:

V_1 = Volumen de la solución polimérica requerido

N_1 = Concentración de la solución polimérica original.

V_2 = Volumen deseado de la solución madre

N_2 = Concentración de la solución madre

Los dos polímeros fueron preparados al 5% y de esta forma, por cada mililitro que se agregue a un litro de agua residual, se tiene un respectivo incremento de 50 mg/L en la dosis.

Antes de usar la solución de los polímeros en la prueba de jarras, ésta debió dejarse madurar por un periodo mínimo de dos horas, de acuerdo a las recomendaciones del distribuidor.

2.7.3 Rangos de dosis de coagulantes evaluados

El rango de dosis que fue evaluado con los 4 coagulantes en el agua sedimentada del primer taller se estableció de acuerdo a las dosis de agentes químicos similares que han sido usadas por otros autores (Al-Malack *et al.*, 1999; Zhu *et al.*, 1997; Pinotti y Zaritzky, 2001) donde obtuvieron una alta remoción en los parámetros que consideraron como: grasas y aceites, DQO total, sólidos suspendidos y turbiedad.

También se consideraron las gráficas y relaciones empíricas que indican la dosis de coagulante necesaria para una desemulsificación efectiva en función de la concentración de aceite emulsificado que se encuentre presente en una muestra de agua (Meysami y Kasaeian, 2005; Pinotti *et al.*, 1997).

A partir de lo anterior, los rangos de dosis evaluados para el tratamiento del agua de los diferentes talleres se establecieron fijando como dosis intermedia del intervalo la que produjo una reducción considerable en la turbiedad.

2.7.4 Prueba de jarras en el laboratorio

Antes de llevar a cabo un tratamiento por coagulación a mayor escala se deben determinar las dosis óptimas de los coagulantes a nivel de laboratorio según ha sido reportado por otros autores (Zhu *et al.*, 1997) y en este caso, antes de que se

podiera llevar a cabo un tratamiento integrado por desemeulsificación–separación en el separador convencional piloto, se debe hacer lo mismo.

Las pruebas se realizaron con un agitador de propelas marca Phipps & Bird que cuenta con iluminación de fondo. Los 6 agitadores del equipo son metálicos con paletas rectangulares planas con velocidad ajustable manualmente. Las jarras del equipo son cuadradas de acrílico y con aforos de 1 y 2 litros.

En cada una de las jarras, se agregaron 1 o 2 litros de agua presedimentada que se homogenizó previamente con agitación moderada mediante una cubeta de 20 litros que se sumergía en una tina de 80 litros. En esta tina, se manejo un volumen inicial de 60 litros provisto por los garrafones con capacidad de 20 litros.

El volumen del agua que se trató en cada una de las jarras, estuvo en función de la cantidad requerida para los análisis, ya que para la determinación de grasas y aceites se necesitó un 1 litro de muestra.

La dosificación de los coagulantes en la prueba de jarras se efectuó con base en la cantidad de solución que se debía suministrar para llegar a la concentración final deseada, sin tomar en cuenta el propio volumen de la solución del coagulante.

Los coagulantes en solución fueron suministrados al mismo tiempo al comienzo de la prueba mediante un arreglo de 6 vasos unidos con un cable semirígido a un soporte de madera. En los vasos, el volumen de coagulante requerido para alcanzar las dosis preestablecidas se agregó con pipetas de diversas graduaciones.

Con el agua presedimentada bajo agitación, se agregó la solución del coagulante correspondiente a cada jarra y se dio inicio a la prueba con un mezclado rápido a una velocidad de 200 rpm, la cual se mantuvo por 2 minutos, posteriormente, la intensidad de agitación se redujo hasta 20 rpm dejándose así por un lapso de 15 minutos. Para permitir la sedimentación de los flóculos formados, se dejó a las jarras intactas por 20 minutos.

Después de que el tiempo de sedimentación concluyó se extrajo con una manguera de ¼" el agua tratada, situando uno de sus extremos a una profundidad media de la jarra mientras se succionaba a través del otro para llenar los envases de plástico de 1 litro y los frascos de vidrio transparente de 1 litro. Estos últimos se ocuparon para determinar la concentración de grasas y aceites y los primeros para el resto de los análisis (pH, turbiedad, DQO y en su caso, sólidos en todas sus formas y SAAM).

También se determinó la consistencia y volumen de lodo producido mediante una inspección visual de las jarras.

2.7.5 Prueba de la variación de pH

El efecto del pH en la remoción del aceite emulsificado está en función del tipo de agua residual que este siendo tratada. Ha sido reportado por algunos autores que la reducción de la concentración de aceite es más sensible a la variación del pH que a la dosis del coagulante (Al-Shamrani *et al.*, 2002b), mientras que otros investigadores han concluido lo contrario (Kamel, 1978).

Para determinar la influencia que tiene el pH en el tratamiento por coagulación de las aguas residuales generadas en los talleres de lavado y engrasado se consideraron únicamente a las sales metálicas.

Se efectuó una corrida con diferentes dosis en el agitador de propelas con el agua presedimentada sin modificar su valor original de pH y bajo las condiciones de mezcla y tiempo de sedimentación descritas anteriormente. Posteriormente, la dosis que produjera la mayor claridad en el agua tratada fue la que se eligió para la prueba con el propósito de investigar si se podría reducir aún más la concentración remanente de las grasas y aceites y de la DQO total, así como la turbiedad del agua.

En cada jarra el pH fue ajustado a valores básicos con una solución de hidróxido de sodio (NaOH) de concentración 4 molar, la cual se preparó con 16 gramos de

este reactivo disolviéndolos con agua destilada hasta completar un volumen de 100 mL. Un mililitro de ésta solución incrementó aproximadamente en una unidad el pH original de 1 litro de agua presedimentada, esto permitió establecer los volúmenes iniciales que se deberían agregar en cada jarra antes de comenzar con la dosificación de los coagulantes.

2.8 DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS

En la tabla 2.2 se muestran los análisis realizados a las muestras en cada una de las etapas del proyecto.

Tabla 2.2 Determinación de parámetros en el proyecto

Etapa Parámetro	Evaluación del desempeño del separador convencional piloto			Caracterización de los efluentes de los talleres		Evaluación del rompimiento de emulsiones en la prueba de jarras
	Influyente	Efluente	Susc	Efluente	Susc	Agua tratada
Grasas y aceites	Si	Si	Si	Si	Si	Si**
DQO total	Si	Si	No	Si	Si	Si***
DQO soluble	No	No	No	Si	Si	No
STT, SST, SDT, SSV, SSF, SDV, SDF	Si	Si	No	Si	Si	Si**
pH	Si	Si	No	Si	Si	Si
Conductividad	Si	Si	No	No	No	No
SAAM	No	No	Si	Si*	Si*	Si (algunas jarras)
Turbiedad	No	No	No	Si	Si	Si

Si: Determinado No: No determinado Si*: Solo algunos talleres Susc: Susceptibilidad

Si**: En la gran mayoría de las jarras Si***: Casi todas las jarras

2.8.1 Procedimiento de determinación

El procedimiento resumido para la determinación de los parámetros se describe a continuación:

Grasas y aceites. La muestra de agua residual se filtra con un medio de tierra de diatomeas y después se extrae en un Soxhlet empleando hexano como disolvente. Después de 4 horas de extracción, se evapora el hexano y se pesa el residuo contenido en el matraz para determinar la concentración de grasas y aceites (APHA–AWWA–WPCF, 1989).

DQO total. La materia orgánica e inorgánica del agua se oxida con una mezcla de ácido crómico y sulfúrico que se encuentra en ebullición por un periodo de 2 horas dentro de un tubo de digestión, después de transcurrido este tiempo se realiza una medición espectrofotométrica (APHA–AWWA–WPCF, 1989).

DQO soluble. El agua residual se hace pasar a través de un filtro de 0.45 μm y después se determina del mismo modo que la DQO total.

SAAM. La reacción de los surfactantes con el azul de metileno conduce a la formación de un par iónico que es extraído en 3 ocasiones del medio acuoso con cloroformo. En la fase orgánica se produce un color azul, el cual es susceptible de medirse por espectrofotometría a 652 nm (APHA–AWWA–WPCF, 1989).

Sólidos totales totales. Un volumen de 25 mL se pone en un capsula a peso constante y se evapora el agua a una temperatura entre 103–105°C. La diferencia entre el peso de la cápsula con el residuo y la cápsula vacía corresponde a los sólidos totales (APHA – AWWA – WPCF, 1989).

Sólidos suspendidos totales. El agua residual se pasa a través de un filtro de fibra de vidrio que yace en un crisol de porcelana, y posteriormente, ésta se seca a una temperatura entre 103–105°C. La diferencia entre el peso del crisol con el filtro más el residuo y el crisol con el filtro representa a los sólidos suspendidos totales (APHA–AWWA–WPCF, 1989).

Sólidos fijos y volátiles. El residuo de la cápsula en la determinación de “sólidos totales totales” y de “sólidos suspendidos totales” se incinera a una temperatura de $550 \pm 50^{\circ}\text{C}$, los cuales representan la fracción fija en cuestión, mientras que la pérdida de peso corresponde a la fracción volátil (APHA–AWWA–WPCF, 1989). Las fracciones de los sólidos disueltos volátiles se obtienen de la diferencia entre las fracciones correspondientes de los sólidos totales totales y los sólidos suspendidos totales.

Turbiedad. Se llenó una celda limpia con el agua residual hasta el aforo de 25 mL y se introdujo en un espectrofotómetro “HACH DR/2000–Direct–Reading–Spectrophotometer” (previamente ajustado para ésta determinación) para obtener el valor de la turbiedad.

Conductividad. Antes de llevar a cabo la determinación de este parámetro en un conjunto de muestras, se realizó una calibración del electrodo del instrumento medidor electroquímico sumergiéndolo en una solución patrón de cloruro de potasio (KCl). Posteriormente, la muestra que se deseaba analizar se homogenizaba mediante una agitación moderada y se introducía en ella el electrodo. El valor de la conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) considerado fue aquel se mostraba en la pantalla del instrumento después de que se había estabilizado.

pH. Para llevar a cabo la determinación de este parámetro en un conjunto de muestras, primero se calibró el instrumento medidor electroquímico con soluciones comerciales amortiguadoras de pH de valores 4, 7 y 10. La muestra que se deseaba analizar se homogenizó mediante una agitación moderada y se introdujo en ella el electrodo. El valor del pH considerado fue aquel se mostraba en la pantalla del instrumento después de que se había estabilizado.

El pH en la sección “2.7.5 Prueba de la variación de pH” se midió con un potenciómetro HANNA instruments H1 9811 pH–EC–TDS METER, y para las demás muestras se usó un medidor electroquímico marca CIBA–CORNING modelo M90. La conductividad también se determinó con éste instrumento.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 MODOS DE OPERACIÓN DEL LAVADO VEHICULAR EFECTUADO EN LOS TALLERES

En la tabla 3.1 se indican los talleres que fueron evaluados dando una descripción general de los vehículos que lavan, el tipo de desengrasante empleado, la operación de lavado y la clave interna del taller.

Tabla 3.1 Características en las prácticas de lavado realizadas en los talleres

Clave interna del taller	Operaciones que realizan	Observaciones
A029	Lavado y engrasado, ocasionalmente cambio de aceite	Para el lavado se emplea una rampa hidráulica y se aplica un desengrasante (agentes alcalinos con disolventes orgánicos); después se enjuaga con pistolas de agua a presión. En este taller se lavan microbuses, camionetas y automóviles
A030	Lavado y engrasado, ocasionalmente cambio de aceite	Se usan rampas hidráulicas para el lavado de automóviles y camionetas. El tiempo de enjuague después de la aplicación de una solución de un detergente doméstico (surfactante aniónico lineal) es generalmente mayor al del taller A029
A032	Lavado y engrasado	Predomina el lavado de tractocamiones y algunos autobuses de pasajeros proporcionado con rampas hidráulicas. Se emplea diesel y un detergente doméstico (surfactante aniónico lineal). El tiempo de lavado para los tractocamiones se puede extender hasta 3 horas.
A106	Lavado y engrasado	Prevalece un poco el lavado de autobuses de pasajeros y camiones de carga que los tractocamiones. Se usan rampas hidráulicas y como limpiador un detergente doméstico.

Otras características que se percibieron por simple inspección durante el proceso de lavado efectuado en los talleres se describen enseguida:

- El tiempo de enjuague en el taller A030 es generalmente mayor, ya que el uso de un detergente doméstico posee menor poder de limpieza que el desengrasante del taller A029.

- Una pequeña fracción del lubricante de las rampas hidráulicas también se escurre durante el proceso de lavado y contribuye a la contaminación del efluente.
- El último componente lavado de los vehículos fue el motor de donde se desprenden fluidos de composición variada (anticongelantes).
- Las pistolas que arrojan agua a presión y que son accionadas con aire, en el taller A106, poseen una relación de agua–aire que es menor a la del taller A032, ello implica un mayor gasto de agua en este último establecimiento.
- El único taller que usa diesel como desengrasante previo a la aplicación del detergente es el A032, sin embargo, una parte del diesel se recupera en la entrada de su separador y vuelve a reusarse en lavados posteriores.
- Generalmente, en el taller A032 y A106 se realiza un prelavado únicamente con agua antes de la aplicación de los limpiadores, eso permite en primera instancia la remoción de la tierra o polvo que se encuentran menos ligados al chasis. En su caso ese mismo procedimiento también se lleva a cabo en el taller A029 cuando se lavan microbuses.
- Las soluciones jabonosas se aplican con la acción del aire suministrado por una compresora de modo que se esparzan sobre una mayor superficie.

3.2 CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LOS TALLERES DE LAVADO Y ENGRASADO

La caracterización de las aguas residuales de los talleres de lavado y engrasado consideró primeramente la evaluación del separador convencional piloto y posteriormente una evaluación de los efluentes de distintos talleres, incluyendo la prueba de susceptibilidad. Los resultados se discuten en las siguientes secciones.

En primera instancia, se presentan en la tabla 3.2, las características del agua residual del taller A029, a la entrada y salida del separador piloto.

Tabla 3.2 Resultados de evaluación del separador piloto en campo

Hora	Aceites y grasas (mg/L)			DQO total (mg/L)			SDT (mg/L)			SDV (%)			SST (mg/L)			pH		Conductividad (µS/cm)		SAAM (mg/L)
	Inf	Efl	%R	Inf	Efl	%R	Inf	Efl	%R	Inf	Efl	%R**	Inf	Efl	%R	Inf	Efl	Inf	Efl	Susc.
1	956	69	93%	5540	965	83%	1447	748	48%	27%	31%	40%	4790	107	98%	7.8	8.0	1022	776	25.8
2	914	150	84%	5775	1085	81%	1288	787	39%	34%	27%	50%	2790	515	82%	7.7	7.6	602	723	33.8
3	1537	172	89%	1256*	6960	1040	1610	819	49%	47%	35%	62%	3665	550	85%	8.5	7.7	1070	812	35.8
4	404	180	55%	204	2320	1195	905	675	25%	29%	27%	32%	4130	510	88%	8.0	7.3	517	766	18.2
Promedio	953	143	80%	185	5149	1071	1313	757	40%	34%	30%	46%	3844	421	88%	8.0	7.7	803	769	28.4
Mínimo	404	69	55%	156	2320	965	905	675	25%	27%	27%	32%	2790	107	82%	7.7	7.3	517	723	18.2
Máximo	1537	180	93%	204	6960	1195	1610	819	49%	47%	35%	62%	4790	550	98%	8.5	8.0	1070	812	35.8

Inf: Influyente; Efl: Efluente; %R: Porcentaje de remoción; Susc.: Muestra de la prueba de susceptibilidad

*: Muestra puntual muy emulsificada **: Remoción calculada con base en las concentraciones en mg/L

Algunos de los resultados que se indican en la tabla son representados gráficamente en la figura 3.1.

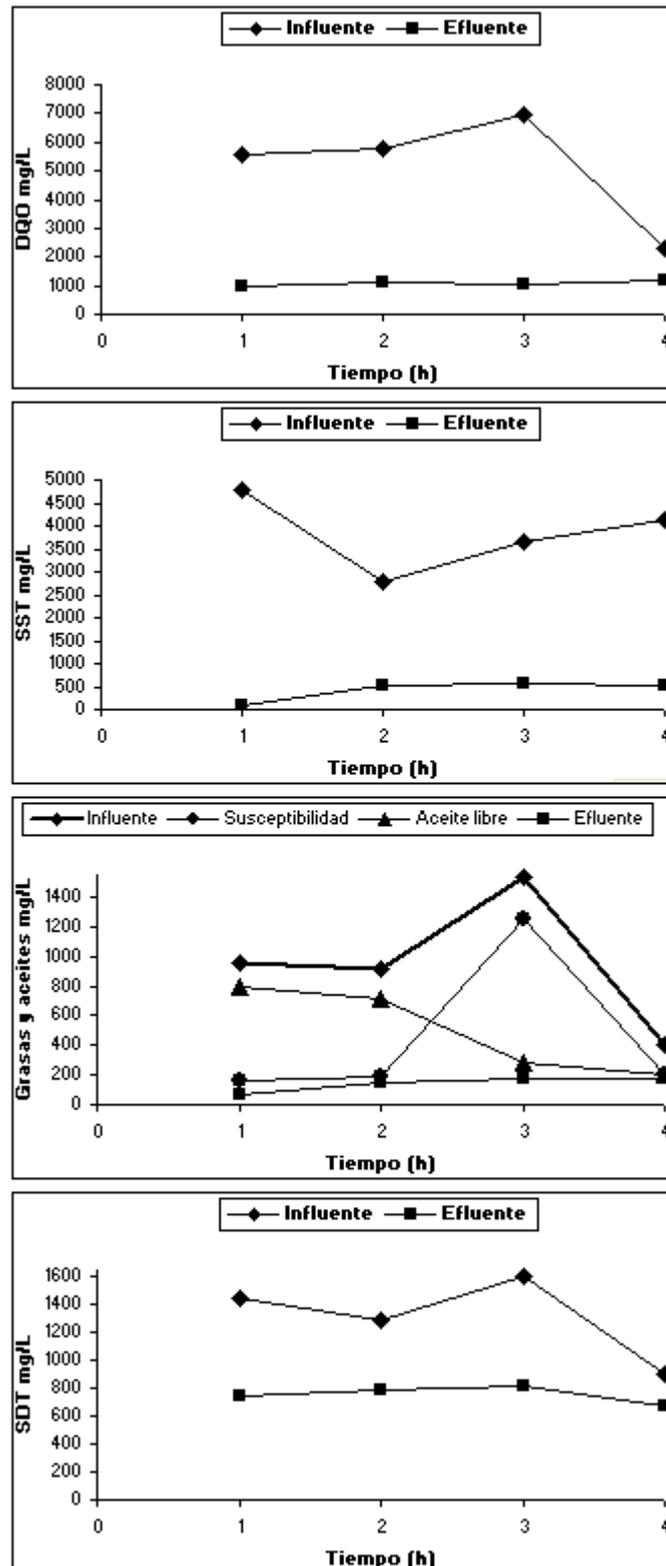


Figura 3.1 DQO total, sólidos suspendidos totales, grasas y aceites y sólidos disueltos totales en el influente y efluente del separador en campo.

