



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA

INSTITUTO DE INGENIERÍA

**REMOCIÓN DE DISRUPTORES ENDÓCRINOS Y
FÁRMACOS DEL AGUA RESIDUAL DEL EMISOR
CENTRAL MEDIANTE UN PROCESO DE COAGULACIÓN-
FLOCULACIÓN**

T E S I S

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRO EN INGENIERÍA

INGENIERÍA AMBIENTAL-AGUA

P R E S E N T A :

I. A. VÍCTOR JESÚS GARCÍA LUNA

TUTORA:

DRA. BLANCA ELENA JIMÉNEZ CISNEROS



JURADO ASIGNADO:

Presidente: DR. ALFONSO DURÁN MORENO
Secretario: DRA. ROSA MARÍA RAMÍREZ ZAMORA
Vocal: DRA. BLANCA ELENA JIMÉNEZ CISNEROS
1^{er}. Suplente: DRA. PETIA MIJAYLOVA NACHEVA
2^{do}. Suplente: DR. EDUARDO VEGA GONZALEZ

Lugar o lugares donde se realizó la tesis:

INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM

TUTOR DE TESIS

DRA. BLANCA ELENA JIMÉNEZ CISNEROS

FIRMA

DEDICATORIAS

La culminación de este trabajo la dedico a mis padres, Víctor Manuel García Hernández y María Guadalupe Luna Velazquez por darme la vida y la mayor de las herencias, el estudio. Gracias por su amor, cuidados, confianza y consejos. Son mi admiración y más grande ejemplo a seguir. El hombre que soy es gracias a ustedes. Los Amo.

A ustedes hermanas, mis mejores amigas, Roberta Scarlet y Guadalupe Nayeli García Luna por todo su cariño, apoyo y por estar siempre pendiente de mí. Son mi adoración.

A mis abuelos, Adalberto Luna y Angela Hernandez (mis dos angeles) por su sabiduria transmitida. Siempre estarán presentes en mi corazón.

Los Amo con Todo el Corazón.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Autónoma de México y al Instituto de Ingeniería por permitirme seguir adelante en el ámbito profesional y otorgarme las facilidades para el desarrollo del presente trabajo de investigación. Asimismo, al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo económico otorgado para solventar mi estancia y estudios de maestría.

A la Dra. Blanca Elena Jiménez Cisneros, mi tutora, por su apoyo, orientación, paciencia y sabiduría brindada a lo largo de estos años. El trabajar con usted es una experiencia invaluable que llevaré siempre conmigo.

A la Dra. Alma C. Chávez Mejía y a los miembros de mi jurado: Dr. Alfonso Durán Moreno, Dra. Petia Mijaylova Nacheva, Dra. Rosa María Ramírez Zamora y Dr. Eduardo Vega Gonzalez, por su valiosa aportación para enriquecer el presente trabajo.

Al Grupo de Tratamiento y Reuso: M. en C. Catalina Maya Rendon, M. en I. Elias Becerril Bravo, Ing. Lucila Mendoza Sánchez por el apoyo brindado. Así mismo a la Ing. Carolina Reyes y a la Q. A. Ana Ruiz por sus atenciones, consejos y pláticas amenas.

A mis compañeros del cubículo y de la maestría: Anemir, Andres, Rosa, Said, Maru, Raquel, Laura, Oriana, Karina, Diana Vianey, Erika

Jimena, Dianita, Emilio, Pierre, Alfonso, Jesus, Thania, Fabian, Arnold, Magaly, Iris, Ariadna, Aurora, Flor, Juan Fernando y David por su amistad y compañerismo, lo que permitio que el trabajo fuese ameno y mí estancia placentera. A Jose Adrian Rios (de la hermana republica de Colombia) y Juan Carlos Durán por su amistad, apoyo, conocimientos y horas de laboratorio que compartimos, sin ustedes este trabajo no sería el mismo.

A Gloria (goyis) y Adriana (ady) cuya amistad es invaluable. Asimismo a Leonel, con quien compartí más que horas de estudio y trabajo. Gordo, sabes que en mí tienes más que un amigo, gracias por tu amistad!!.

A ti Marcela, por tu amistad, cariño, cuidados, por estar siempre al pendiente y preocuparte por mí, por todas tus palabras de aliento. Te convertiste en mí más grande apoyo y sin ti, esto no hubiese sido posible. Gracias por compartir tantas cosas juntos. Y a Panke, simplemente por ser él. Que Dios los Bendiga, Guie y Proteja.

ÍNDICE

| | Página |
|--|--------|
| RESUMEN | 1 |
| 1. INTRODUCCIÓN Y JUSTIFICACIÓN | 2 |
| 1.1. Introducción..... | 2 |
| 1.2. Justificación..... | 4 |
| 2. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS | 5 |
| 2.1. Premisas..... | 5 |
| 2.2. Hipótesis..... | 5 |
| 2.3. Objetivos..... | 6 |
| 2.4. Alcances..... | 6 |
| 3. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA | 7 |
| 3.1. Uso del agua residual para la agricultura en México..... | 7 |
| 3.2. Contaminantes emergentes..... | 8 |
| 3.2.1. Disruptores endócrinos (EDC's - endocrine disruptors)..... | 10 |
| 3.2.2. Fármacos..... | 10 |
| 3.3. Efectos de los contaminantes emergentes..... | 12 |
| 3.4. Procesos de tratamiento para remover contaminantes emergentes..... | 13 |
| 3.5. Fundamentos del proceso físico-químico convencional..... | 14 |
| 3.6. Proceso de floculación..... | 16 |
| 3.7. Tipos de floculantes..... | 19 |
| 3.7.1. Floculantes orgánicos naturales..... | 19 |
| 3.7.2. Floculantes orgánicos sintéticos..... | 19 |
| 3.8. Tipos de floculación (transporte de las partículas coloidales)..... | 22 |
| 4. METODOLOGÍA | 24 |
| 4.1. Sitio de muestreo del agua residual..... | 24 |
| 4.2. Muestreo del agua residual..... | 25 |
| 4.3. Caracterización del agua residual..... | 27 |
| 4.4. Realización de las pruebas de jarras..... | 34 |
| 4.5. Diseño de experimentos..... | 35 |

| | | |
|-----------|---|-----------|
| 4.5.1. | 1ª Etapa: Selección de los polielectrolitos para el estudio..... | 36 |
| 4.5.2. | 2ª Etapa: Selección de la dosis de polielectrolito (de entre al menos 5 dosis) con base en la remoción de parámetros físicos y químicos convencionales... | 37 |
| 4.5.3. | 3ª Etapa: Evaluación de polielectrolitos utilizando la mejor dosis (20 mg/L), con base en la eficiencia de remoción de contaminantes emergentes..... | 38 |
| 5. | RESULTADOS Y DISCUSIÓN..... | 39 |
| 5.1. | Evaluación de los tipos y dosis de polielectrolito (de entre al menos 5 dosis) con base en la remoción de parámetros físicos y químicos convencionales..... | 39 |
| 5.1.1. | Evaluación de polielectrolitos catiónicos para remoción de sólidos suspendidos totales <i>SST</i> en base al tipo y dosis utilizadas..... | 39 |
| 5.1.2. | Evaluación de polielectrolitos aniónicos y no iónico para remoción sólidos suspendidos totales <i>SST</i> en base al tipo y dosis utilizadas..... | 41 |
| 5.1.3. | Evaluación de polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónico para remoción de demanda química de oxígeno <i>DQO_T</i> , turbiedad y color verdadero en base al tipo y dosis utilizadas..... | 44 |
| 5.1.4. | Evaluación de polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónico sobre el efecto en el pH y la remoción de sólidos disueltos totales <i>SDT</i> y conductividad en base al tipo y dosis utilizadas..... | 45 |
| 5.2. | Evaluación de la coagulación-floculación con base en la remoción de contaminantes emergentes..... | 47 |
| 5.2.1. | Contaminantes emergentes (fármacos y disruptores endócrinos) en el agua residual cruda..... | 49 |
| 5.2.2. | Efecto del tipo de carga de los polielectrolitos (catiónicos, aniónicos y no iónicos) con base en la remoción de contaminantes emergentes ($\mu\text{mol/L}$)..... | 50 |
| 5.2.3. | Efecto de la densidad de carga (alta, mediana y baja) de polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos con base en la remoción de contaminantes emergentes ($\mu\text{mol/L}$)..... | 55 |
| 5.2.4. | Efecto del peso molecular de los contaminantes emergentes con base en su remoción ($\mu\text{mol/L}$) aplicando polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos..... | 60 |