Del análisis de la tabla 3.2 y de la figura 3.1, se nota que:

1. Los rangos de concentración de los efluentes del taller A029 mostraron la variabilidad que se presenta en cada momento en la composición del agua residual de los talleres y en este caso se pueden resumir como sigue:
 - Grasas y aceites totales: 404–1537 mg/L
 - Grasas y aceites libres (Sin tomar en cuenta la alta concentración de la muestra altamente emulsificada): 200–800 mg/L
 - DQO total: 2320–6960 mg/L
 - Sólidos totales: 4078–6237 mg/L
 - Sólidos suspendidos totales: 2790–4790 mg/L
 - Sólidos disueltos totales: 905–1610 mg/L
 - pH: 7.7–8.5
 - Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$): 517–1070 mg/L
 - SAAM: 18.2–35.8 mg/L
2. Las aguas residuales producidas en el lavado se caracterizaron por su contenido de grasas y aceites, DQO y sólidos totales. El pH ligeramente básico y la conductividad son típicos de los rangos encontrados en las aguas residuales municipales (Caceres, 1993). Los sólidos totales estuvieron conformados principalmente por su forma suspendida, esto se explica principalmente por la fuerte abundancia de los lodos de tierra adheridos a los chasis de los automóviles.
3. El separador logró reducir, en promedio, las grasas y aceites de 953 mg/L a 143 mg/L, los sólidos suspendidos totales de 3844 mg/L a 421 mg/L y la DQO de 5149 mg/L a 1071 mg/L. Entonces, en términos de porcentajes el separador convencional tuvo un desempeño con una remoción promedio de 80% en cuanto a los aceites, 88% en los sólidos suspendidos y 74% en la DQO. En un trabajo anterior (López, 2002) la máxima remoción lograda por el separador con una agua residual reconstituida sin la presencia de surfactantes fue de 92%, este valor es comparable con el 80% del separador convencional

piloto instalado en la ciudad de Toluca que opera con aguas residuales reales. Hubo una reducción significativa de los sólidos disueltos totales (40% en promedio), lo cual generalmente no ocurre en los sedimentadores o separadores convencionales de grasas y aceites. Lo observado en este caso podría explicarse como la adsorción de algunos compuestos orgánicos disueltos, como los surfactantes e hidrocarburos, en los sólidos y su simultánea remoción por sedimentación. Esto concuerda con la reducción mostrada en el promedio de la proporción de volátiles en los sólidos disueltos, desde 34% en el influente hasta 30% en el efluente (tabla 3.2).

4. A pesar de la eficiencia de remoción de 80% logrado por el separador convencional, los niveles residuales de aceites en el efluente, en 3 de los 4 muestreos realizados (150, 172 y 180 mg/L), no alcanzan el límite instantáneo que se establece en la norma NOM-002-ECOL-1996 (D.O.F., 1996). Los límites máximos permisibles de varios parámetros establecidos en esta norma se indican en el anexo IV. También, la concentración promedio (185 mg/L) del parámetro grasas y aceites en el agua resultante de la prueba de susceptibilidad indica que la dificultad de conseguir concentraciones menores a 100 mg/L no se debe a una deficiencia del separador convencional, más bien a que se tiene aceite emulsificado que no se remueve por simple gravedad en estas unidades. A pesar de ello, los valores obtenidos en el influente y en la prueba de susceptibilidad indican que solamente ocurre una remoción parcial. El desempeño del separador está más bien limitado por la concentración de aceite emulsificado del agua generada durante el lavado.
5. La concentración de SAAM de la tabla 3.2 es la que se obtiene del agua tratada con la prueba de susceptibilidad. Los valores obtenidos son mayores a los que se encuentran típicamente en las aguas residuales municipales, los cuales oscilan entre 1 y 20 mg/L (APHA-AWWA-WPCF, 1989).
6. El separador convencional logra bajar la DQO total de 5149 mg/L promedio en el influente a 1071 mg/L en el efluente, lo que representa un porcentaje de remoción del 74%. Sin embargo, el nivel residual no es satisfactorio para un posible reuso. Para cumplir con la normatividad de descarga al alcantarillado

se requeriría uno o varios tratamientos adicionales y aún así podría ser insuficiente para producir un agua reusable. Un valor alto de DQO favorece la generación de malos olores durante el almacenamiento de agua y a su vez representaría un obstáculo en la cultura de reuso de agua en los talleres. En estas condiciones para que se pudiera reutilizar el agua en los talleres de lavado y engrasado se requeriría de un tratamiento adicional que permita bajar aún más el nivel de DQO (1,071 mg/L). La ultrafiltración es una opción que permite una operación en continuo y que ha sido evaluada en el tratamiento de aguas residuales oleosas produciendo buenos resultados (Benito *et al.*, 1998)

La variante de pretratamiento que se exploró en este trabajo es el rompimiento de emulsiones, cuyos resultados mostrarán que es un medio viable en la reducción de los niveles de DQO.

En la tabla 3.3 se agrupa una serie de resultados que muestran las características del agua residual de los talleres A030, A032, A106 y los 3 muestreos realizados en el taller A029, antes de cualquier pretratamiento y en la muestra resultante de la prueba de susceptibilidad. La muestra de susceptibilidad (susc) está constituida por el agua que ha sido tomada después de decantarla *in situ* durante 30 minutos para remover el aceite libre y los sólidos sedimentables.

Tabla 3.3 Características de las aguas residuales de los talleres evaluados

Clave del taller Parámetro		A029	A029	A030	A032	A106	A029			
		p. m.	s. m.				t. m.			
pH	Susc	N.D.	7.4	7.3	7.6	7.5	8.0	7.56	0,270	7.3–8.0
	Efluente	8.0	7.4	7.3	N.D.	N.D.	N.D.	7.57	0,379	7.3–8.0
DQO total (mg/L)	Susc	N.D.	900	770	1270	1340	1200	1096	248	770–1340
	Efluente	5149	3090	4585	8350	2940	4070	4697	1981	2940–8350
DQO soluble (mg/L)	Susc	N.D.	462	390	600	390	736	516	150	390–736
	Efluente	N.D.	570	430	900	400	990	658	272	400–990
Grasas y aceites (mg/L)	Susc	185	419	173	477	411	318	328	127	173–477
	Efluente	953	1344	2877	4855	1832	1906	2295	1412	953–4855
Turbiedad UNT	Susc	N.D.	750	570	1420	1180	830	950	344	570–1420
	Efluente	N.D.	1690	1920	3770	1500	1490	2074	964	1490–3770
SAAM (mg/L)	Susc	28.4	5.62	N.D.	11.61	10.99	N.D.	14.16	9.87	5.62–28.4
	Efluente	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	9.25	N.D.	9.25	–	–
STT (mg/L)	Susc	N.D.	1299	1328	982	945	1164	1144	176	945–1328
	Efluente	5156	5292	7015	7329	4420	3994	5534	1359	3994–7329
SST (mg/L)	Susc	N.D.	596	250	460	632	470	482	150	250–632
	Efluente	3844	3935	5778	5460	3388	3082	4248	1111	3082–5778
SDT (mg/L)	Susc	N.D.	703	1078	522	313	694	662	282	313–1078
	Efluente	1313	1357	1237	1869	1032	912	1278	332	912–1869
SDV (mg/L)	Susc	N.D.	206	468	159	186	225	249	125	159–468
	Efluente	462	455	695	768	372	300	509	184	300–768
<i>N.D. = no determinado p.m. = primer muestreo s.m. = segundo muestreo t.m. = tercer muestreo Susc = Muestra de la prueba susceptibilidad P = promedio S.D.= desviación estándar</i>								P	S.D.	Rango

El primer muestreo realizado en el taller A029 corresponde a la caracterización del agua residual cruda que se efectuó durante la evaluación del desempeño del separador convencional piloto, mientras que el segundo se realizó para el ensayo en la prueba de jarras, y finalmente, el tercero para estudiar el efecto del pH en el tratamiento por coagulación.

A partir de la tabla 3.3 un análisis más detallado de los talleres se describe a continuación:

1. La concentración más alta de grasas y aceites (4855 mg/L) en el efluente lo presenta el taller A032 y eso se debe al uso de diesel durante el lavado. El diesel es aplicado después de un prelavado a presión con agua sobre las zonas de la carrocería que están más sucias, y después junto con una solución líquida de detergente doméstico se realiza la limpieza, posteriormente se enjuaga formando parte del efluente que pasa a unas trampas de remoción. Siempre que es posible el diesel se recolecta de las trampas y es reutilizado en el proceso de lavado. El alto contenido de grasas y aceites así como de sólidos en este taller provoca a su vez la más alta concentración de DQO total (8350 mg/L) respecto de los otros talleres. La turbiedad en el efluente también fue la más alta debido al impacto que tienen en las aguas el diesel y los sólidos totales.
2. Comparativamente, el taller A106 produce el efluente menos cargado de contaminantes mostrando una concentración de 1832 mg/L de grasas y aceites, 2940 mg/L de DQO, y 4420 mg/L de sólidos totales. En este taller predomina el lavado de autobuses y en menor grado tractocamiones, pero ello no tuvo una relación directa con la calidad del efluente. Aún la turbiedad fue la menor después del valor obtenido en el segundo muestreo del taller A029.
3. En todos los talleres el pH no es un parámetro que tenga variaciones significativas, además no se observaron diferencias entre el efluente y la susceptibilidad de cada taller y es por ello que se optó por determinar el valor del pH solamente en el agua resultante de la prueba de susceptibilidad. Ello

también indica que este parámetro esta en función únicamente de las sustancias que se encuentran disueltas o dispersas. Los valores de pH se situaron dentro de los límites máximos permisibles respecto a la norma NOM-002-ECOL-1996 (D.O.F., 1996).

4. El valor de grasas y aceites más bajo observado en la susceptibilidad lo tuvo el taller A030 y fue de 173 mg/L. Esto se debió a que el agua colectada fue solamente de vehículos y principalmente al tipo de jabón que usan durante el lavado, es decir, a diferencia del taller A029 en el que también predomina el lavado de vehículos pequeños, se usa un detergente doméstico cuyo poder de emulsificación es menor que el de los desengrasantes. Según la experiencia de los dueños de los talleres, un desengrasante tiene la ventaja de requerir periodos de enjuague menores que cuando se aplica cualquier otro detergente, esto indica que la afinidad de los detergentes hacia las grasas y/o aceites es menor que la de los desengrasantes y entonces estos últimos favorecen en mayor grado la formación de emulsiones.

5. En el taller A032 y A106 se lavan principalmente tractocamiones y autobuses, en el primero de ellos preponderan más los tractocamiones y en el segundo los autobuses. A pesar de que en ambos se emplea el mismo detergente doméstico, la concentración de aceite emulsificado en el taller A032 (477 mg/L) es mayor que la observada en el A106 (411 mg/L). A excepción de los sólidos totales y las sustancias activas al azul de metileno (SAAM) determinados en el agua resultante de la prueba de susceptibilidad en ambos talleres, el resto de los parámetros difiere de forma más notoria. Todo ello muestra la particularidad de las aguas de éstos talleres.

6. Los parámetros determinados en el taller A029 son coherentes aún si difieren entre sí. La concentración de sólidos totales fue 5292 mg/L y 3994 mg/L, las grasas y aceites 1344 mg/L y 1906 mg/L, la turbiedad 1690 UNT y 1490 UNT y la DQO total 3090 mg/L y 4070 mg/L, en el segundo y tercer muestreo, respectivamente. Hubo variaciones pero el orden de valores es conservado. Esto muestra que la composición de las aguas residuales es variable en función del tiempo.

7. En cada uno de los talleres, incluyendo los tres muestreos realizados en el A029, la concentración de grasas y aceites en el agua resultante de la prueba de susceptibilidad rebasó el límite instantáneo establecido en la norma NOM-002-ECOL-1996 (D.O.F., 1996). Entonces ni suponiendo un separador convencional ideal de grasas y aceites en los talleres A030, A032 y A106 sería suficiente como tratamiento para cumplir con esta norma.
8. La fracción de DQO que atraviesa un tamaño de poro de 0.45 µm referida como DQO soluble fue variable en cada uno de los talleres incluso en el segundo y tercer muestreo del taller A029. Los aceites ligeros y los detergentes empleados son los que contribuyeron principalmente a la DQO soluble, a pesar de ello no se observa una clara relación entre este parámetro y el de grasas y aceites en las pruebas de susceptibilidad.
9. El parámetro de SAAM se discutirá con más detalle en una sección posterior.

3.2.1 Remoción de DQO, SST y aceites en la prueba de susceptibilidad

En la tabla 3.4 se muestra la remoción que se obtuvo en la prueba de susceptibilidad, la cual es el equivalente de la máxima eficiencia que se podría esperar de un separador convencional de aceite (sin rompimiento de emulsión).

Tabla 3.4 Eficiencias de remoción de DQO total, soluble, SST y grasas y aceites en separación ideal (prueba de susceptibilidad)

Taller \ Parámetro	A029		A030	A032	A106	P	S.D.	Rango
	s.m.	t.m.						
	%R	%R	%R	%R	%R			
DQO total	71	71	83	85	54	73	12.23	54-85
DQO soluble	19	26	9	33	3	18	12.35	3-26
SST	85	85	96	92	81	88	5.83	81-96
Grasas y aceites	69	83	94	90	78	83	9.94	69-94
<i>P = promedio S.D. = desviación estándar %R = Porcentaje de remoción s.m. = segundo muestreo t.m. = tercer muestreo</i>								

A partir de la tabla 3.4, se observa lo siguiente:

1. El contaminante que más se redujo en la prueba de susceptibilidad fue el de grasas y aceites produciendo, en promedio, una remoción del 88%. Inmediatamente después de los aceites, los sólidos suspendidos totales son los que se eliminan con mayor eficiencia (83%).
2. La remoción de la DQO soluble fue la más baja en comparación con el resto de los parámetros oscilando entre 3% y 26%, en el agua residual de los talleres A106 y A029 (tercer muestreo), respectivamente. Por su parte, la DQO total obtuvo porcentajes de remoción más altos que van desde 54% hasta 85% en los talleres A106 y A032, respectivamente. Este hecho indica que la fracción particulada es la componente principal de la DQO total.
3. En el proceso de separación, los SST fueron los que se eliminan consistentemente hasta alcanzar porcentajes de remoción muy similares entre los distintos talleres según lo indica el valor de la desviación estándar (5.83). Esto muestra la capacidad que tiene el proceso de sedimentación para remover los SST de manera casi independiente al efluente generado en los talleres de lavado y engrasado.

3.2.2 DQO soluble

La forma disuelta del DQO varió notoriamente entre los talleres de lavado de automóviles y los talleres de lavado de autobuses y tractocamiones. Los porcentajes de la fracción soluble se muestran en la tabla 3.5.

Tabla 3.5 Fracciones de DQO soluble en el efluente, en la susceptibilidad y porcentajes de remoción

Taller	% en la susceptibilidad	% en el efluente	%R DQO total	%R DQO soluble	%R DQO particulada
A029 s.m.	51.3	18.5	70.9	18.9	52.0
A030	50.7	9.4	83.2	9.3	73.9
A032	47.2	10.8	84.8	33.3	51.5
A106	29.1	11.2	54.4	2.5	51.9
A029 t.m.	61.3	24.3	70.5	25.7	44.8
P	48	15	73	18	55
S.D.	11.8	6.4	12.2	12.4	11.1
Rango	29.1–61.3	9.4–24.3	54.4–84.8	2.5–33.3	44.8–73.9

%R: Las remociones fueron calculadas con base en las concentraciones en mg/L entre efluente y susceptibilidad s.m. = segundo muestreo t.m. = tercer muestreo P = promedio S.D. = desviación estándar

De la tabla 3.5 se puede notar lo siguiente:

1. La proporción de DQO soluble en el efluente varía entre 9.4% en el taller A030 hasta 24.3% en el taller A029. Hubo mucha similitud entre la fracción de DQO soluble en el caso de los talleres A032 y A106 en donde se lavan tractocamiones y autobuses. Todos estos porcentajes relativamente bajos indican el bajo contenido de aceites ligeros solubles y sólidos finos presentes en los efluentes de los talleres. Entonces en la DQO total influyen principalmente los aceites densos no dispersados y los sólidos gruesos.

2. Los mayores porcentajes (18.5% y 24.3%) de DQO soluble en el efluente se observaron en las aguas del primer y segundo muestreo del taller A029. Este hecho se atribuye a que el uso de un desengrasante en el proceso de lavado favorece en mayor grado la formación de aceite emulsificado en comparación con los detergentes domésticos y el aceite emulsificado a su vez contribuye a la DQO soluble.
3. La concentración de DQO total removida por flotación fue de 3815, 7080, 1600, 2190 y 2870 mg/L en los talleres A030, A032, A106 y A029 (segundo y tercer muestreo), respectivamente, que corresponde a un porcentaje de remoción de 83.2%, 84.8%, 54.4%, 70.9% y 70.5%, respectivamente. De acuerdo a estos valores, la máxima reducción (84.8%) ocurrió en el taller A032 debida a la eliminación del diesel durante la flotación.
4. Los porcentajes de remoción de la DQO total son mayores en todos los talleres evaluados en comparación con la remoción de la DQO soluble. Esto significa que se remueve en menor grado la materia disuelta durante la flotación efectuada en la prueba de susceptibilidad.
5. El aumento en la proporción de la DQO soluble en las aguas resultantes de la prueba de susceptibilidad en comparación con la DQO soluble en el efluente de todos los talleres confirma que hubo una remoción de los aceites densos no dispersados y los sólidos gruesos durante la flotación.
6. La fracción de la DQO total que se reduce en porcentajes mayores en todos los talleres (segundo y tercer muestreo del A029, A030, A032 y A106) fue la DQO particulada indicando que esta fracción es la que principalmente constituye a la DQO total, y además es la que principalmente se remueve durante la prueba de susceptibilidad.

3.2.3 Sólidos disueltos totales

En la tabla 3.6 se muestran las proporciones de la fracción volátil en los sólidos disueltos totales en las aguas del efluente y de la prueba de susceptibilidad.

Tabla 3.6 Fracciones de SDV en el efluente, en la susceptibilidad y porcentajes de remoción de SDV y SDT

Taller	% de SDV en susceptibilidad	% de SDV en el efluente	%R de SDV 30 min. sed.	%R de SDT 30 min. sed.
A029 (s.m.)	29.3	33.5	54.7	48.2
A030	43.4	48.1	21.3	12.9
A032	30.5	41.1	79.3	72.1
A106	59.4	36.1	50.0	69.7
A029 (t.m.)	32.4	38.4	35.7	23.9
P	39	39	48	45
S.D.	12.7	5.6	21.8	26.6
Rango	29.3–59.4	33.5–48.1	21.3–79.3	12.9–72.1

%R: Las remociones fueron calculadas con base en las concentraciones en mg/L

s.m. = segundo muestreo t.m. = tercer muestreo P = promedio S.D. = desviación estándar

1. En todos los talleres A030, A032, A106 y A029 (segundo y tercer muestreo) la adsorción de algunos compuestos orgánicos en los sólidos que fueron eliminados durante la sedimentación provocó la reducción en la concentración de sólidos disueltos totales. Las eficiencias de remoción fueron variadas y van desde 12.9% en el taller A030, hasta 72.1% en el taller A032. Esto confirma la reducción de sólidos disueltos totales que se observó con el separador convencional piloto.
2. Las fracciones volátiles de los sólidos disueltos totales en las aguas del efluente fueron mayores en los talleres A030 y A032 (48.1% y 41.1%). El uso del diesel y el detergente favorecieron la solubilización de compuestos orgánicos en el taller A032 produciendo una mayor concentración de sólidos disueltos volátiles.