| | |
|--|-----------|
| 5.2.5. Efecto del pK_a (constante de disociación) de los contaminantes emergentes con base en su remoción ($\mu\text{mol/L}$) aplicando polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos..... | 64 |
| 6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES..... | 67 |
| 7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 70 |
| 8. ANEXOS..... | 79 |
| 8.1. ANEXO-1. Evaluación de polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos para remoción de demanda química de oxígeno DQO_T con una dosis de 20 mg/L..... | 79 |
| 8.2. ANEXO-2. Evaluación de polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos para remoción de turbiedad (UTN) en base al tipo y dosis utilizadas..... | 80 |
| 8.3. ANEXO-3. Evaluación de polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos para remoción de color verdadero (UPC) en base al tipo y dosis utilizadas..... | 83 |
| 8.4. ANEXO-4. Evaluación de polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos sobre el efecto en el pH en base al tipo y dosis utilizadas..... | 86 |
| 8.5. ANEXO-5. Evaluación de polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos para remoción de sólidos disueltos totales SDT (mg/L) en base al tipo y dosis utilizadas..... | 88 |
| 8.6. ANEXO-6. Evaluación de polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos para remoción de conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en base al tipo y dosis utilizadas..... | 91 |
| 8.7. ANEXO-7. Concentración ($\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$)) de contaminantes emergentes en agua residual cruda..... | 94 |
| 8.8. ANEXO-8. Remoción de contaminantes emergentes ($\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$)) en agua residual cruda con distintos tipos de polielectrolitos..... | 96 |
| 8.9. ANEXO-9. Remoción de contaminantes emergentes de acuerdo con sus pesos moleculares ($\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$)) con distintos tipos de polielectrolitos..... | 98 |
| 8.10. ANEXO-10. Remoción de contaminantes emergentes de acuerdo con su pK_a ($\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$)) con distintos tipos de polielectrolitos..... | 100 |

ÍNDICE DE TABLAS

| | Página |
|---|--------|
| 3.1. Concentración de fármacos y disruptores endócrinos encontrados en agua residual de la zona metropolitana del valle de México..... | 8 |
| 3.2. Clases de contaminantes emergentes..... | 9 |
| 3.3. Calidad del agua del emisor central (2007 y 2008) de acuerdo a la época del año..... | 11 |
| 3.4. Tipos y dosis de coagulantes y floculantes utilizados en el tratamiento de agua residual..... | 15 |
| 3.5. Gradientes y tiempos de contacto en el proceso físico-químico convencional para el tratamiento de agua residual..... | 16 |
| 4.1. Métodos y técnicas para la determinación de parámetros..... | 27 |
| 4.2. Iones característicos y tiempos de retención de los ácidos, usando las condiciones escritas para GC-MS descritas..... | 30 |
| 4.3. Iones característicos y tiempos de retención de los fenólicos, usando las condiciones escritas para GC-MS descritas..... | 31 |
| 4.4. Características de los polielectrolitos..... | 36 |
| 4.5. Condiciones empleadas en pruebas de jarras..... | 37 |
| 5.1. Concentración de sólidos suspendidos totales <i>SST</i> (mg/L) en agua residual tratada con distintas dosis y tipos de polielectrolitos catiónicos..... | 40 |
| 5.2. Concentración de sólidos suspendidos totales <i>SST</i> (mg/L) en agua residual tratada con distintas dosis y tipos de polielectrolitos aniónicos y no iónicos..... | 42 |
| 5.3. Concentración removida de contaminantes emergentes ($\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$)) en agua residual tratada con polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos..... | 48 |
| 5.4. Concentración promedio de contaminantes emergentes en agua residual cruda..... | 49 |
| 5.5. Remoción promedio de contaminantes emergentes ($\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$)) con distintos tipos de polielectrolitos (catiónicos, aniónicos y no iónicos) de alto peso molecular..... | 51 |
| 5.6. Remoción promedio de contaminantes emergentes ($\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$)) con polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos de alta, mediana y baja densidad de carga..... | 56 |
| 5.7. Remoción promedio de contaminantes emergentes de acuerdo con sus pesos moleculares ($\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$)) con polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos..... | 61 |
| 5.8. Remoción promedio de contaminantes emergentes de acuerdo a su pK_a | |

| | | |
|-------|---|----|
| | ($\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$)) con polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos..... | 65 |
| 8.1. | Concentración de demanda química de oxígeno DQO_T en agua residual tratada con polielectrolitos catiónicos para una dosis de 20 mg/L..... | 79 |
| 8.2. | Concentración de demanda química de oxígeno DQO_T en agua residual tratada con polielectrolitos aniónicos y no iónicos para una dosis de 20 mg/L..... | 79 |
| 8.3. | Concentración de turbiedad (UTN) en agua residual tratada con distintas dosis y tipos de polielectrolitos catiónicos..... | 81 |
| 8.4. | Concentración de turbiedad (UTN) en agua residual tratada con distintas dosis y tipos de polielectrolitos aniónicos y no iónicos..... | 81 |
| 8.5. | Concentración de color verdadero (UPC) en agua residual tratada con distintas dosis y tipos de polielectrolitos catiónicos..... | 84 |
| 8.6. | Concentración de color verdadero (UPC) en agua residual tratada con distintas dosis y tipos de polielectrolitos aniónicos y no iónicos..... | 84 |
| 8.7. | Concentración de pH (unidades) en agua residual tratada con distintas dosis y tipos de polielectrolitos catiónicos..... | 86 |
| 8.8. | Concentración de pH (unidades) en agua residual tratada con distintas dosis y tipos de polielectrolitos aniónicos y no iónicos..... | 87 |
| 8.9. | Concentración de sólidos disueltos totales SDT (mg/L) en agua residual tratada con distintas dosis y tipos de polielectrolitos catiónicos..... | 89 |
| 8.10. | Concentraciones de sólidos disueltos totales SDT (mg/L) agua residual tratada con distintas dosis y tipos de polielectrolitos aniónicos y no iónico..... | 89 |
| 8.11. | Concentración de conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en agua residual tratada con distintas dosis y tipos de polielectrolitos catiónicos..... | 91 |
| 8.12. | Concentración de conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en agua residual tratada con distintas dosis y tipos de polielectrolitos aniónicos y no iónicos..... | 92 |
| 8.13. | Concentración de fármacos en agua residual cruda..... | 94 |
| 8.14. | Concentración de disruptores endócrinos en agua residual cruda..... | 95 |
| 8.15. | Remoción de contaminantes emergentes ($\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$)) con distintos tipos de polielectrolitos (catiónicos, aniónicos y no iónicos) de alto peso molecular..... | 96 |
| 8.16. | Remoción de contaminantes emergentes de acuerdo con sus pesos moleculares ($\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$)) con polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos..... | 98 |

8.17. Remoción de contaminantes emergentes de acuerdo con su pK_a ($\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$))
con polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos.....100

ÍNDICE DE FIGURAS

| | Página |
|---|--------|
| 3.1. Representación esquemática de un modelo de enlace puente para la desestabilización de coloides por polímeros..... | 18 |
| 4.1. Emisor Central (El Salto, Tepeji del Río, Hgo)..... | 24 |
| 4.2. Muestreo para determinación de parámetros físicos y químicos..... | 25 |
| 4.3. Muestreo para determinación de contaminantes emergentes..... | 26 |
| 4.4. Preservación y transporte de muestras..... | 26 |
| 4.5. Cromatógrafo de Gases HP 6890N, acoplado a un detector selectivo de masas modelo HP 5973N..... | 28 |
| 4.6. Cromatograma típico (modo SIM) de los estándares ácidos..... | 31 |
| 4.7. Cromatograma típico (modo SIM) de los estándares fenólicos..... | 32 |
| 4.8. Sistema de extracción en fase sólida (SPE)..... | 33 |
| 4.9. Cartuchos OASIS HLB (200 mg)..... | 33 |
| 4.10. Muestras para inyección..... | 33 |
| 4.11. Equipo de prueba de jarras Kemira Flocculator 2000..... | 34 |
| 4.12. Esquema del diseño experimental..... | 35 |
| 4.13. Tipos de polielectrolitos..... | 36 |
| 5.1. Concentraciones de sólidos suspendidos totales <i>SST</i> (mg/L) en base a la dosis y tipo de polielectrolito catiónico aplicado..... | 40 |
| 5.2. Remoción de sólidos suspendidos totales <i>SST</i> en base a la dosis y tipo de polielectrolito catiónico aplicado..... | 41 |
| 5.3. Concentración de sólidos suspendidos totales <i>SST</i> (mg/L) en base a la dosis y tipo de polielectrolito aniónico y no iónico aplicado..... | 42 |
| 5.4. Remoción de sólidos suspendidos totales <i>SST</i> en base a la dosis y tipo de polielectrolito aniónico y no iónico aplicado..... | 43 |
| 5.5. Remoción promedio de demanda química de oxígeno <i>DQO_T</i> , turbiedad y color en agua residual tratada con distintas dosis y polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos aplicados..... | 44 |
| 5.6. Remoción de disruptores endócrinos y fármacos del agua residual tratada con polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos para una dosis de 20 mg/L..... | 54 |