3.2.4 SAAM en el agua cruda y tratada con los coagulantes

Las concentraciones de SAAM que fueron determinadas en los efluentes de los talleres (medidas en la muestra de susceptibilidad) y en el agua tratada con los coagulantes en la prueba de jarras se reportan en la tabla 3.7

Tabla 3.7 Concentración de SAAM (mg/L) en los efluentes y en el agua tratada con los coagulantes

		Taller				
		A029 (s.m.)	A030	A032	A106	A029 (t.m.)
Efluente		N.D.	N.D.	N.D.	9.5	N.D.
Susceptibilidad		5.6	N.D.	11.6	11.0	N.D.
FeCl₃	500 mg/L	7.2	–	7.6	–	–
	600 mg/L	9.0	–	15.2	2.8	–
Al₂(SO₄)₃	550 mg/L	9.6	–	4.8	–	–
	650 mg/L	4.8	–	6.9	3.3	–
Servical P	275 mg/L	5.6	–	–	–	–
	325 mg/L	–	–	8.7	–	–
	375 mg/L	7.8	–	–	–	–
	425 mg/L	–	–	6.9	3.9	–
Servican 50	275 mg/L	6.5	–	–	–	–
	325 mg/L	–	–	6.9	–	–
	375 mg/L	4.1	–	–	–	–
	425 mg/L	–	–	6.6	3	–

N.D.: no determinado –: no determinado con esa dosis s.m.: segundo muestreo

t.m.: tercer muestreo

Un análisis de los resultados obtenidos en la tabla 3.7 se describe a continuación:

1. En el taller A029 una dosis de 550 mg/L de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ produjo una concentración de SAAM de 9.6 mg/L y con una dosis de 650 mg/L disminuyó hasta 4.8 mg/L. Sin embargo, el FeCl_3 alcanzó una concentración de 7.2 mg/L con una dosis de 500 mg/L incrementándose hasta 9.0 mg/L con una dosis de 600 mg/L. Este tipo de irregularidad se acentuó con el uso del FeCl_3 en el taller A032, ya que con un aumento en la dosis desde 500 mg/L hasta 600 mg/L la concentración de SAAM fue incrementada desde 7.6 mg/L hasta 15.2 mg/L. Con el incremento de la dosis el servical P aumentó la concentración de SAAM en el agua residual del taller A029 pero por otra parte la disminuye en el taller A032. Este fue un comportamiento totalmente opuesto al mostrado por el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ entre esos dos talleres. Lo descrito anteriormente indicó que la concentración de SAAM no siguió una tendencia de remoción clara con el incremento de la dosis.
2. Sin considerar el valor de 15.2 mg/L que se obtuvo con una dosis de 600 mg/L de FeCl_3 , la concentración de SAAM en el taller A032 disminuyó como consecuencia del tratamiento en las pruebas de jarras donde el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ logró la máxima remoción (58.9%) con una dosis de 550 mg/L, mientras que la más baja remoción (25%) la consiguió el servical P con una dosis de 325 mg/L. Una reducción de la concentración de SAAM en aguas residuales municipales también ha sido llevada a cabo por otros investigadores en tratamientos que incluyen la coagulación (Suzuki *et al.*, 2002).
3. La concentración de SAAM que se obtuvo en la prueba de susceptibilidad (5.6 mg/L) en el taller A029 fue menor en comparación con la del taller A032 y A106, además también fue menor a cinco de un total de ocho que fueron determinadas e igual a una de ellas (coagulante: servical P, dosis: 275 mg/L, SAAM: 5.6 mg/L). Esto indica que probablemente hubo una incertidumbre en el análisis debida a que la sensibilidad de la determinación es alta hacia la formación de emulsiones, las cuales después de que reaccionan con el azul de metileno se observan como una consistencia de “nata” y son difíciles de

extraer como se requiere según lo establecido por la técnica (APHA–AWWA–WPCF, 1989).

4. Los valores de SAAM en la prueba de susceptibilidad y en el efluente del taller A106 fueron 11.0 mg/L y 9.50 mg/L, respectivamente. La estrecha diferencia que existe entre estas concentraciones (1.5 mg/L) significa que ambas se aproximan a la concentración real de SAAM que había en el efluente de este taller, solo que el valor obtenido en el prueba de susceptibilidad debió haber sido un poco menor, o bien, el del efluente un poco mayor de modo que las concentraciones fueran iguales o en un caso extremo la del efluente ligeramente mayor. Este hecho confirmaría que la remoción de detergentes en el agua residual oleosa por simple sedimentación no se puede llevar a cabo.

5. En el taller A106 todos los coagulantes permitieron remociones considerables con las dosis más altas evaluadas de cada uno de ellos. Tomando en cuenta la concentración inicial de SAAM en la prueba de susceptibilidad (11.0 mg/L) la remoción fue de 74.5%, 70%, 64.33% y 72.7% con el FeCl_3 , el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, el servical P y el servican 50, respectivamente. A pesar de ello, si se consideran los resultados descritos en el segundo párrafo de este análisis, la tendencia general es que la coagulación no remueve SAAM de forma consistente.

3.3 RESULTADOS DE LA DESEMULSIFICACIÓN EN LA PRUEBA DE JARRAS

A continuación se presentan los resultados del efecto de la dosis de los coagulantes inorgánicos y orgánicos en la desemulsificación de las aguas residuales de los talleres. Los valores iniciales de los parámetros del agua que fue tratada (muestras presedimentadas) han sido indicados en la tabla 3.3.

Todos los resultados de los análisis de los parámetros obtenidos después del tratamiento del agua presedimentada de cada taller se muestran en el anexo II. Aquí se mostrará una comparación entre coagulantes con el agua de un mismo taller, pero en el anexo III se encuentran las graficas que comparan las aguas de los diferentes talleres tratadas con el mismo coagulante.

3.3.1 Taller A029

Los rangos de dosis seleccionados de los coagulantes para la evaluación del rompimiento de emulsiones fueron: sulfato de aluminio: 400–650 mg/L, cloruro férrico: 350–600 mg/L, servical P y servican 50: 125–375 mg/L.

3.3.1.1 Turbiedad

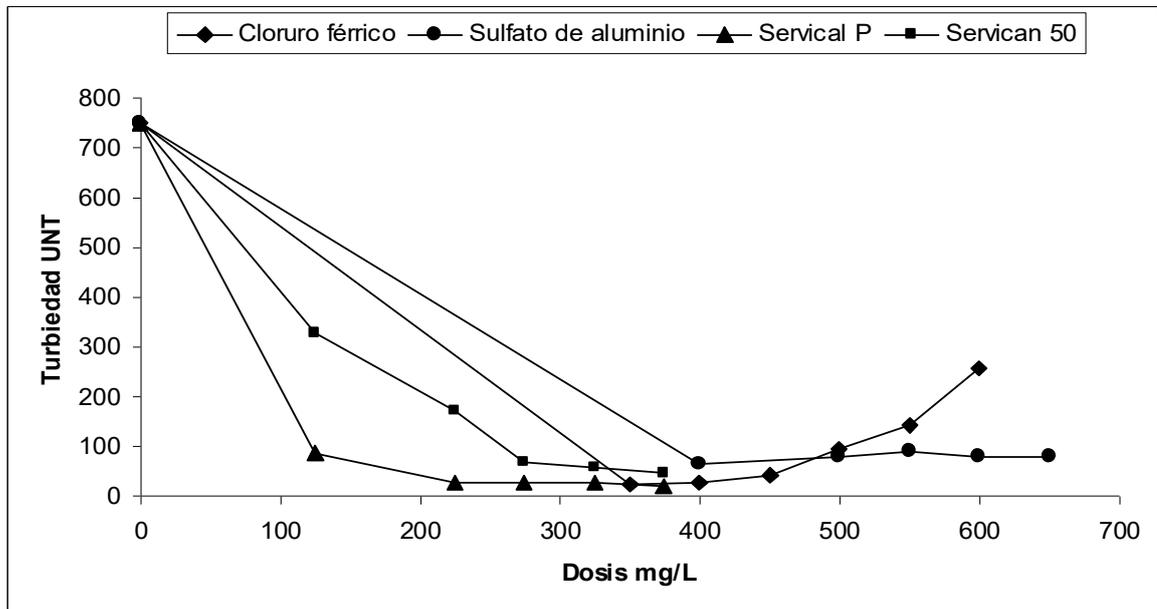


Figura 3.2 Remoción de turbiedad con los coagulantes en el taller A029.

En la figura 3.2 se observa que la turbiedad alcanza un valor de 23 y 63 UNT a las dosis más bajas evaluadas para el FeCl_3 y el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, respectivamente. Los mejores porcentajes de remoción fueron 96.9% con FeCl_3 a una dosis de 350 mg/L y 91.6% con una dosis de 400 mg/L de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. Se debe notar que la dosis óptima podría ser menor a la dosis mínima de 400 mg/L probada (en lo sucesivo se usará el signo < para denotar casos similares). En el caso del $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ la turbiedad permanece casi inalterada en todo el intervalo de dosis considerado, mientras que para el FeCl_3 se incrementa considerablemente. Estos resultados sugieren una redispersión de materia coloidal, sin embargo, como se verá más adelante, el resto de los parámetros analizados en el agua resultante del tratamiento no mostraron indicios de alguna reestabilización coloidal muy pronunciada lo que significa que un remanente del catión Fe^{3+} está presente en el agua y se detecta como turbiedad en el análisis.

A diferencia de los coagulantes inorgánicos, los polímeros servical P y servican 50 mostraron un comportamiento diferente en el rango de dosis probado. Una disminución gradual de la turbiedad se manifestó con el incremento de la dosis llegando a un mínimo de 18 y 43 UNT con el servical P y el servican 50,

respectivamente; con una dosis de 375 mg/L en ambos casos. De la figura 3.2 se puede observar que los porcentajes de remoción más altos se consiguieron a un valor de dosis más bajo para los polímeros servical P (97.6%) y servican 50 (94.3%) en comparación con el FeCl_3 (96.9%) a una dosis de <350 mg/L y el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (91.6%) a una dosis de <400 mg/L.

3.3.1.2 Grasas y aceites

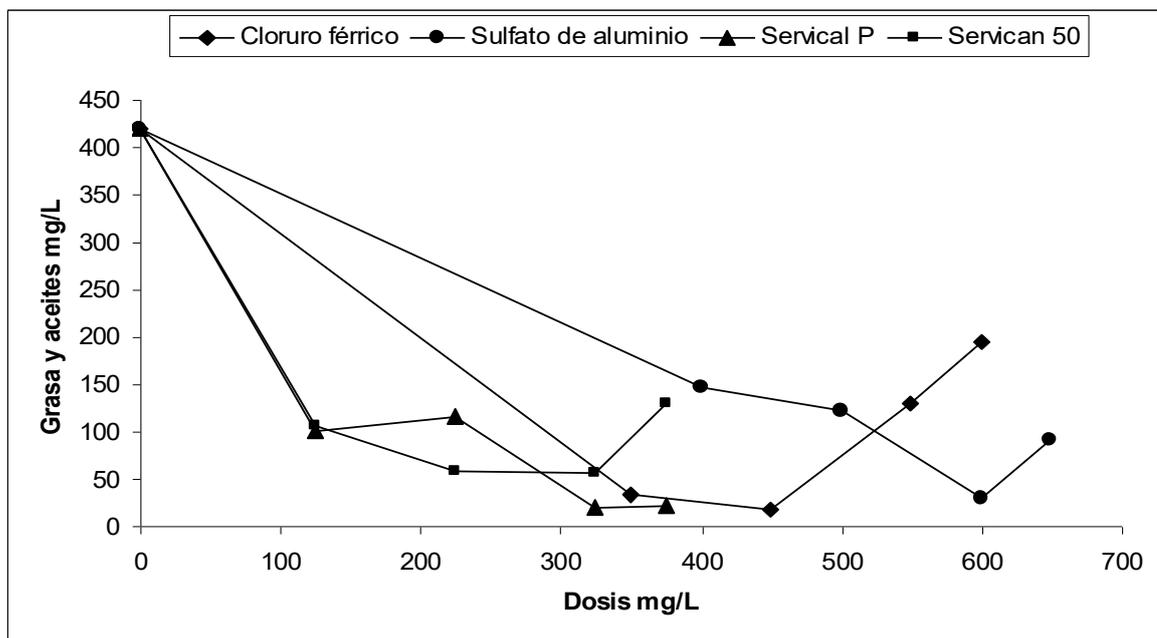


Figura 3.3 Remoción de grasas y aceites con los coagulantes en el taller A029.

En la figura 3.3 el FeCl_3 alcanzó un alto porcentaje de remoción para grasas y aceites incluso a la dosis más baja (350 mg/L) y produce el valor máximo a una dosis de 450 mg/L (95.82%). El $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ por su parte disminuyó la concentración de grasas y aceites con el incremento de la dosis, cuando ésta fue de 600 mg/L se obtuvo la máxima remoción (93.08%). Con ambos coagulantes se observó una reestabilización del aceite emulsificado a dosis mayores de 600 mg/L para el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ y de 450 mg/L para el FeCl_3 . La reestabilización provocó una disminución en la eficiencia de remoción y llega a ser típica cuando se suministran a altas concentraciones las sales metálicas.

El uso del polímero servical P produjo los mayores porcentajes de remoción a las dosis de 325 mg/L y 375 mg/L, los cuales son 95.5% y 95%, respectivamente. Por otra parte la dosis de 325 mg/L del polímero servican 50 sólo produce una remoción del 86.87%, mostrando que la dosis subsecuente conduce a la redispersión del aceite, esto ocurre porque el servican 50 esta formulado con base en un polímero catiónico que neutraliza la carga eléctrica superficial de los coloides y una sobredosis puede provocar la inversión de la misma. En la figura 3.3 se observa que los mejores porcentajes de remoción son muy similares para el caso del FeCl_3 , el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ y el servical P, pero este último lo alcanza con una menor dosis (325 mg/L).

Sólo en el intervalo de dosis óptima 350–450 mg/L el FeCl_3 produjo una concentración de grasas y aceites menor a la establecida por la norma NOM–002–ECOL–1996 (D.O.F., 1996), mientras que el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ lo consiguió con las dosis de 600 mg/L y 650 mg/L. Por su parte el servical P alcanzó una concentración menor a 100 mg/L con las dosis de 325 mg/L y 375 mg/L y el servican 50 con 225 mg/L y 325 mg/L.

3.3.1.3 Sólidos

En la figura 3.4 se muestran las gráficas de remoción de sólidos llevadas a cabo con los 4 coagulantes en el taller A029.

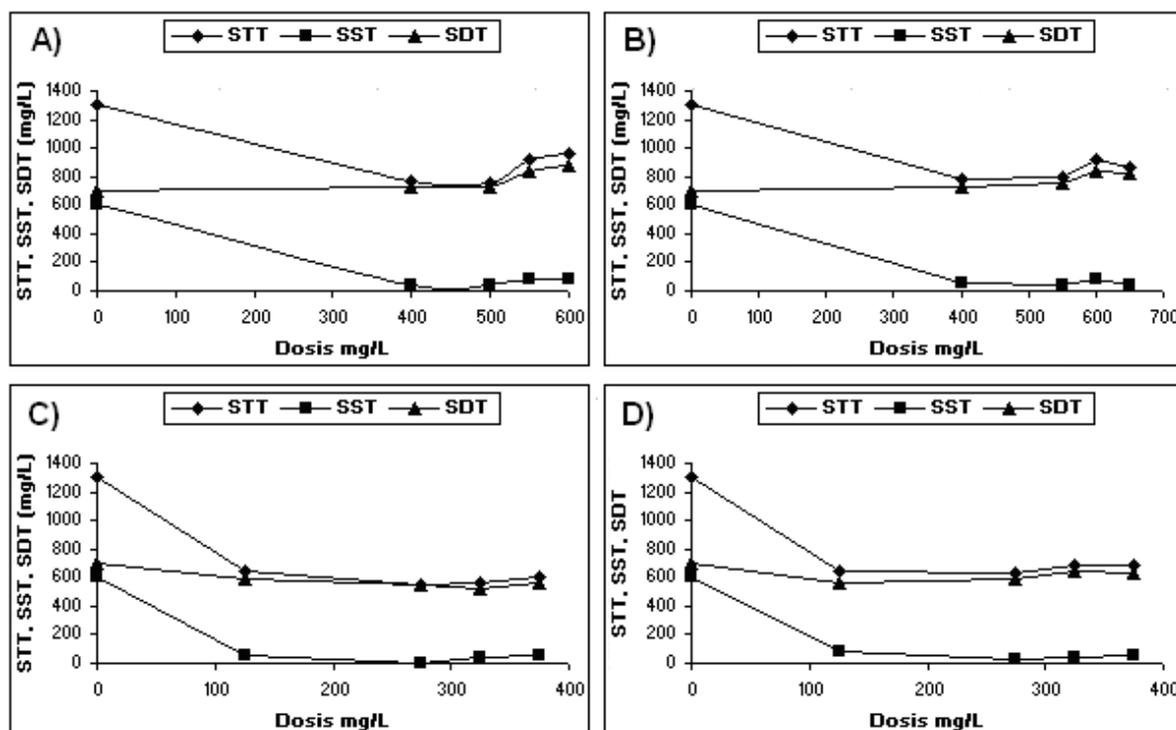


Figura 3.4 Remoción de sólidos con los coagulantes A) cloruro férrico, B) sulfato de aluminio, C) servical P y D) servican 50 en el taller A029.

Los sólidos totales fueron apenas removidos con eficiencias no mayores del 42% con las sales metálicas. El FeCl_3 logra porcentajes del 41% y 42% con una dosis de 400 mg/L y 500 mg/L, respectivamente. Por su parte, el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ obtuvo eficiencias ligeramente menores 40% y 39% con una dosis de 400 mg/L y 550 mg/L, respectivamente. El FeCl_3 produjo una ligera reestabilización del sistema con el incremento de la dosis una vez que se alcanzaron los porcentajes antes mencionados. Como se aprecia en la figura 3.4, la fracción de los sólidos totales que principalmente eliminan el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ y el FeCl_3 es la suspendida, logrando porcentajes de 92.8% y 94.1% con las dosis 400 mg/L y 500 mg/L en el caso del FeCl_3 ; y con el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ los porcentajes fueron de 90.2% y 94.1% con las dosis de 400 mg/L y 550 mg/L, respectivamente. En este caso, los sólidos disueltos totales no fueron removidos, por el contrario, aumentaron su valor con el

incremento de la dosis, ello indica que algunos de los iones de las sales permanecieron en el agua tratada incrementando el valor de este parámetro. Esto concuerda con los resultados obtenidos por otros autores (Caceres, 1993).

En la figura 3.4 se observa que ambos polímeros logran una mayor remoción de sólidos totales en comparación con las sales incluso a dosis menores. El servical P produjo una reducción del 50% con una dosis de 125 mg/L y la máxima remoción (57.4%) con una dosis de 275 mg/L, con dosis mayores no se observan cambios significativos. Un comportamiento similar tuvo el servican 50 reduciendo en un 50% los sólidos totales con una dosis de 125 mg/L, logrando la máxima eficiencia a una dosis de 275 mg/L (51.7%). Con dosis mayores, la remoción de sólidos totales permanece casi constante. De manera similar a las sales metálicas, los polímeros eliminan principalmente la fracción suspendida de los sólidos totales (figura 3.4). El servical P elimina casi en su totalidad los sólidos suspendidos con una dosis de 275 mg/L, mientras que el servican 50 eliminó el 94.4%. Ambos polímeros produjeron también buenos resultados con el resto de las dosis evaluadas.

A diferencia de las sales metálicas, el servical P y el servican 50 eliminan inesperadamente una pequeña porción de sólidos disueltos totales. Como se notó anteriormente, el primero de ellos remueve el 26.6% con una dosis de 325 mg/L y el segundo 19.9% con una dosis de 125 mg/L. Una disminución de la eficiencia con el incremento de la dosis se observó únicamente con el servican 50, ya que a una dosis de 375 mg/L se obtiene solamente el 9.9% de remoción. La proporción en la que disminuyeron los sólidos disueltos fijos con respecto a los sólidos disueltos volátiles fue mayor con el servical P (4:1 en promedio) en comparación con el servican 50 (3:1 en promedio). Una explicación a esto se basa en la naturaleza de los polímeros, ya que el servical 50 tiene una constitución principalmente orgánica y mostró por lo tanto una afinidad más marcada hacia la forma volátil que hacia la forma fija (inorgánica) de los sólidos disueltos totales.