| | | |
|-------|---|----|
| 5.7. | Remoción de contaminantes emergentes con polielectrolitos catiónicos de alta, mediana y baja densidad de carga..... | 57 |
| 5.8. | Remoción de contaminantes emergentes con polielectrolitos aniónicos de alta, mediana y baja densidad de carga..... | 58 |
| 5.9. | Remoción de contaminantes emergentes con polielectrolito no iónico de baja densidad de carga..... | 59 |
| 5.10 | Remoción de contaminantes emergentes de acuerdo al peso molecular y para una dosis de 20 mg/L de polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos..... | 63 |
| 5.11 | Remoción de contaminantes emergentes de acuerdo a su pK_a y para una dosis de 20 mg/L de polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos..... | 66 |
| 8.1 | Remoción de demanda química de oxígeno DQO_T con polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos aplicados para una dosis de 20 mg/L..... | 80 |
| 8.2. | Remoción de turbiedad (UTN) en base a la dosis y tipo de polielectrolito catiónico aplicado..... | 82 |
| 8.3. | Remoción de turbiedad (UTN) en base a la dosis y tipo de polielectrolito aniónico y no iónico aplicado..... | 82 |
| 8.4. | Remoción de color verdadero (UPC) en base a la dosis y tipo de polielectrolito catiónico aplicado..... | 85 |
| 8.5. | Remoción de color verdadero (UPC) en base a la dosis y tipo de polielectrolito aniónico y no iónico aplicado..... | 85 |
| 8.6. | Concentración de pH (unidades) en base a la dosis y tipo de polielectrolito catiónico aplicado..... | 87 |
| 8.7. | Concentración de pH (unidades) en base a la dosis y tipo de polielectrolito aniónico y no iónico aplicado..... | 88 |
| 8.8. | Remoción de sólidos disueltos totales SDT en base a la dosis y tipo de polielectrolito catiónico aplicado..... | 90 |
| 8.9. | Remoción de sólidos disueltos totales SDT en base a la dosis y tipo de polielectrolito aniónico y no iónico aplicado..... | 90 |
| 8.10. | Remoción de conductividad ($\mu S/cm$) en base a la dosis y tipo de polielectrolito catiónico aplicado..... | 92 |
| 8.11. | Remoción de conductividad ($\mu S/cm$) en base a la dosis y tipo de polielectrolito | |

aniónico y no iónico aplicado.....93

RESUMEN

En México, se ha reportado la presencia de contaminantes emergentes (disruptores endócrinos y fármacos) en aguas residuales del Emisor Central, el Gran Canal y el Emisor Profundo. Estas aguas son utilizadas para riego agrícola del Valle de Tula, lo que podría tener efectos adversos a la salud humana y animal. Para remover dichos contaminantes, los procesos de oxidación avanzada y membranas son los más efectivos, pero a pesar de tener altas eficiencias, resultan muy costosos. Por tal motivo, la presente investigación evaluó el empleo de la coagulación-floculación como pretratamiento de los anteriores métodos. Se evaluaron polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos con altos pesos moleculares y diferentes densidades de carga, todos con una dosis de 20 mg/L para remover 15 contaminantes emergentes, siete de estos fármacos (diclofenaco, ketoprofeno, gemfibrozil, naproxeno, ibuprofeno, ácido salicílico y ácido clofíbrico) y ocho disruptores endócrinos (di-2(etilhexil) ftalato, butilbencilftalato, triclosan, di-n-butilftalato, estradiol, estrona, bisfenol-A y nonilfenoles). Los resultados muestran que los polielectrolitos catiónicos de alta densidad de carga tienen mayor capacidad para remover disruptores endócrinos. Mientras que los polielectrolitos aniónicos de mediana o baja densidad hacen lo mismo con los fármacos. Se observó que, a elevados valores de pK_a , $\log K_{ow}$ y peso molecular de los contaminantes, mejor es la remoción. También que, el di-2 (etilhexil) ftalato, butilbencilftalato y gemfibrozil son los que se remueven con mayor eficiencia por coagulación-floculación. De los resultados obtenidos se concluye que el proceso de coagulación-floculación no es efectivo para remover todos los contaminantes emergentes estudiados, ya que la remoción varía de acuerdo con las características del compuesto (peso molecular, pK_a y $\log K_{ow}$) así como del polielectrolito utilizado (tipo y densidad de carga).