3.3.1.4 DQO

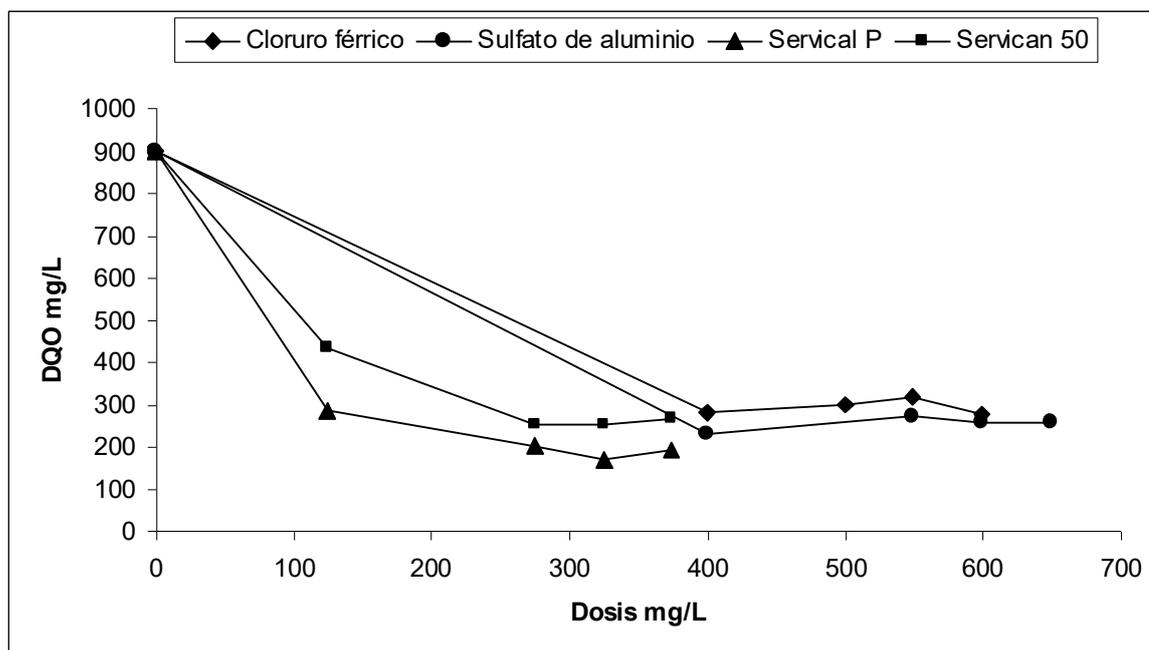


Figura 3.5 Remoción de DQO total con los coagulantes en el taller A029.

En la figura 3.5 se muestra que la DQO total inicial (900 mg/L) llega a un valor de 280 mg/L y 228 mg/L con una dosis de <400 mg/L de FeCl_3 y <400 mg/L de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, respectivamente, lo que representa una reducción de 68.9% y 74.7%, respectivamente. Una remoción ligeramente mayor se logró con el sulfato de aluminio en cada una de las dosis evaluadas. A partir de 400 mg/L con ambas sales la remoción de DQO no mostró cambios significativos.

El servical P fue el polímero que logró la más alta remoción de DQO total (81.4%, dosis 325 mg/L), sin embargo, los valores son muy comparables a los que se obtuvieron con el servican 50. La ventaja que mostraron los polímeros en comparación con las sales fue la menor concentración requerida para lograr una remoción similar, sin embargo, la dosis no mostró ser determinante en la reducción de DQO ya que como se observa en la figura 3.5 la tendencia fue constante en el intervalo de 275 a 375 mg/L.

La reducción en la DQO total obtenida con los 4 coagulantes fue más baja comparada con los parámetros de grasas y aceites, sólidos suspendidos totales y

turbiedad. Esto muestra que aún después de un tratamiento por coagulación permaneció un remanente de materia oxidable.

3.3.2 Taller A030

La presencia de lodos acumulados muy característicos por su consistencia elástica se notó en el canal que recibe el agua de desecho antes de que sea conducida al registro en este taller. Esta consistencia es un indicativo de que las grasas y aceites tienen una buena afinidad por la tierra de los automóviles que se lavan. Los rangos de dosis seleccionados de los coagulantes para la evaluación del rompimiento de emulsiones fueron: cloruro férrico: 150–550 mg/L, sulfato de aluminio: 350–600 mg/L, servical P y servican 50: 125–375 mg/L. En comparación con las dosis evaluadas en el primer muestreo del taller A029, las sales mostraron, en una prueba preliminar, un buen desempeño cuando el intervalo de dosis fue recorrido 50 mg/L hacia valores menores. También se consideró para la evaluación una dosis fuera del intervalo de dosis determinado con la prueba preliminar, establecida entre 0 y 300 mg/L (dosis mínima) únicamente para el cloruro férrico. Esto permite estudiar la remoción con una dosis baja.

3.3.2.1 Turbiedad

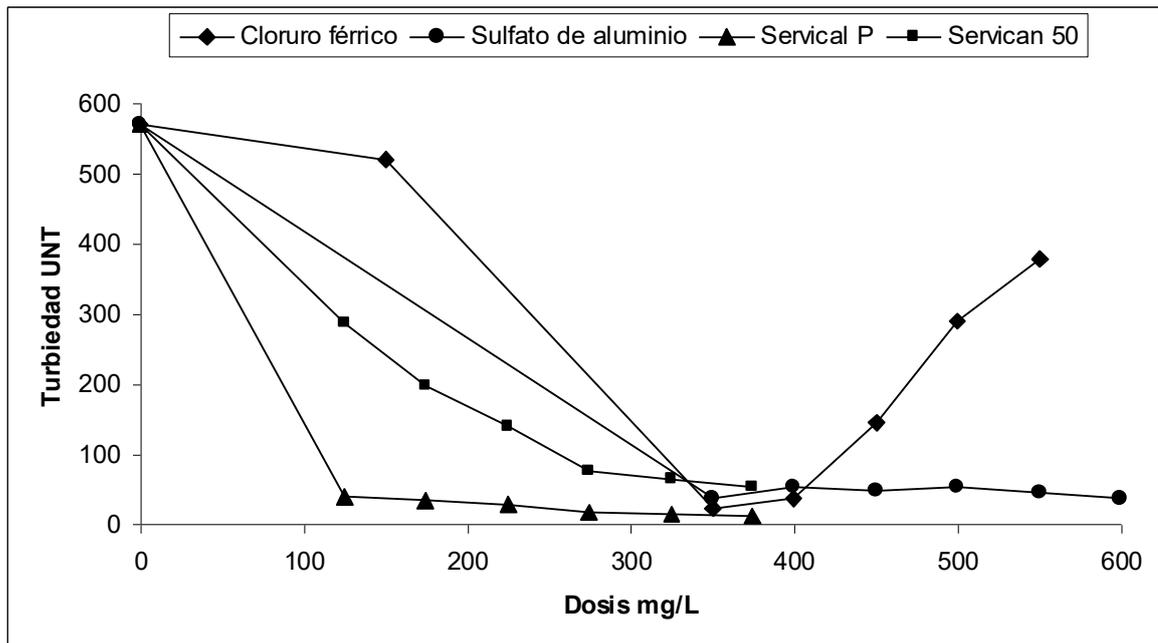


Figura 3.6 Remoción de turbiedad con los coagulantes en el taller A030.

En la figura 3.6 se observa que la turbiedad inicial (570 UNT) disminuye desde una dosis de 150 mg/L hasta 350 mg/L donde se obtuvo el mínimo valor de turbiedad (23 UNT) con el FeCl_3 . Una dosis de 400 mg/L fue igualmente buena ya que produjo una turbiedad residual de 37 UNT que representa una remoción del 93.5%, después de este pequeño intervalo óptimo la turbiedad residual comenzó a incrementarse con el aumento de la dosis como consecuencia de una redispersión de la materia coloidal. Por su parte con el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ se observa una eficiencia de remoción que oscila entre 90% y 93% con la dosis evaluadas, esto corresponde a una turbiedad residual entre 54 UNT y 35 UNT. No se observaron cambios bruscos en la tendencia de la curva de remoción en todo el rango de dosis con el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.

En todo el intervalo de dosis el polímero servical P obtuvo siempre una remoción mayor en comparación con el servican 50. El uso del servical P condujo a una buena remoción (93%) aún a la dosis más baja y a partir de ahí la turbiedad residual disminuye ligeramente con el incremento de la dosis hasta llegar a un máximo de remoción de 98% que da lugar a una turbiedad residual de 11 UNT.

Una disminución más acentuada en la turbiedad se observó con el servican 50 hasta llegar a una turbiedad residual de 53 UNT (91% de remoción) con una dosis de 375 mg/L.

En la figura 3.6 se observa que los porcentajes de remoción obtenidos con las sales $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ y FeCl_3 en términos de sus dosis óptimas, son comparables con los polímeros ya que consiguieron eficiencias solo un poco menores.

3.3.2.2 Grasas y aceites

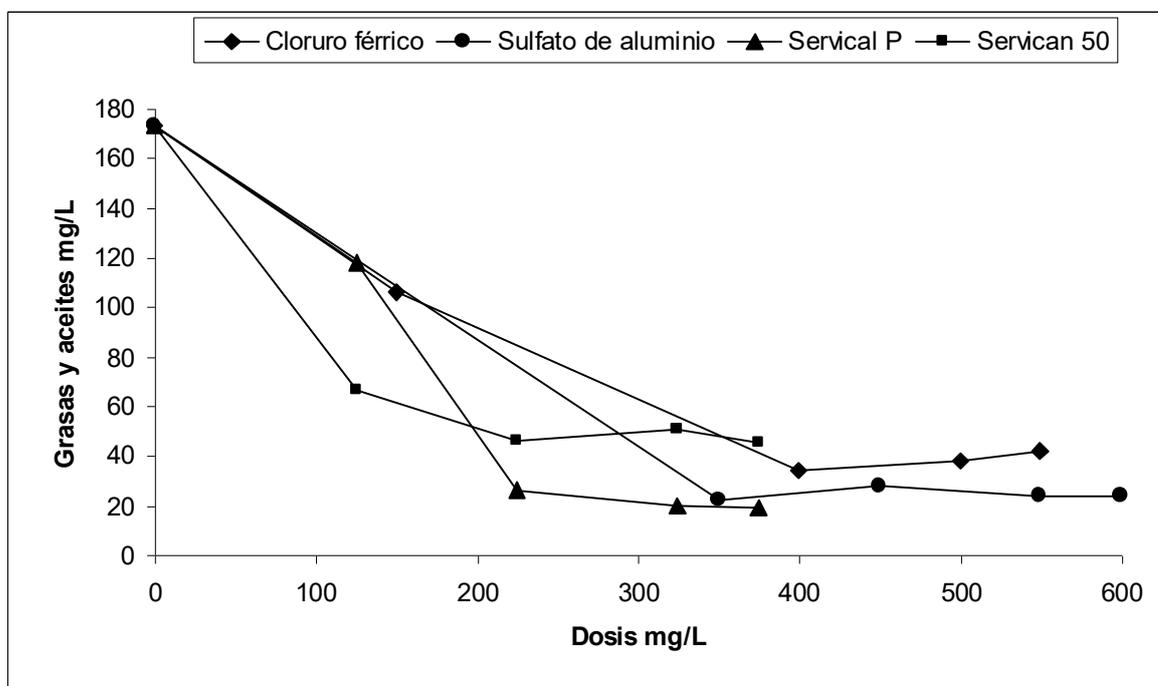


Figura 3.7 Remoción de grasas y aceites con los coagulantes en el taller A030.

El $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ mostró mayor eficiencia en cuanto a la remoción de grasas y aceites en comparación con el FeCl_3 (figura 3.7). La dosis óptima se encuentra en <350 mg/L con el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ que conduce al 87% de remoción, mientras que para el FeCl_3 es de 400 mg/L con un porcentaje de 80%. Ninguna de las sales ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ y FeCl_3) produjeron una mejora sustancial en la remoción con el incremento de la dosis después del valor óptimo. Todas las dosis de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (350 mg/L–600 mg/L) lograron que las cantidades residuales de grasas y aceites sean menores a 100 mg/L que es el límite instantáneo establecido en la norma NOM–002–ECOL–

1996 (D.O.F., 1996). De forma similar el FeCl_3 consiguió el mismo propósito a partir de una dosis de 400 mg/L. Las dosis óptima de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ es probablemente inferior a la concentración mínima evaluada (350 mg/L).

A excepción de la dosis de 125 mg/L, el servical P fue más efectivo que el servican 50 en el intervalo considerado. Después de la dosis de 225 mg/L ambos polímeros muestran tendencias casi constantes donde un aumento en la remoción no se logra con el incremento de la dosis. Con 375 mg/L la eficiencia de remoción fue de 89% y 74% con el servical P y el servican 50, respectivamente. La mayoría de las concentraciones de grasas y aceites obtenidas después del tratamiento con los polímeros fueron menores a 100 mg/L (límite de la norma mexicana NOM-002-ECOL-1996), únicamente la dosis de 125 mg/L del servical P produjo una concentración residual de 117.6 mg/L.

3.3.2.3 Sólidos

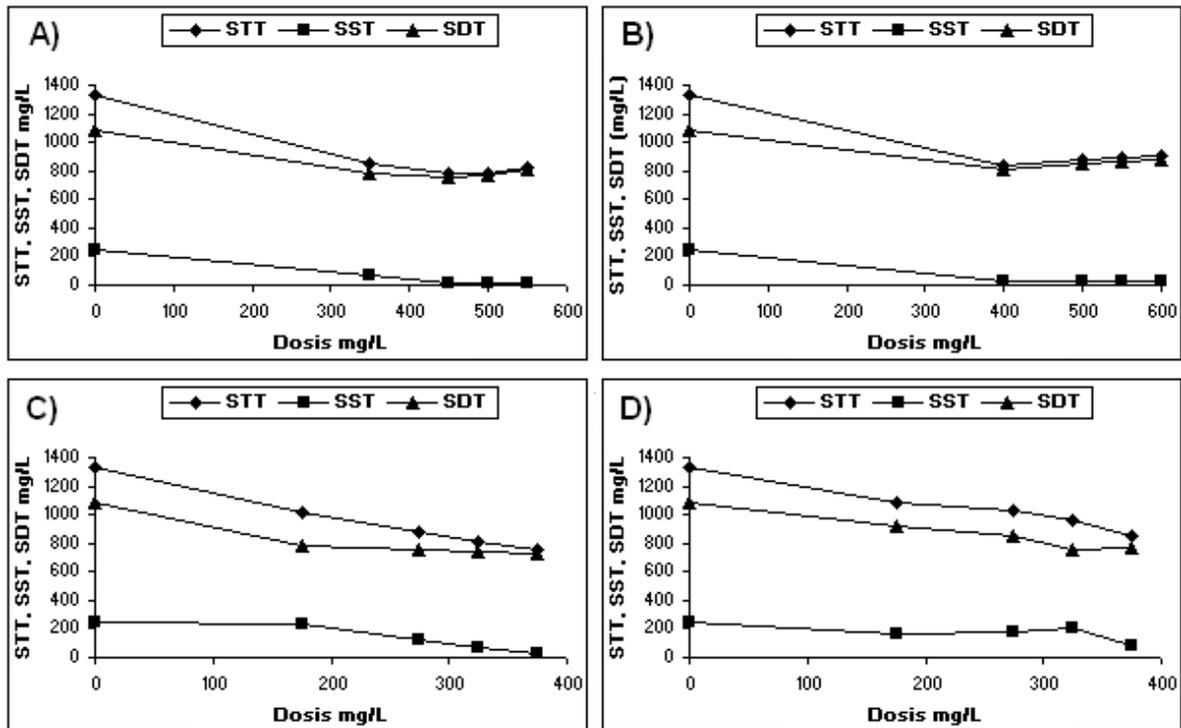


Figura 3.8 Remoción de sólidos con los coagulantes A) cloruro férrico, B) sulfato de aluminio, C) servical P y D) servican 50 en el taller A030.

En el intervalo de dosis situado entre 450–500 mg/L es donde se observó la menor concentración de sólidos totales después del tratamiento con el FeCl_3 , pero que corresponden a una eficiencia alrededor de 41% (figura 3.8). Un comportamiento similar ocurrió con el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, ya que los mejores porcentajes de remoción fueron 37% y 34% con una dosis de 400 mg/L y 500 mg/L, respectivamente. Los sólidos suspendidos representan la fracción de los sólidos totales que principalmente fue eliminada con el tratamiento, y el FeCl_3 obtuvo una eficiencia de remoción ligeramente mayor (93.6%) en comparación con el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (89.6%) cuando se considera la dosis óptima de cada uno de ellos (figura 3.8). Ambas sales $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ y FeCl_3 produjeron una leve reducción en los sólidos disueltos 24.5% y 29.5% con una dosis de 400 mg/L y 350 mg/L, respectivamente, y en particular con el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, la eficiencia disminuyó con el incremento de la dosis. Este hecho se atribuye a que este coagulante pudo actuar principalmente sobre la fracción volátil de los sólidos disueltos sin desviar su acción hacia el aceite emulsificado, la turbiedad o a los sólidos suspendidos presentes en el agua, los cuales se encontraban en menor concentración en comparación con los del taller A029 donde también se lavan camionetas y automóviles (tabla 3.3).

Los polímeros condujeron a una remoción de sólidos totales que se incrementó con la dosis. La eficiencia producida con el servical P (43%) a la dosis óptima (375 mg/L) fue comparable con la que produjo el FeCl_3 (42%), no fue así con el servican 50, ya que solo consiguió un máximo de 36% con la dosis más alta evaluada (375 mg/L). El servical P y el servican 50 mostraron eficiencias más bajas en la remoción de sólidos suspendidos en comparación con las sales y de hecho ningún valor de todo el rango de dosis considerado consiguió igualar los máximos de remoción logrados por éstas, el servical P produjo un 86.4% y el servican 50 un 64.4%, cada uno con una dosis de 375 mg/L. Por otra parte, hubo una reducción en los sólidos disueltos con el uso del servical P o el servican 50, y además se incrementa con el incremento de la dosis. El servical P logró una remoción del 33% y el servican del 30% cada uno con una dosis de 375 mg/L. La afinidad de los polímeros por la materia orgánica disuelta permitió que se obtuvieran porcentajes de remoción de sólidos disueltos mayores con dosis

ligeramente menores comparados con las sales. Se obtuvo por ejemplo hasta 8.5% más con el servical P y 5.5% con el servican 50 respecto al $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.

3.3.2.4 DQO

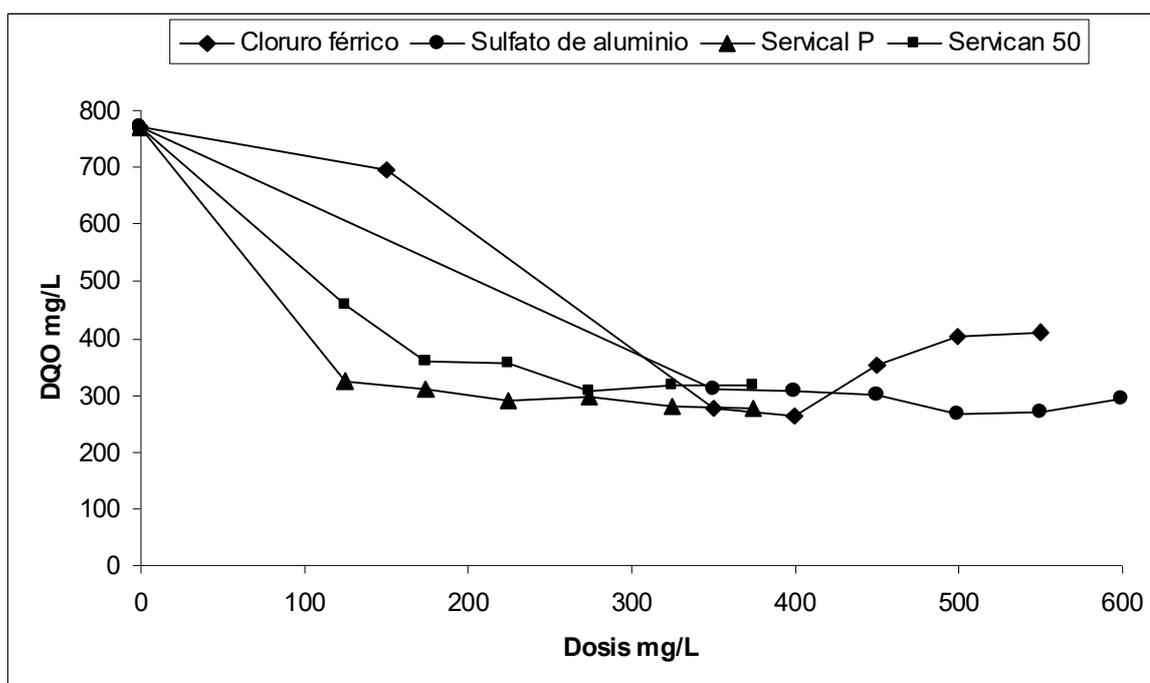


Figura 3.9 Remoción de DQO total con los coagulantes en el taller A030.

La tendencia de remoción de la DQO mostró diferente comportamiento en el caso de las dos sales metálicas, el FeCl_3 permite establecer un rango de dosis óptimo (figura 3.9) entre 350 mg/L y 400 mg/L donde la concentración inicial de DQO (770 mg/L) se reduce hasta 262 mg/L (66%) con una dosis de 400 mg/L, después de eso se observa una clara reestabilización. El $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ reduce la DQO inicial hasta 308 mg/L (60%) con una dosis de 350 mg/L y posteriormente el incremento de la dosis produce una remoción extra muy ligera hasta llegar a un 66% con una dosis de 500 mg/L manteniéndose casi constante con las dos dosis restantes evaluadas.

El servical P produjo una tendencia muy similar a la del $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. Un aumento en la eficiencia de remoción fue escasamente perceptible (figura 3.9) hasta llegar a un máximo de remoción de 64% (275 mg/L) con una dosis de 375 mg/L. El

servican 50 comenzó con una remoción menor (41%) a la del servical P, después llegó a un máximo (61%) con una dosis de 275 mg/L, las siguientes dosis no produjeron cambios significativos en la eficiencia de remoción.

Los 4 coagulantes no se mostraron tan efectivos en la remoción de la DQO total en comparación con los parámetros de grasas y aceites, sólidos suspendidos totales y turbiedad. Este hecho indica que diversas formas de materia orgánica permanecieron en el agua aún después del tratamiento.

3.3.3 Taller A032

En este taller se notaron fuertes cantidades de diesel, grasas y lodos de tierra acumulados debajo de la rampa hidráulica en la plancha de concreto, el diesel y la tierra proviene de las operaciones de lavado, mientras que las grasas de la quinta rueda de los tractocamiones cuando se retira el exceso con una espátula de cartón o metálica previo al lavado. El escurrimiento del agua arrastra cantidades considerables de estas sustancias que después son eliminadas parcialmente con una trampa para grasas y aceites que presenta un diseño diferente al separador convencional propuesto por el A.P.I. (A.P.I., 1990). La trampa tiene un desempeño muy bueno dejando las aguas residuales prácticamente sin aceite libre, solo ocasionalmente se notan algunas fracciones de aceite ligeras flotando. Las aguas también tienen una coloración blanquecina que se debe en parte a la presencia de aceite emulsificado y en parte al diesel que se ha sometido a una perturbación por efecto de la energía provista por la presión del agua de las pistolas, y que no necesariamente ha sido emulsificado.

López (López, 2002) pudo constatar el uso de un desengrasador industrial llamado bactium, pero actualmente se encuentran utilizando un detergente doméstico con el propósito de abatir los costos y los niveles de contaminación.

A partir de una prueba preliminar, se determinó incrementar 50 mg/L las dosis de los polímeros para obtener eficiencias mayores, puesto que con el rango de dosis considerado anteriormente en los otros talleres (A029 y A030), se obtuvo una

remoción deficiente, por lo tanto, los rangos de dosis seleccionados de los coagulantes para la evaluación del rompimiento de emulsiones fueron: cloruro férrico: 350–600 mg/L, sulfato de aluminio: 400–650 mg/L, servical P y servican 50: 175–425 mg/L.

3.3.3.1 Turbiedad

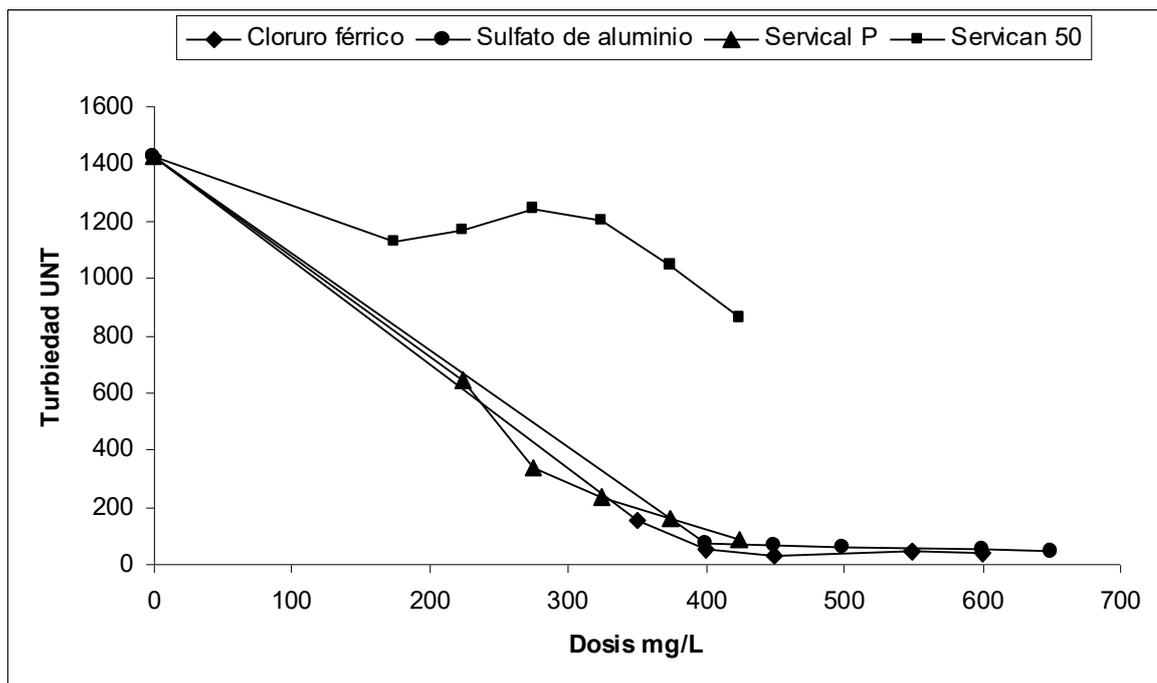


Figura 3.10 Remoción de turbiedad con los coagulantes en el taller A032.

En la figura 3.10 se observa que la tendencia de remoción producida con el FeCl_3 y el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ a las diferentes dosis evaluadas fue muy similar. Ambas sales produjeron altas eficiencias de remoción incluso a la dosis más bajas, el FeCl_3 logro una remoción del 89.4% con una dosis de 350 mg/L y el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ de 95% con una dosis de 400 mg/L. El incremento de la dosis de las sales solo mejoró ligeramente la remoción, pero ésta permaneció casi constante en todo el rango. La turbiedad residual más baja que produjo el FeCl_3 fue de 24 UNT y el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ de 38 UNT.

La remoción de la turbiedad llevada a cabo con diferentes dosis de los polímeros fue muy diferente entre ellos (figura 3.10). El servical P fue mejor en cada una de

las dosis probadas y disminuyó gradualmente la turbiedad hasta alcanzar la máxima remoción a una dosis de 425 mg/L (94%). Por otra parte, se observó un comportamiento muy variable con el uso del servican 50, mejor dicho, muy diferente al que se reporta típicamente en muchos trabajos de coagulación de aguas residuales oleosas reales y prefabricadas (Zhu *et al.*, 1997; Pinotti y Zaritzky, 2001; Pinotti *et al.*, 1997; Benito *et al.*, 1999), incluso no se asemeja al resto de los talleres. El servican 50 apenas logró una remoción de 40% con una dosis de 425 mg/L, lo que representa la más baja eficiencia de todos los coagulantes.

3.3.3.2 Grasas y aceites

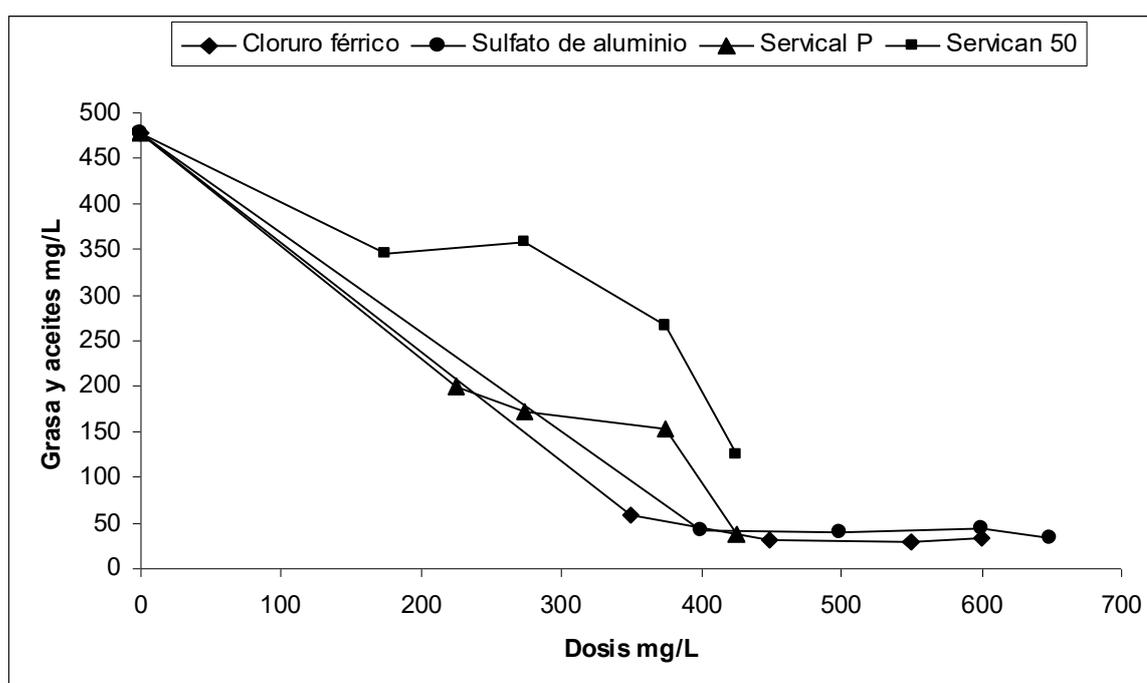


Figura 3.11 Remoción de grasas y aceites con los coagulantes en el taller A032.

En la figura 3.11, el FeCl_3 logra disminuir la concentración inicial (477 mg/L) de grasas y aceites en un 88% (419 mg/L) con una dosis de 350 mg/L y conforme ésta se incrementa la eficiencia aumenta 5.5% permaneciendo sin cambios significativos en el resto del intervalo. Con una dosis de 400 mg/L, el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ disminuyó la concentración hasta 41.38 mg/L, esto representa tan sólo el 8.7% de la concentración inicial. A partir de 400 mg/L, el incremento de la dosis no produjo

un aumento considerable en la eficiencia de remoción llegando solamente hasta un valor de 93% con la dosis más alta (650 mg/L).

Hubo una disminución paulatina en la concentración hasta una dosis de 375 mg/L cuando se usó el servical P que condujo a un porcentaje de remoción del 68% (figura 3.11), después de esa dosis se observó una disminución brusca en la tendencia de remoción hasta llegar a un 7.6% de la concentración inicial equivalente a tan sólo 36 mg/L. En todo el intervalo de dosis el servical P fue mejor que el servican 50 ya que éste último alcanza con una dosis de 425 mg/L una remoción máxima de 74%, que corresponde a una concentración residual de 123 mg/L.

Cualquiera de las dosis de FeCl_3 o de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (>350 mg/L) disminuye la concentración inicial de grasas y aceites a valores menores de 100 mg/L y por lo tanto, el agua tratada cumple con lo establecido por la norma NOM-002-ECOL-1996 (D.O.F., 1996). En este mismo sentido, para los polímeros, solo el servical P produjo un efluente aceptable con una dosis de 425 mg/L reduciendo la concentración inicial hasta 36 mg/L.

3.3.3.3 Sólidos

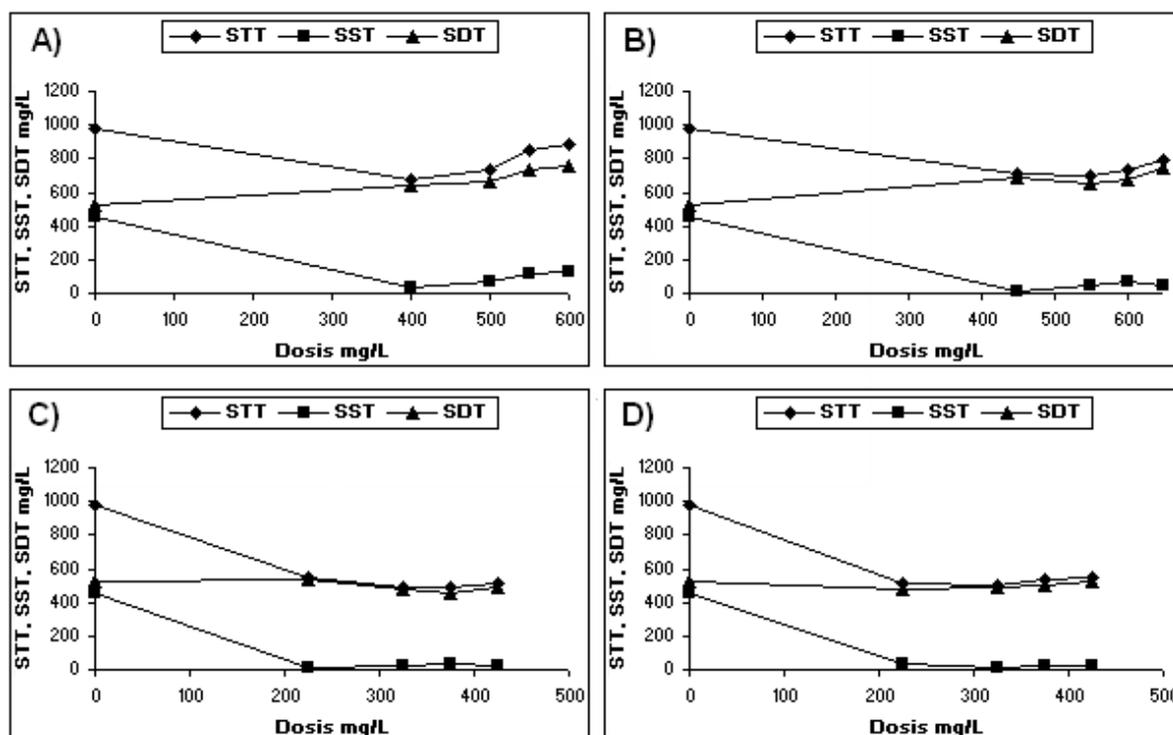


Figura 3.12 Remoción de sólidos con los coagulantes A) cloruro férrico, B) sulfato de aluminio, C) servical P y D) servican 50 en el taller A032.

En la figura 3.12 se observa que el FeCl_3 redujo aproximadamente un tercio de la concentración de los sólidos totales, dejando un valor residual de 676 mg/L (68.8% de la concentración inicial) con una dosis de 400 mg/L. Una dosis mayor provoca la reestabilización notoria de las partículas coloidales. Por su parte el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ produjo una remoción más baja (28.4%) dentro del intervalo de dosis situado entre 450–550 mg/L y con el incremento de la misma una ligera reestabilización. Los sólidos suspendidos fueron removidos con una tendencia similar respecto a los sólidos totales con las diferentes dosis de FeCl_3 y $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, pero con una mayor eficiencia. En el caso del FeCl_3 , los mejores porcentajes de remoción fueron 92% y 84%, lo que equivale a un remanente de sólidos suspendidos de 39 mg/L y 74 mg/L, respectivamente; mientras que para el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ se obtuvo un 97% y 90%, equivalente a una concentración residual de 14 mg/L y 46 mg/L, respectivamente. Hubo un aumento en la concentración de sólidos disueltos con el incremento de la dosis de ambas sales, sin embargo, no se puede imputar una relación directamente proporcional, ya que una dosis de

600 mg/L de FeCl_3 conllevó un aumento en la concentración de 234 mg/L y una dosis de 650 mg/L de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ un aumento de 220 mg/L. El incremento en la concentración de sólidos disueltos en un tratamiento por coagulación se debe al uso de las sales metálicas (Caceres, 1993).

En comparación con el FeCl_3 y el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, el servical P y el servican 50 condujeron a concentraciones menores (544 mg/L y 508 mg/L) de sólidos totales aún con una dosis más baja (225 mg/L). Una máxima eficiencia de 49.6% y 49.9% se alcanzó con el servical P con una dosis de 325 mg/L y 375 mg/L, a saber 19% más que el FeCl_3 y 21% más que el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. A partir de 375 mg/L se observó el posible comienzo de una redispersión (figura 3.12). El servican 50 logró eficiencias muy similares a las del servical P, esto sucedió con las dosis de 225 mg/L y 325 mg/L que produjeron porcentajes de remoción 48.3% y 49%. Dosis mayores a 325 mg/L conservaron casi constante la tendencia de remoción. Los sólidos suspendidos representaron la fracción más importante de los sólidos totales que fue reducida bastante bien dejando en el agua tratada con una dosis de 225 mg/L de servical P un remanente de 3% de la concentración inicial. La tendencia en la curva de remoción fue casi constante en todo el intervalo de dosis probado con el servical P. El servical 50 disminuyó levemente la concentración residual desde una dosis de 225 mg/L hasta una dosis de 325 mg/L, con la cual se obtuvo la máxima remoción (98.3%). Posteriormente se observó una reestabilización apenas perceptible con el incremento de la dosis.

La remoción de los sólidos disueltos totales, con los polímeros, en función de la dosis no se asemeja a ningún comportamiento de los que hasta ahora se han descrito. Se pudo notar un máximo de remoción (13%) con el servical P con una dosis de 375 mg/L, pero poco antes de este valor se obtuvo un 9% y después de él un 6.5%. Adicionalmente, una dosis de 225 mg/L provocó un leve incremento en la concentración inicial de los sólidos disueltos totales (2.3%). El servican 50 mostró una eficiencia de 8.43% con una dosis de 225 mg/L y después fue disminuyendo hasta llegar a 0.19% con una dosis de 425 mg/L. Este hecho se debe a que mientras se mantuvo constante la concentración de la fracción fija en los sólidos disueltos, la concentración de la fracción volátil aumentó debido a la composición orgánica del polímero servican 50.

3.3.3.4 DQO

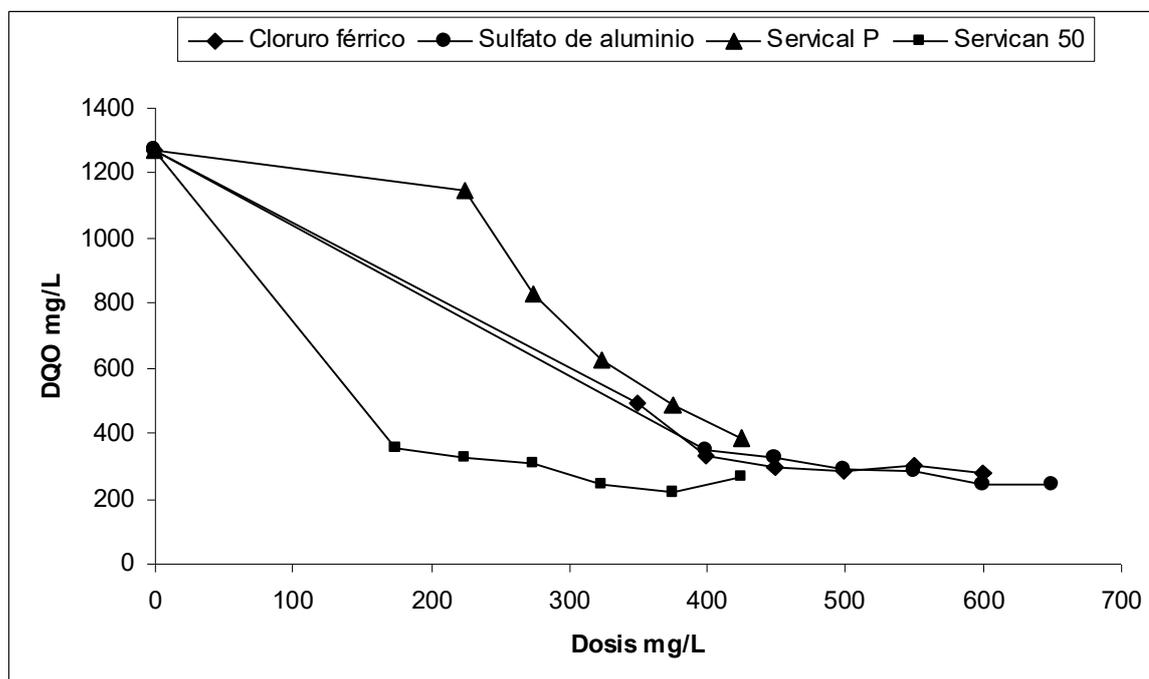


Figura 3.13 Remoción de DQO total con los coagulantes en el taller A032.

El FeCl_3 logró una remoción de la DQO total de 61% con una dosis de 350 mg/L, después la eficiencia tendió a aumentar con el incremento de la dosis hasta que llega a un máximo (77%) con 450 mg/L. Posteriormente, en el intervalo de dosis de 450–600 mg/L la tendencia permaneció casi inalterada, produciéndose una remoción de 78% con ésta última dosis (figura 3.13). El $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ redujo la DQO inicial (1270 mg/L) paulatinamente en el intervalo de dosis evaluado (400–650 mg/L) comenzando con una concentración residual de 345 mg/L (27.2%) hasta llegar a 239 mg/L (18.8%). Estos datos representan una ganancia en la eficiencia de remoción de 8.3% entre la dosis más baja (400 mg/L) y la más alta (650 mg/L).

El polímero servical P condujo a una disminución abrupta de la DQO en comparación con el resto de los coagulantes. Una dosis de 225 mg/L produjo una remoción de 10% llegando hasta 70% con 425 mg/L, entonces se aprecia que un incremento de 200 mg/L aumenta la remoción un 60%. Esta reducción en un intervalo de dosis relativamente corto sugiere que dosis mayores a 425 mg/L pudieron haber sido evaluadas con el fin de obtener mayor información del efecto del servical P en la remoción de DQO. La DQO total disminuyó gradualmente con

el incremento de la dosis de servican 50 hasta llegar a un mínimo en 375 mg/L donde la concentración residual de DQO es 213 mg/L (17% de la concentración inicial). A partir de ahí se observa una pequeña reestabilización que quizá podría acentuarse con el incremento de la dosis (figura 3.13). La remoción obtenida con el servican 50 fue la más alta (83%) de todos los coagulantes además de que la consiguió con la dosis más baja (375 mg/L).

3.3.4 Taller A106

El volumen de agua residual generado en este taller es menor comparativamente al que se genera en el taller A032. A pesar de que se lavan principalmente autobuses, camiones y en menor grado tractocamiones no se usa diesel o algún otro tipo de desengrasante industrial, y por lo tanto, el agua contiene menor concentración de aceite libre y emulsificado. Adicionalmente, el consumo de agua durante el lavado es menor debido a que poseen pistolas más sofisticadas, las cuales más bien expelen poca agua con un alto grado de atomización (alta presión).

Con la finalidad de tener un mayor grado de comparación, los rangos de dosis seleccionados de los coagulantes para la evaluación del rompimiento de emulsiones fueron aquellos que se consideraron en el taller A032, los cuales se indican a continuación: cloruro férrico: 350–600 mg/L, sulfato de aluminio: 400–650 mg/L, servical P y servican 50: 175–425 mg/L.

Para la evaluación del desempeño de los polímeros y las sales en la desmulsificación de las aguas residuales, los parámetros de grasas y aceites y sólidos totales fueron determinados únicamente con la dosis menor y mayor del intervalo seleccionado.

3.3.4.1 Turbiedad

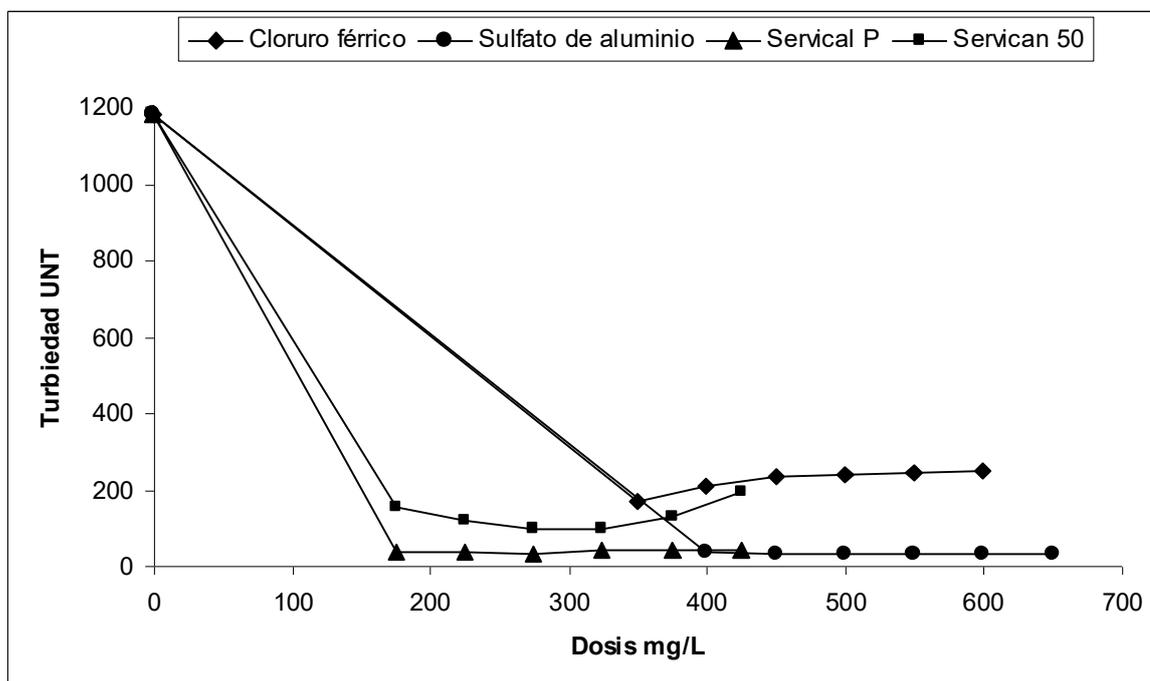


Figura 3.14 Remoción de turbiedad con los coagulantes en el taller A106.

En la figura 3.14 se observa que el FeCl_3 con una dosis de 350 mg/L permitió una remoción de 86% que equivale a una turbiedad residual de 165 UNT. Progresivamente la eficiencia fue disminuyendo con el incremento de la dosis hasta llegar a una remoción de 79% con 600 mg/L de FeCl_3 . Este hecho se explica porque cuando se produce la hidrólisis de la sal se da lugar a la formación del catión Fe^{3+} , el cual influye en la turbiedad del agua tratada. Por su parte el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ mostró una mayor eficiencia que el FeCl_3 y en todo el intervalo de dosis la turbiedad residual osciló entre 2.97% y 2.54% de su valor inicial, esto representa valores entre 35 UNT y 30 UNT, respectivamente. Las dosis óptimas de las sales ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ y FeCl_3) pudieron ser menores a 350 mg/L, sin embargo, no fueron evaluadas en la prueba.

El servical P disminuyó la turbiedad inicial (1180 UNT) hasta 35 UNT con una dosis de 175 mg/L llegando a 39 UNT con una dosis de 425 mg/L. Este polímero mostró una tendencia similar al $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, ya que el incremento de la dosis no produjo cambios significativos en la remoción y además la turbiedad residual osciló entre 2.97% y 3.31% de su valor inicial con una dosis entre 175 mg/L y 425

mg/L. Se dice entonces que una dosis de 400 mg/L y de 175 mg/L de los coagulantes $Al_2(SO_4)_3$ y servical P, respectivamente, es suficiente para reducir excepcionalmente la turbiedad. A diferencia del servical P, el servican 50 no siguió una tendencia de remoción constante en el intervalo de dosis evaluado y se puede distinguir una zona de mínima turbiedad residual situada entre la dosis de 275 mg/L y 325 mg/L y que corresponde a una remoción muy cercana a 92% (95 UNT), posteriormente el incremento de la dosis produjo una reestabilización.

3.3.4.2 Grasas y aceites

Tabla 3.8 Remoción de aceite con la dosis máxima y mínima de coagulantes en el taller A106

Coagulante	Dosis mg/L	Conc. residual (mg/L)	% de remoción
FeCl ₃	350	63.4	84.6
	600	33.5	91.9
Al ₂ (SO ₄) ₃	400	32.9	92.0
	650	27.2	93.4
Servical P	175	34.3	91.7
	425	33.5	91.9
Servican 50	175	49.9	87.9
	425	107.9	73.8

Concentración inicial de grasas y aceites en la susceptibilidad = 411 mg/L

De todas las concentraciones residuales (tabla 3.8), sólo la de 425 mg/L del polímero servical 50 quedó fuera de los límites establecidos por la norma NOM-002-ECOL-1996 (D.O.F., 1996). El resto de las dosis evaluadas con cada uno de los coagulantes produjo una concentración menor a 100 mg/L.

El servical P condujo a una remoción cercana a 92% con las dosis de 175 mg/L y 425 mg/L, respectivamente. El desempeño de éste polímero fue el mejor que el resto de los coagulantes porque logró una remoción mayor (91.7%) que la del servican 50 (87.9% con 125 mg/L y 73.8% con 425 mg/L) y además, en comparación con las sales lo hizo con una dosis más baja (125 mg/L). Por su

parte, el servican 50 fue mejor que las sales en términos de concentración de coagulante (125 mg/L) usado para disminuir la concentración inicial de aceite (411 mg/L) a menos de 100 mg/L, pero también fue superado por la remoción lograda con ambas dosis del $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ y con la más alta del FeCl_3 (600 mg/L).

Las concentraciones obtenidas después del tratamiento por coagulación también indican que seguramente hubo algún punto hipotético dentro del intervalo de la dosis evaluada con el servican 50 en el que se inició una redispersión del aceite emulsificado.

3.3.4.3 Sólidos

Tabla 3.9 Remoción de sólidos con la dosis máxima y mínima de coagulantes en el taller A106

Coagulante	Dosis (mg/L)	%R STT	%R SST	Sólidos remanentes (mg/L)	
				SDT	SST
FeCl_3	350	19.6	89.7	695	65
	600	0.11	78.6	809	135
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	400	23.7	95.0	690	31
	650	5.6	94.9	860	32
Servical P	175	47.0	91.1	444	56
	425	45.4	97.2	498	18
Servican 50	175	45.9	95.0	480	31
	425	42.1	91.5	493	54

Concentración inicial STT, SST y SDT: 945 mg/L, 632 mg/L y 313 mg/L, respectivamente.

%R = Porcentaje de remoción

Una dosis de 350 mg/L y 400 mg/L produjo una remoción de sólidos totales de 20% y 24% con el FeCl_3 y el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, respectivamente. Los valores de la tabla 3.9 indican de forma particular el bajo desempeño que tuvieron en la coagulación las sales produciendo una remoción de 0.11% y 5.6% con las dosis más altas del intervalo considerado. La forma de los sólidos totales que se removió considerablemente fue la suspendida dando lugar a remociones superiores a

90%, excepto con el FeCl_3 que produjo una remoción de 89.7% con una dosis de 350 mg/L y de 78.6% con una dosis de 600 mg/L.

La concentración de sólidos disueltos totales aumento con las dosis evaluadas de las sales, lo cual es típico en el tratamiento de aguas por coagulación (Caceres, 1993). Los polímeros también provocaron un incremento aunque de menor magnitud que fue confirmado con el aumento de la fracción volátil detectado en los análisis.

3.3.4.4 DQO

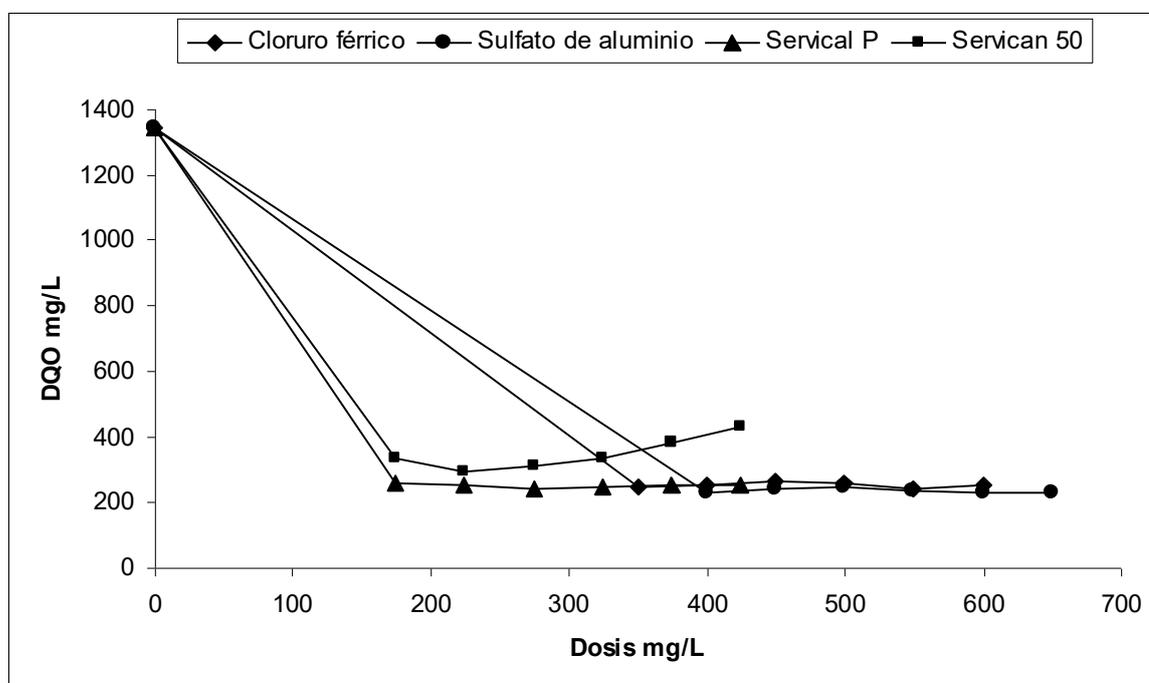


Figura 3.15 Remoción de DQO total con los coagulantes en el taller A106.

En la figura 3.15 se observa que la remoción producida con los coagulantes FeCl_3 , $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ y el servical P fue muy semejante e independiente de las dosis evaluadas. El FeCl_3 produjo una remoción que oscila entre 80.5% y 82% esto representa una variación de 1.6%, el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ entre 82% y 83.4% con una variación de 1.3%, y por último, el servical P entre 81% y 82% con una variación de 0.97%. Todo esto sugiere que el tratamiento con cualquiera de estos coagulantes se limita a lograr concentraciones de DQO entre oscilan entre 225

mg/L y 250 mg/L. Si se quisiera disminuir aún más esta concentración de DQO residual, entonces se requeriría de un tratamiento adicional como la ultrafiltración con membranas orgánicas (Benito *et al.*, 1999).

El servican 50 alcanzó un máximo de remoción en un intervalo de dosis que va desde 225 mg/L–275 mg/L. El incremento de la dosis provoca un aumento en la concentración residual de la DQO y ello se debe a que la materia suspendida como los sólidos y el aceite emulsificado se redispersó como consecuencia de la inversión de carga que provoca el servican 50. Este polímero produjo una remoción de 78.4%, reduciendo la DQO inicial (1,340 mg/L) hasta 290 mg/L, con la dosis óptima (225 mg/L) del intervalo evaluado (175 mg/L–425 mg/L).

A título ilustrativo, la figura 3.16 presenta una fotografía del agua presedimentada de este taller y del tratamiento en la prueba de jarras después de que concluyó la agitación.



Figura 3.16 Agua presedimentada: a) antes y b) después del tratamiento con el servican 50

3.4 VARIACIÓN DEL pH DURANTE LAS PRUEBAS DE JARRAS

En la figura 3.17 se muestra como el pH varía en función de la dosis de coagulante.

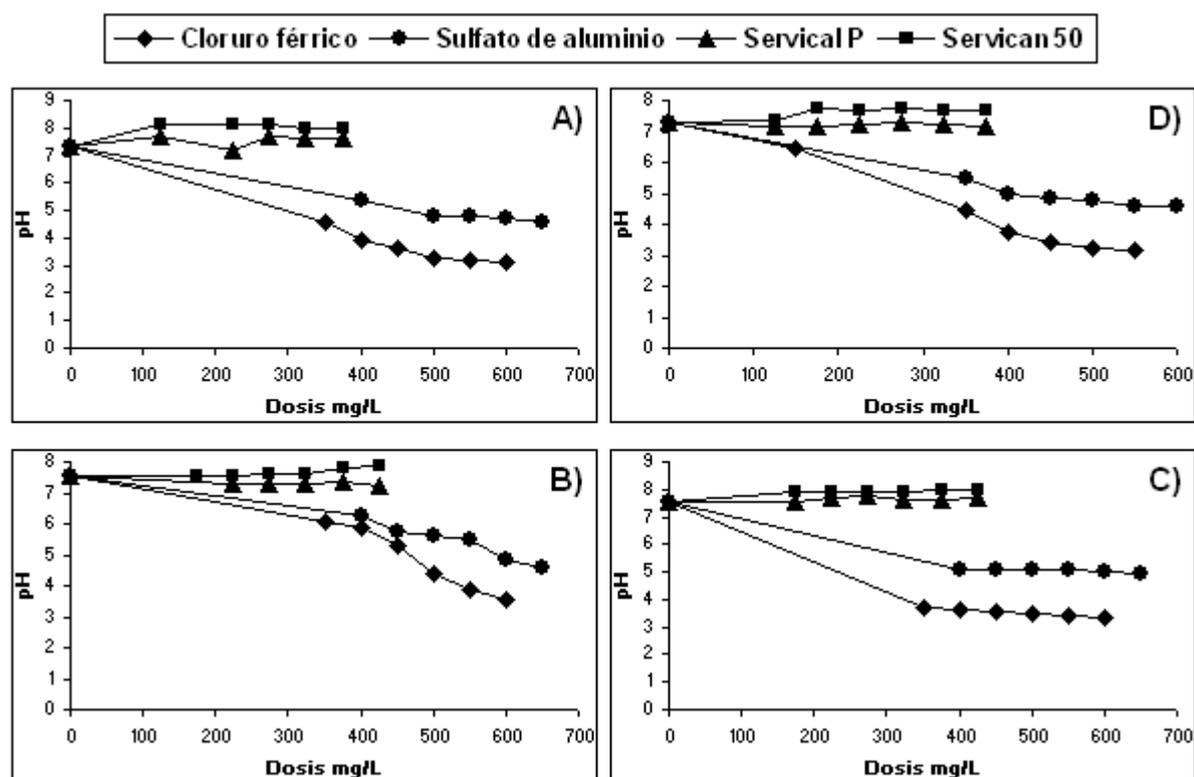


Figura 3.17 Variación del pH con la dosis de coagulante A) taller A029, B) taller A030, C) taller A032 y D) taller A106.

A partir de la figura 3.17 se observó lo siguiente:

1. El pH que resulta después del tratamiento con los polímeros fue casi constante en todo el intervalo de dosis seleccionado en los talleres A029, A030, A032 y A106. Los valores se situaron ligeramente por arriba de 7 con el servical P llegando hasta 7.6 como máximo. El servican 50 tuvo un impacto un poco mayor con un pH situado entre 7.7 y 8. El tratamiento con los polímeros produce una agua que cumple con los límites permisibles de la norma NOM-002-ECOL-1996 (D.O.F., 1996) y además se ubica dentro del rango típico de las aguas residuales municipales (Caceres, 1993).

2. Las sales disminuyeron paulatinamente el pH con el incremento de la dosis en el agua tratada de los talleres A029, A030, A106 y A032 notándose un efecto ligeramente más pronunciado en éste último. En todos los casos, el FeCl_3 disminuyó más el pH en comparación con el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ e incluso produjo valores de 3.1 y 3.2 con una dosis de 600 mg/L y 550 mg/L en los talleres A029 y A030, respectivamente. Este pH del agua requeriría de un tratamiento adicional para obtener valores cercanos a la neutralidad antes de ser descargada (Ghaly *et al.*, 2006) o utilizar un coagulante adicional como el óxido de calcio (Papadopoulos *et al.*, 1997) para disminuir el efecto que tienen las sales metálicas como el FeCl_3 o el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ en el pH del agua tratada.

3.5 EFECTO DEL pH EN LA REMOCIÓN DE GRASAS Y ACEITES, DQO TOTAL Y TURBIEDAD DEL TALLER A029

Con el fin de determinar la influencia que tiene el pH en la remoción llevada a cabo por las sales durante la coagulación se evaluó una dosis de 350 mg/L a un rango de pH entre 6.8 y 11.5 con el FeCl_3 y una dosis de 475 mg/L a un rango situado entre 6.5 y 11.9 con el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. También, en una de las jarras no se modificó el pH original del agua con la finalidad de que sirviera como punto de comparación. Los parámetros de turbiedad y DQO fueron analizados en el agua tratada en cada una de las jarras, mientras que las grasas y aceites se determinaron únicamente en el agua con menor concentración de DQO.

3.5.1 Turbiedad y DQO

La figura 3.18 presenta el efecto que tiene el pH en la remoción de la turbiedad y la DQO total del agua residual presedimentada con una dosis de 350 mg/L de FeCl_3 y 475 mg/L de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.

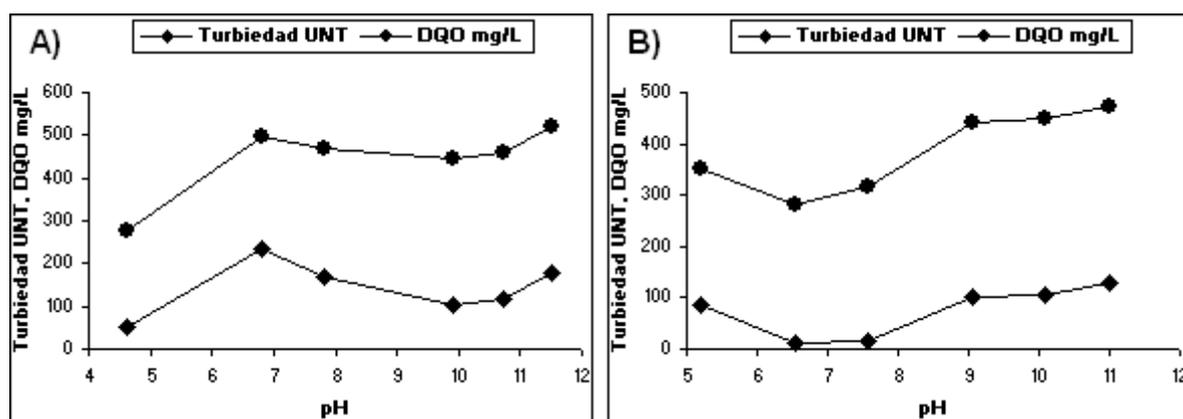


Figura 3.18 Efecto del pH del agua residual sobre la remoción de turbiedad y DQO total A) FeCl₃ y B) Al₂(SO₄)₃

En la figura 3.18 se puede notar lo siguiente:

1. Las tendencias de remoción fueron similares para cada coagulante solo que el FeCl₃ logró la mayor reducción de DQO y turbiedad con el pH original del agua residual (7.98) produciendo una remoción de 77% y 93.6% para la DQO y la turbiedad, respectivamente. Hubo otra zona en la que el FeCl₃ alcanzó una buena remoción situada en un intervalo de pH entre 9.9 y 10.7, ahí la turbiedad fue reducida hasta un 87% y la DQO hasta un 63%. El FeCl₃ no mejoró la eficiencia con los valores de pH diferentes al original.
2. El tratamiento con el Al₂(SO₄)₃ permitió que la turbiedad inicial llegara hasta 10 y 16 UNT en el intervalo de pH entre 6.5 y 7.6, lo que representa una remoción de 98.8% y 98%, respectivamente. Con ese mismo intervalo de pH, la DQO fue reducida hasta un 76.5% y 73.7%, respectivamente. El rango de pH con el que el Al₂(SO₄)₃ produjo la máxima remoción fue similar al que se ha reportado por otros autores (Al-Shamrani *et al.*, 2002b). A diferencia del FeCl₃, el Al₂(SO₄)₃ si produjo un beneficio adicional en el intervalo de pH entre 6.5 y 7.6.
3. Hubo una estrecha relación entre la DQO y la turbiedad a los diferentes valores de pH evaluados en la coagulación con el FeCl₃ y el Al₂(SO₄)₃. Esto indica que la turbiedad influyó sensiblemente en la DQO y que en las pruebas que se lleven a cabo en las mismas condiciones que se han descrito, la

determinación de la turbiedad sería suficiente para monitorear el proceso de coagulación.

3.5.2 Grasas y aceites

En la tabla 3.10 se presenta la influencia que tiene el ajuste del pH del agua en la concentración de aceite residual.

Tabla 3.10 Efecto del pH en la remoción de grasas y aceites

Coagulante	Tratamiento	pH	Aceites remanentes (mg/L)	Remoción (%)	DQO total remanente (mg/L)
FeCl ₃ (350 mg/L)	Sin modificar pH	4.6	22.6	93	276
	Mejor pH** (controlado)	9.9	34.7	89	445
Al ₂ (SO ₄) ₃ (475 mg/L)	Sin modificar pH	5.2	37.9	88	351
	pH óptimo**	6.5	28.4	91	282

Concentración inicial de aceite emulsificado: 318 mg/L ** Se refiere al pH mantenido durante el tratamiento que produjo la DQO más baja

Una remoción de 93% de grasas y aceites se llevo a cabo con el uso del FeCl₃ y el pH original del agua (7.98), sin embargo, cuando éste fue de 9.9 se obtuvo una remoción un poco menor (89%) (Tabla 3.10). El Al₂(SO₄)₃ mostró una eficiencia ligeramente menor en comparación con el FeCl₃ alcanzando una remoción de 88% y 91%, con el pH original y con un valor de 6.5, respectivamente. Sin embargo, cuando se lleva el pH inicial del agua a valores más alcalinos el uso del Al₂(SO₄)₃ si produce una mayor eficiencia en la remoción de grasas y aceites. Entonces, controlar el pH resultó benéfico en la remoción de aceite emulsificado en el caso del Al₂(SO₄)₃, y no del FeCl₃.

3.6 COMPARACIÓN DEL DESEMPEÑO DE LOS COAGULANTES EN LOS TALLERES A029, A030, A032 Y A106

En las tablas 3.11, 3.12, 3.13 y 3.14 se muestran las dosis óptimas de los coagulantes que lograron las máximas remociones de grasas y aceites, DQO total, sólidos suspendidos totales y turbiedad. Cuando las eficiencias obtenidas fueron muy similares (no más de 1%) con diferentes dosis del mismo coagulante, entonces se indicaron las de menor concentración.

3.6.1 Remoción de aceite (G & A)

Tabla 3.11 Concentración residual de aceites en los talleres A029, A030, A032 y A106

		Taller				P	S.D.	Rango
		A029 s.m.	A030	A032	A106			
FeCl₃	Dosis óptima (mg/L)	450	400	450	600	475	87	400–600
	G & A residual	18	34	30	33.5	29	7.4	18–34
	Remoción (%)	96	80	93.7	92	90	7	80–96
Al₂(SO₄)₃	Dosis óptima (mg/L)	600	<350	650	650	563	144	350–650
	G & A residual	29	22	33	27	28	5	22–33
	Remoción (%)	93	87	93	93	91.5	3	87–93
Servical P	Dosis óptima (mg/L)	325	325	425	175	313	103	175–425
	G & A residual	19	20	36	34	27	9	19–36
	Remoción (%)	95.5	88.5	92	92	92	2.86	88.5–95.5
Servican 50	Dosis óptima (mg/L)	225	225	425	175	263	111	175–425
	G & A residual	58	46	123	50	69	36	46–123
	Remoción (%)	86	73	74	88	80	8	73–88

Concentración inicial de aceite emulsificado: 419, 173, 477 y 411 mg/L en el taller A029, A030, A032 y A106, respectivamente. s.m. segundo muestreo P = promedio S.D.= desviación estándar < = Denota que la dosis óptima pudo haber sido menor a la dosis mínima evaluada.

De la tabla 3.11 se puede notar lo siguiente:

1. La remoción más alta de todos los ensayos efectuados en la prueba de jarras fue de 96% y se logró en el agua residual del taller A029 con una dosis de 450 mg/L de FeCl_3 . Inmediatamente le siguió en ese mismo taller el servical P que con una dosis de 325 mg/L produjo una remoción de 95.5%.
2. El tratamiento del agua residual del taller A030 con los 4 coagulantes condujo a la más baja eficiencia de remoción que, en promedio, fue de 82%, mientras que la más alta se obtuvo en el taller A029 (92.6%).
3. La máxima remoción promedio de aceite emulsificado la produjo el servical P y fue de 92%, después le siguieron el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, el FeCl_3 , y finalmente el servican 50.
4. A pesar de que en los talleres A032 y A106 se lavan tractocamiones y autobuses, dosis muy similares o iguales de los coagulantes removieron diferentes concentraciones de aceite. Este hecho indica que la reducción del aceite emulsificado es más sensible a la concentración inicial presente en el agua que a la concentración de la dosis, lo cual concuerda con los resultados obtenidos por otros autores (Ikeda *et al.*, 2002).
5. De acuerdo al valor de la desviación estándar (2.86), el servical P mostró la mayor uniformidad en la eficiencia de remoción de aceite emulsificado.
6. La concentración residual más baja fue de 18 mg/L obtenida en el taller A029 con el FeCl_3 y la más alta fue de 123 mg/L producida por el servican 50 en el taller A032
7. A excepción del servican 50 en el taller A032, la concentración residual de grasas y aceites producida por los coagulantes en la desemulsificación fue menor al límite establecido en la norma NOM-002-ECOL-1996 (D.O.F., 1996).

3.6.2 Remoción de DQO total

Tabla 3.12 Concentración residual de la DQO total en los talleres A029, A030, A032 y A106

		Taller				P	S.D.	Rango
		A029 s.m.	A030	A032	A106			
FeCl₃	Dosis óptima (mg/L)	400	400	500	<350	413	63	350–500
	DQO residual (mg/L)	280	262	279	242	266	18	242–280
	Remoción (%)	69	66	78	82	74	7.5	66–82
Al₂(SO₄)₃	Dosis óptima (mg/L)	600	500	600	<400	525	96	400–600
	DQO residual (mg/L)	256	264	241	227	247	16	227–264
	Remoción (%)	71.6	65.7	81	83	75	8	65.7–83
Servical P	Dosis óptima (mg/L)	325	325	425	275	338	63	275–425
	DQO residual (mg/L)	167	278	380	240	266	89	167–380
	Remoción (%)	81	64	70	82	74	9	64–82
Servican 50	Dosis óptima (mg/L)	275	275	375	225	288	63	225–375
	DQO residual (mg/L)	250	304	213	290	264	41	213–304
	Remoción (%)	72	60.5	83	78	73	10	60.5–83

Concentración inicial de la DQO total: 900, 770, 1270 y 1340 mg/L en el taller A029, A030, A032 y A106, respectivamente. s.m. segundo muestreo P = promedio S.D.= desviación estándar

De acuerdo a los datos de la tabla 3.12 se puede observar lo siguiente:

1. De todas las pruebas realizadas, la máxima remoción de la DQO total fue de 83% obteniéndose con el servican 50 en el taller A032 y con el Al₂(SO₄)₃ en el taller A106.
2. En promedio, la mayor eficiencia de remoción se obtuvo con el Al₂(SO₄)₃ (75%), la cual fue disminuyendo en el siguiente orden: FeCl₃ y servical P (74%) y servican 50 (73%).

3. El coagulante que mostró mayor consistencia en la remoción de la DQO total fue el FeCl_3 , ya que el valor de la desviación estándar (7.5) fue el menor comparado con el de los demás coagulantes.
4. La concentración residual de la DQO total osciló entre 213 mg/L (servican 50, taller A032) y 380 mg/L (servical P, taller A032), lo que representa un 17% y 30% de la concentración inicial, respectivamente.

3.6.3 Remoción de SST

Tabla 3.13 Concentración residual de SST total en los talleres A029, A030, A032 y A106

		Taller				P	S.D.	Rango
		A029 s.m.	A030	A032	A106			
FeCl_3	Dosis óptima (mg/L)	500	450	400	<350	425	65	350–500
	SST residual (mg/L)	36	16	39	65	39	20	16–65
	Remoción (%)	94	93.6	91.5	89.7	92	2	89,7–94
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	Dosis óptima (mg/L)	550	550	450	<400	488	75	400–550
	SST residual (mg/L)	36	26	14	31	27	9	14–36
	Remoción (%)	94	89.6	97	95	94	3	89,6–97
Servical P	Dosis óptima (mg/L)	275	375	225	425	325	91	225–425
	SST residual (mg/L)	3	34	10	18	16	13	3–34
	Remoción (%)	99.5	86	97.8	97	95	6	86–99.5
Servican 50	Dosis óptima (mg/L)	275	375	325	<175	288	85	175–375
	SST residual (mg/L)	34	89	8	31	41	34	8–89
	Remoción (%)	94	64	98	95	88	16	64–98

Concentración inicial de SST: 596, 250, 460 y 632 mg/L en el taller A029, A030, A032 y A106, respectivamente. s.m. segundo muestreo P = promedio S.D.= desviación estándar

A partir de la tabla 3.13 se tiene lo siguiente:

1. Los sólidos suspendidos fueron removidos en un 99.5% con el servical P en el taller A029. Esto representa la máxima eficiencia en comparación con el desempeño del resto de los coagulantes. Por otra parte, el servican 50 apenas consiguió una reducción del 64% de la concentración inicial (250 mg/L) de sólidos suspendidos presente en el agua residual del taller A030.
2. La eficiencia de remoción promedio lograda con los coagulantes disminuyó en el siguiente orden: servical P (95%), $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (94%), FeCl_3 (92%) y servican 50 (88%)
3. El FeCl_3 mostró una menor variabilidad en los porcentajes de remoción (94% 93.6% 91.5% y 89.7%) logrados en los diferentes talleres (A029, A030, A032 y A106) como se puede notar por el valor obtenido en la desviación estándar (2).
4. En términos generales, los rangos de concentración residual de los sólidos suspendidos que se obtuvieron con los 4 coagulantes son menores a algunos de los límites máximos permisibles (por ejemplo: ríos: uso en riego agrícola y aguas costeras: explotación pesquera, navegación y otros usos) establecidos en la norma mexicana NOM-001-ECOL-1996 (D.O.F., 1996). Los límites máximos permisibles de varios parámetros establecidos en esta norma se indican en el anexo IV.

3.6.4 Remoción de turbiedad

Tabla 3.14 Turbiedad residual en los talleres A029, A030, A032 y A106

		Taller				P	S.D.	Rango
		A029 s.m.	A030	A032	A106			
FeCl₃	Dosis óptima (mg/L)	<350	350	450	<350	375	50	350–450
	Turbiedad residual (UNT)	23	23	24	165	59	71	23–165
	Remoción (%)	97	96	98	86	94	6	86–98
Al₂(SO₄)₃	Dosis óptima (mg/L)	<400	<350	600	<400	438	111	350–600
	Turbiedad residual (UNT)	63	36	48	35	46	13	35–63
	Remoción (%)	91.6	93.7	96.6	97	95	2.6	91.6–97
Servical P	Dosis óptima (mg/L)	375	325	425	175	325	108	175–425
	Turbiedad residual (UNT)	18	14	85	35	38	33	14–85
	Remoción (%)	97.6	97.5	94	97	96.5	1.7	94–97.6
Servican 50	Dosis óptima (mg/L)	375	375	425	275	363	63	275–425
	Turbiedad residual (UNT)	43	53	856*	96	64	28	43–96
	Remoción (%)	94	90.7	39.7	92	79	26	39.7–94

Turbiedad inicial: 750, 570, 1420 y 1180 UNT en el taller A029, A030, A032 y A106, respectivamente. s.m. segundo muestreo P = promedio S.D. = desviación estándar

* Valor descartado en el promedio, S.D. y rango

De acuerdo a los datos de la tabla 3.14 se tiene lo siguiente:

1. Todos los coagulantes mostraron un mejor desempeño en el taller A029, ya que en promedio lograron una remoción de turbiedad del 95%.
2. La mayor eficiencia (98%) de todas las pruebas realizadas se obtuvo con el FeCl₃ en el taller A032, y en ese mismo establecimiento el servican 50 solo logró una remoción de 39.7% que representa el porcentaje más bajo.

3. La eficiencia de remoción de turbiedad, en promedio, obtenida con los coagulantes disminuyó en el siguiente orden: servical P (96.5%), $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (95%), FeCl_3 (94%) y servican 50 (79%).
4. La remoción obtenida con el servical P en los talleres A029, A030 y A106 fue muy similar (97.6%, 97.5% y 97%, respectivamente).
5. Considerando a los 4 talleres, el rango de turbiedad residual osciló entre 14 y 165 UNT, sin embargo, en general los 4 coagulantes alcanzaron valores menores a 100 UNT.

3.7 MEJOR COAGULANTE

El mejor coagulante se determina en base a los siguientes criterios:

1. Reducción, en primera instancia, de la concentración de aceite emulsificado de los efluentes de los talleres de lavado y engrasado y, en segundo término, de la DQO total debido a la restricción que impone en el reuso del agua tratada.
2. Remoción de la materia que se encuentra suspendida (SST y turbiedad), ya que es el propósito de un tratamiento por coagulación y además, permite evaluar el desempeño del mismo (Dentel, 1991).
3. Las eficiencias de remoción de los parámetros citados en esta lista y que se muestran en la tabla 3.15.

Tabla 3.15 Remoción promedio de grasas y aceites, DQO total, SST y turbiedad de los talleres A029, A030, A032 y A106

Parámetro Coagulante	(%R) Grasas y aceites	(%R) DQO total	(%R) SST	(%R) Turbiedad
FeCl ₃	90	74	92	94
Al ₂ (SO ₄) ₃	91,5	75	94	95
Servical P	92	74	95	96,5
Servican 50	80	73	88	79

%R: porcentaje de remoción promedio

En la tabla 3.15 se muestran los porcentajes de remoción promedio obtenidos (considerando las dosis óptimas) con los coagulantes durante el tratamiento con la prueba de jarras del agua residual presedimentada de los 4 talleres (A029, A030, A032 y A106).

Como se observa en la tabla, se nota un mejor desempeño del Al₂(SO₄)₃ respecto a las sales metálicas, y del servical P en cuanto a los polímeros. Entonces, si se comparan el servical P y el Al₂(SO₄)₃ se puede observar que este último produjo una reducción de la DQO total ligeramente mayor (75%), pero por otra parte, el servical P logró porcentajes de remoción superiores de grasas y aceites, SST y turbiedad (92%, 95% y 96.5%).

También, con base en lo establecido por la norma NOM-002-ECOL-1996 (D.O.F., 1996), el servical P, a diferencia del Al₂(SO₄)₃, no produce valores de pH (figura 3.17) que requieran de un tratamiento adicional, o bien, de un reactivo como el óxido de calcio para obtener un agua que se pueda descargar al alcantarillado público.

Otra ventaja del servical P es que la concentración (dosis óptimas) promedio para la remoción de grasas y aceites (tabla 3.11), DQO total (tabla 3.12), SST (tabla 3.13) y turbiedad (tabla 3.14) es menor a la requerida por el Al₂(SO₄)₃, lo que, a reserva de que se llevara a cabo un estudio económico, podría traducirse en menores costos de tratamiento a escala real.

En resumen, dentro de las opciones evaluadas, el servical P es el mejor coagulante que se puede emplear en el tratamiento de las aguas oleosas generadas en los talleres de lavado y engrasado.

3.8 PRODUCCIÓN DE LODOS

En la tabla 3.16 se encuentra el volumen aproximado de lodos producidos que fue determinado al finalizar el tratamiento en las jarras graduadas con cada uno de los coagulantes y en cada uno de los talleres muestreados. Además, se indican los intervalos de dosis de coagulantes (I. D.) y los rangos de volúmenes de lodos (R. L.) correspondientes.

Tabla 3.16 Lodos producidos en la desemulsificación durante la prueba de jarras

		Taller			
		A029 s.m.	A030	A032	A106
FeCl₃	I. D. (mg/L)	350 – 600	350 – 550*	350 – 600	350 – 600
	R. L. (mL/L)	80 – 100	70 – 90	180 – 200	80 – 110
Al₂(SO₄)₃	I. D. (mg/L)	400 – 650	350 – 600	400 – 650	400 – 650
	R. L. (mL/L)	75 – 110	80 – 100	170 – 200	80 – 100
Servical P	I. D. (mg/L)	125 – 375	125 – 375	225 – 425*	175 – 425
	R. L. (mL/L)	90 – 110	70 – 90	150 – 190	75 – 95
Servican 50	I. D. (mg/L)	125 – 375	125 – 375	175 – 425	175 – 425
	R. L. (mL/L)	30 – 40	30 – 40	50 – 60	30 – 40

I. D.= intervalo de dosis evaluado R. L.= rango de lodo producido s.m.= segundo muestreo

*: Una dosis puntual de 150 mg/L se evaluó y produjo un volumen de lodo apenas perceptible

†: No se incluye la dosis de 175 mg/L por una fuga en la jarra durante el periodo de agitación

Según los datos de la tabla 3.16 se puede observar lo siguiente:

1. A excepción del servican 50, únicamente en el taller A032 los lodos producidos por el Al₂(SO₄)₃, el FeCl₃ y el servical P fueron aproximadamente el doble de volumen obtenido en los demás talleres (A029, A030 y A106).

2. El servican 50 fue el único coagulante que produjo volúmenes de lodo menores en comparación con el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, el FeCl_3 y el servical P. Además, la forma del floculo no fue aproximada a una esfera, sino más bien como “hojuelas” que en buena medida quedaban adheridas a las paredes de la jarra y algunas otras flotaban en la superficie del agua tratada. Este es uno de los factores que explica porque el volumen de lodo sedimentado fue menor con el uso del servican 50.

En la tabla 3.17 se sustenta lo descrito en los anteriores párrafos:

Tabla 3.17 Lodo promedio producido en los talleres con los diferentes coagulantes

		Taller			
		A029	A030	A032	A106
FeCl₃	P (mL/L)	90	80	190	95
Al₂(SO₄)₃	P (mL/L)	92,5	90	185	90
Servical P	P (mL/L)	100	80	170	85
Servican 50	P (mL/L)	35	35	55	35

P = promedio de lodo producido (mL/L)

Estos resultados se representan gráficamente en la figura 3.19.

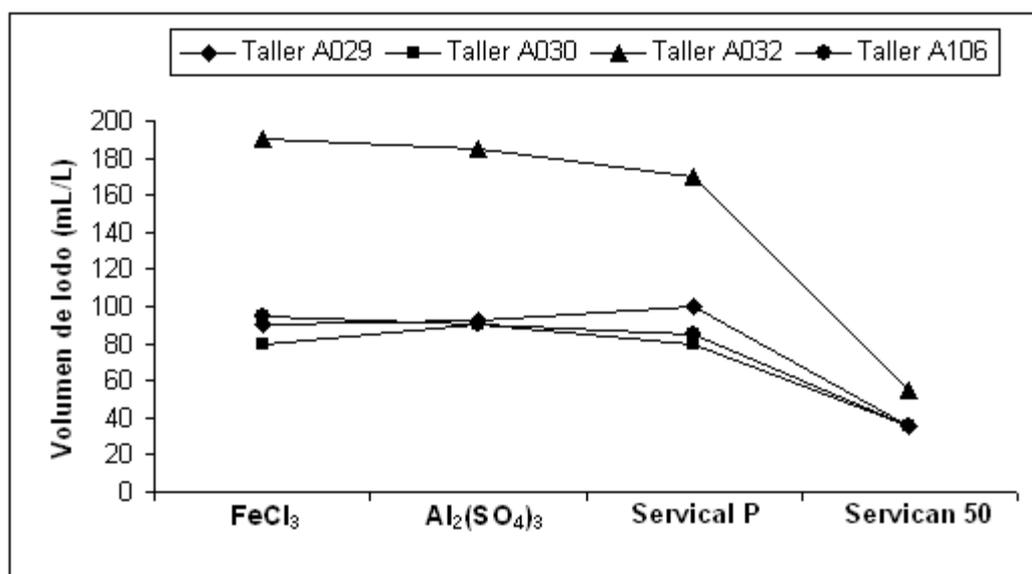


Figura 3.19. Lodo promedio producido en los diferentes talleres

3.9 EFICIENCIA DEL TRATAMIENTO INTEGRADO SEDIMENTACIÓN–DESEMULSIFICACIÓN

Tabla 3.18 Eficiencias de remoción de la sedimentación–desemulsificación

Parámetro	Taller	Efluente	Sedimentación	Desemulsificación	Remoción global (%)
Grasas y aceites (mg/L)	A029*	1344	419	31	97.7
	A030	2877	173	31	98.9
	A032	4855	477	56	98.9
	A106	1832	411	36	98.0
DQO total (mg/L)	A029*	3090	900	238	92.3
	A030	4585	770	277	94.0
	A032	8350	1270	278	96.7
	A106	2940	1340	250	91.5
SST (mg/L)	A029*	3935	596	27	99.3
	A030	5778	250	41	99.3
	A032	5460	460	18	99.7
	A106	3388	632	36	98.9
Turbiedad (UNT)	A029*	1690	750	37	97.8
	A030	1920	570	32	98.4
	A032	3770	1420	52	98.6
	A106	1500	1180	83	94.5

* s. m. = segundo muestreo

En la tabla 3.18 se muestran las concentraciones residuales después de la sedimentación por 30 minutos (prueba de susceptibilidad) y de la desemulsificación (concentraciones promedio de los 4 coagulantes), obtenidas a partir del efluente de los 4 talleres de lavado y engrasado, así como la remoción global lograda con ambos procesos.

En la tabla se puede notar que la mínima remoción fue de 91.5% (DQO total, taller A106), mientras que la máxima fue de 99.7% (SST, taller A032). Ello indica la alta eficiencia del tratamiento por sedimentación–desemulsificación respecto a todos los parámetros.

CONCLUSIONES

1. Los parámetros en las aguas residuales de los talleres de lavado y engrasado alcanzan niveles muy altos (grasas y aceites: 4855 mg/L, DQO total: 8350 mg/L, STT: 7329 mg/L y turbiedad: 3770 UNT).
2. El separador convencional piloto eliminó parcialmente contaminantes como los aceites libres (80%), sólidos suspendidos (88%) y la DQO total (74%). Estos límites alcanzables fueron confirmados bajo condiciones de separación ideal simuladas con la prueba de susceptibilidad.
3. Sin un tratamiento previo como la coagulación, el separador convencional piloto no es capaz de reducir por si solo la concentración de aceite de los efluentes generados en los talleres de lavado y engrasado a menos de 100 mg/L (límite máximo permisible de la NOM-002-ECOL-1996).
4. La concentración de aceite emulsificado de los efluentes de los talleres es variable y está en función del tipo de detergente y cantidad de aceites expuesta durante el lavado.
5. El tratamiento del agua presedimentada de los 4 talleres con las dosis óptimas de los 4 coagulantes condujo a eficiencias de remoción que van desde 80 a 90%, 73 a 75%, 88 a 95% y 79 a 96%, en grasas y aceites, DQO total, SST y turbiedad.
6. El tratamiento con las sales disminuyó el pH original del agua debido a la hidrólisis que experimentan éstas. El efecto del FeCl_3 (pH entre 3.1–3.5) fue mayor en comparación con el que produjo el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (pH alrededor de 4.6).
7. El $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ fue capaz de incrementar la eficiencia de remoción de grasas y aceites, turbiedad y DQO total cuando se aumentó la alcalinidad del agua residual presedimentada del taller A029 para tener un pH de 6.5 durante el tratamiento, mientras que el FeCl_3 no lo consigue.

8. El servical P fue el mejor coagulante (considerando las dosis óptimas obtenidas en el tratamiento del agua presedimentada de los 4 talleres) logrando reducir, en promedio, 92%, 74%, 95% y 96.5% las grasas y aceites, la DQO total, los SST y la turbiedad, respectivamente.
9. Un tratamiento de coagulación (desemulsificación) permitiría alcanzar los límites dictados por la norma NOM-002-ECOL-1996 antes de la descarga al alcantarillado de las aguas residuales de talleres de lavado y engrasado.
10. La calidad del agua que se obtiene con este tipo de tratamiento permitiría su reuso en el lavado de, por lo menos, los chasis de los vehículos automotores. Por otra parte, un reuso no restringido necesitaría un tratamiento adicional para reducir aún más la DQO total residual.

RECOMENDACIONES

1. Como el separador convencional piloto de grasas y aceites diseñado y construido con base en los criterios del A.P.I. logró reducir considerablemente la concentración de aceites libres, DQO total y SST, se recomienda que los talleres de lavado engrasado prevean en un futuro tener por lo menos instaladas este tipo de unidades de tratamiento para sus efluentes.
2. Recomendar a los propietarios de los talleres de lavado y engrasado el uso de detergentes domésticos en vez de los desengrasantes, ya que estos últimos favorecen en mayor grado la formación de emulsiones.
3. De acuerdo con las investigaciones que se han hecho en la literatura acerca del tratamiento por coagulación de aguas residuales oleosas prefabricadas, se recomienda realizar un estudio a nivel laboratorio con todos los coagulantes considerados en este trabajo en el que se varíen las condiciones de mezcla, especialmente la intensidad de agitación, con la finalidad de determinar el impacto que tienen éstas en la remoción de aceites emulsificados, DQO total, SST, turbiedad, SAAM e incluso SDT.

4. Con las mismas condiciones de mezcla que se usaron en el presente trabajo de investigación, se recomienda evaluar algunos otros coagulantes que se encuentren reportados en la literatura. Uno de ellos es el cloruro de calcio (CaCl_2) por su bajo costo, el cual además ha demostrado un buen desempeño para la remoción de aceite emulsificado logrando resultados comparables a los producidos por las sales metálicas trivalentes como el AlCl_3 .

5. Se recomienda que se instale en los talleres de lavado y engrasado un tanque de mezclado operando en batch que permita tratar por coagulación las aguas residuales oleosas después que se han sometido a una separación, para ello se deben tomar en cuenta los resultados obtenidos con la prueba de jarras (tipo y dosis de coagulante óptimo, duración e intensidad de mezclado y tiempo de sedimentación). Sin embargo, debe tomarse en cuenta lo siguiente:
 - 5.1 Determinar con la prueba de jarras la dosis óptima (midiendo la DQO total) del coagulante (servical P) que se debe aplicar a un volumen de agua presedimentada predeterminado.

 - 5.2 El agua que se someta a un tratamiento de coagulación (desemulsificación), considerando lo mencionado en el anterior párrafo, puede ser reusada en el lavado del chasis de los vehículos automotores.

BIBLIOGRAFÍA

- Al-Malack, M. H.; Abuzaid, N. S.; El-Mubarak, A. H. 1999. *Coagulation of polymeric wastewater discharged by a chemical factory*. Water Research. 33(2):521-529
- Al-Shamrani, A. A.; James, A.; Xiao, H. 2002a. *Separation of oil from water by dissolved air flotation*. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects. 209:15-26.
- Al-Shamrani, A. A.; James, A.; Xiao, H. 2002b. *Destabilisation of oil-water emulsions and separation by dissolved air flotation*. Water Research. 36:1503-1512.
- APHA–AWWA–WPCF, 1989. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 17^a edición. Washington D. C., E. U. 1624 pp.
- A.P.I. 1990. *Design and Operation of Oil – Water Separators*. Publicación 421. 1^a edición. American Petroleum Institute. Washington D. C., E. U. 43 pp.
- Benito, J. M.; Ríos, G.; Gutiérrez, B.; Pazos, C.; Coca, J. 1998. *Methods for the separation of emulsified oil from water: a state of the art review*. En Trends in Chemical Engineering, Research Trends, Trivandrum. 4:203-231.
- Benito, J. M.; Ríos, G.; Gutiérrez, B.; Pazos, C.; Coca, J. 1999. *Integrated process for the removal of emulsified oils from effluents in the steel industry*. Separation Science and Technology. 34(15):3031-3043.
- Bottero, J. Y.; Cases, J. M.; Fiessinger, F.; Poirier, J. E. 1980. *Studies of hydrolyzed aluminum chloride solutions 1. Nature of aluminum species and composition of aqueous solutions*. The Journal of Physical Chemistry. 84(22):2933-2939.

- Bottero, J. Y.; Tchoubar D.; Cases, J. M.; Fiessinger, F. 1982. *Investigation of the hydrolysis of aqueous solutions of aluminum chloride 2. Nature and structure by small-angle x-ray scattering*. The Journal of Physical Chemistry. 86(18) 3667-3673.
- Brown, C. 2002. *Water conservation in the professional car wash industry*. International Carwash Association. 60 pp.
- Caceres, L. 1993. *Comparison of lime and alum treatment of municipal wastewater*. Water Science and Technology. 27(11):261-264.
- Deepak, D.; Roy, S. G.; Raghavan, K.; Mukherjee, S. 1988. *Effect of ferric chloride on the separation of miscible from waste water*. Indian Journal of Environmental Health. 31(1):43-49.
- Dentel, S. K. 1991. *Coagulant control in water treatment*. Critical Reviews in Environmental Control. 21(1):41-135.
- D.O.F., 1996. Norma Oficial Mexicana NOM-002-ECOL-1996 "límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal". Publicación 24 de diciembre de 1996.
- D.O.F., 1996. Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996 "límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales". Publicación 24 de junio de 1996.
- Ghaly, A. E.; Snow, A.; Faber, B. E. 2006. *Treatment of grease filter washwater by chemical coagulation*. Canadian Biosystems Engineering. 48:13-22.
- Gregory, J y Duan, Jinming. 2001. *Hydrolyzing metal salts as coagulants*. Pure and Applied Chemistry. 73(12):2017-2026.

- Isaacs, E. E. y Chow R. S. 1992. *Practical aspects of emulsion stability*. En *Emulsions Fundamentals and Applications in the Petroleum Industry*. American Chemical Society, Washington D. C., E. U. 428 pp.
- Ikeda, E.; Rodrigues, D. G.; Nozaki, J. 2002. *Treatment of effluents of poultry slaughterhouse with aluminum salts and natural polyelectrolytes*. *Environmental Technology*. 23:949-954.
- Jaouani, A.; Vanthourhout, M.; Penninckx, M. J. 2005. *Olive oil mill wastewater purification by combination of coagulation flocculation and biological treatments*. *Environmental Technology*. 26:633-641.
- Kamel, A.; Sabet, V.; Sadek, H.; Srivastava, S. N. 1978. *The role of non – ionic surfactants in emulsion stability*. *Progress in colloid & polymer science*. 63:33-40.
- Kokal, S. 2005. *Crude oil emulsions: a state of the art review*. Annual Technical conference and exhibition, San Antonio. Society of petroleum engineers. 9 pp.
- Letterman, R.D.; Amirtharajah, A.; O'Melia C. R. 1999. *Coagulation and flocculation*. En *Water Quality and Treatment A Handbook of Community Water Supplies*. 5ª edición. McGraw Hill, E. U. 1248 pp.
- Lissant, K. J. 1983. *Demulsification of oil in water emulsions*. En *Demulsification: Industrial applications*. Marcel Dekker, New York. 162 pp.
- Liu, G.; Xu, X.; Gao, J. 2004. *Study on demulsification of the oil in water emulsion from column top of a delayed coking unit in refinery I*. *Petroleum Science and Technology*. 22(3):233-245.
- López, C. M. 2002. *Evaluación y optimización de la eficiencia de los separadores convencionales de aceite para los talleres y servicios para autos*. Tesis de grado de maestría. Toluca, Universidad Autónoma del Estado de México, Facultad de Ingeniería, Centro Interamericano de Recursos del Agua. 160 pp.

- Mahdi, S. M. y Sköld, R. O. 1991. *Membrane filtration for the recycling of water based synthetic metalworking fluids*. Filtration and Separation. 28:407-414.
- Metcalf y Eddy Inc. 2002. *Chemical unit processes*. En Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. McGraw-Hill Education Editions. 4ª edición. 1830 pp.
- Meysami, B. y Kasaeian, A. B. 2005. *Use of coagulants in treatment of olive oil wastewater model solutions by induced air flotation*. Bioresource Technology. 96:303-307.
- Morante, G. 2002. *Electrocoagulación de aguas residuales*. Revista colombiana de física. 34(2):484-487.
- Moursy, A. S. y Abo, S. E. 1982. *Treatment of oily refinery wastes using a dissolved air flotation process*. Environment International 7:267-270.
- Nelson, R. D. 2003. *Chemical Nature of Surfaces and Surfactants*. En Dispersing Powders in Liquids. 3ª edición. Elsevier. 246 pp.
- Página de internet: <http://www.pslc.ws/spanish/index.htm>
- Panpanit, S.; Visvanathan, C.; Muttamara, S. 2000. *Separation of oil – water emulsion from car washes*. Water Science and Technology. 41(10 – 11):109-116.
- Papadopoulos, A.; Savvides, M.; Loizidis, Haralambous, K. J.; Loizidou, M. 1997. *An assessment of the quality and treatment of detergent wastewater*. Water Science and Technology. 36(2 – 3):377-381.
- Pinotti, A.; Bevilacqua, A.; Zaritzky, N.. 1997. *Optimization of the flocculation stage in a model system of a food emulsion waste using chitosan as polyelectrolyte*. Journal of Food Engineering. 32:69-81.

- Pinotti, A. y Zaritzky, N. 2001. *Effect of aluminum sulfate and cationic polyelectrolytes on the destabilization of emulsified wastes*. Waste Management. 21:535-542.
- Ríos, G.; Pazos, C.; Coca, J. 1998. *Destabilization of cutting oil emulsions using inorganic salts as coagulants*. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects. 138:383-398.
- Salager, J. L. 1992. Cuaderno *el mundo de los surfactantes*. Laboratorio de formulación, interfases, reología y procesos. Facultad de ingeniería. ULA. Venezuela. 37 pp.
- Schramm, L. L. 1992. *Petroleum emulsions*. En *Emulsions Fundamentals and Applications in the Petroleum Industry*. American Chemical Society, Washington D. C., E. U. 428 pp.
- Suzuki, Y.; Maruyama, H.; Tegane, H.; Goto, T. 2002. *Removal of suspended substances by coagulation and foam separation from municipal wastewater*. Water Science and Technology. 46(11 – 12):183-188.
- Tadros, F. T. 2005. *Introduction*. En *Applied Surfactants: Principles and Applications*. John Wiley & Sons. 654 pp.
- USACE. 2001. Manual número 1110-1-4012 de Engineering and Design: Precipitation/ Coagulation/Flocculation. Department of Army. Washington D. C., E. U. 101 pp.
- Varela, S. J. 1986. *Análisis comparativo de polímeros naturales y sintéticos aplicados al tratamiento de aguas*. Tesis de grado de maestría. México, Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ingeniería. 105 pp.
- Verwey, E. J. W. y Overbeek, J. Th. G. 1948. *On the interaction of spherical colloidal particles*. En *Theory of the Stability of Lyophobic Colloids*. Elsevier, Amsterdam. 205 pp.

- WEF. 1995. *Controlling vehicle service facility*. Water Environment Federation, Alexandria, V. A. E. U. 108 pp.
- Zhu, X.; Reed, B. E.; Lin, W.; Carriere, P. E.; Roak, G. 1997. *Investigation of emulsified oil wastewater treatment with polymers*. Separation Science and Technology. 32(13):2173-2187.
- Zouboulis, A.I. y Avranas, A. 2000. *Treatment of oil in water emulsions by coagulation and dissolved air flotation*. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects. 172:153-161.
- Zunan, Q.; Yi, Z.; Yuqiao, F. 1995. *Removal of oil from concentrated wastewater by attapulgite and coagulant*. Water Quality Research Journal of Canada. 30(1):89-99.