1. INTRODUCCIÓN Y JUSTIFICACIÓN

1.1. Introducción

En la Ciudad de México las aguas residuales de origen doméstico, industrial y pluvial son recolectadas por el Sistema General de Drenaje y dirigidas al Valle de Tula, Hidalgo, por medio de tres conductos: el Emisor Poniente, el Gran Canal del Desagüe y el Emisor Central, siendo este último sistema el que desaloja más del 70% del total (CONAGUA, 2008). Estas aguas son utilizadas para riego agrícola, y a pesar de que han contribuido al crecimiento económico de la región y a la recarga artificial del acuífero local (Jiménez *et al.*, 1997 y 1999; British Geological Survey, 1998; Cifuentes *et al.*, 1999) podrían tener efectos adversos en la salud humana y animal, debido a que contienen contaminantes emergentes (disruptores endócrinos y fármacos) (Silva, 2008).

El proceso de coagulación-floculación es importante para el éxito de otros procesos del tratamiento del agua potable y residual (Walter y Weber, 1979). Sin embargo, son escasos los estudios sobre su capacidad para remover contaminantes emergentes. De hecho, prácticamente sólo se conoce a este respecto el potencial de la oxidación avanzada y de los procesos de membrana (Bodzek y Dudziak, 2006; Esplugas *et al.*, 2007; Stackelberg *et al.*, 2007; Kim *et al.*, 2009; Liu *et al.*, 2009), los cuales a pesar de tener altas eficiencias de remoción, tienen costos muy elevados. Debido a que para aminorar el impacto económico de estos procesos uno que se emplea es la coagulación-floculación.

Por lo anterior, tiene el propósito la presente investigación de evaluar la remoción de 15 contaminantes emergentes (disruptores endócrinos y fármacos) del agua residual del Emisor Central mediante este proceso. Lo anterior se fundamenta en que dicho proceso al remover sólidos suspendidos y materia orgánica, podría también eliminar contaminantes emergentes por el mecanismo de adsorción.

El presente trabajo está conformado por 8 capítulos de los cuales este es el primero junto con la justificación de la investigación. El segundo contiene las premisas, hipótesis, objetivos y alcances para el desarrollo de la misma. El tercer capítulo comprende la revisión bibliográfica, en él se considera la situación del uso del agua residual para la agricultura en México. Se analiza la presencia de contaminantes emergentes en el agua residual y los riesgos a la salud humana y animal debido a su exposición, y finalmente, se presentan los procesos de tratamiento para remover dichos contaminantes haciendo énfasis en la coagulación-floculación, por ser una alternativa poco estudiada y factible económicamente. El capítulo cuarto, contiene la metodología desarrollada durante la fase experimental, la cual se subdividió en tres etapas:

- Primera etapa: Selección de los polielectrolitos de acuerdo con sus cargas.
- Segunda etapa: Selección de la dosis de polielectrolito (de entre al menos 5 dosis) con base en la remoción de parámetros físicos y químicos convencionales.
- Tercera etapa: Evaluación de polielectrolitos utilizando la mejor dosis (20 mg/L), con base en la eficiencia de remoción de contaminantes emergentes.

En el quinto capítulo, se presentan los resultados y la discusión correspondiente para cada etapa experimental. En la primera etapa se discute la selección de los tipos de polielectrolitos, dosis y condiciones de operación (tiempos y gradiente en la mezcla rápida y lenta) a evaluar durante el proceso de coagulación-floculación. En la segunda etapa, se presentan los resultados de remoción de parámetros físicos y químicos y en base a eso, se determina la dosis óptima a utilizar para la remoción de contaminantes emergentes. En la tercera etapa se encuentran los resultados de remoción de disruptores endócrinos y fármacos mediante el proceso de físico-químico convencional aplicando la dosis óptima previamente establecida.

En el sexto capítulo se incluyen las conclusiones obtenidas en cada una de las etapas experimentales y sus recomendaciones correspondientes. Finalmente, en el séptimo y octavo capítulo se indican las referencias consultadas como base para la realización de la presente tesis y sus anexos correspondientes.

1.2. Justificación

En los últimos años ha cobrado interés el estudio de la presencia de contaminantes emergentes en el ambiente debido a que no se encuentran regulados, son productos de uso cotidiano (productos del cuidado e higiene personal, fármacos y algunos compuestos clasificados como disruptores endócrinos) y por ello son constantemente liberados, además son candidatos a futuras regulaciones dependiendo cada caso de sus efectos potenciales a la salud humana y animal (Daughton y Ternes, 1999; Barceló, 2003; EPA, 2003).

En México, se ha reportado la presencia de disruptores endócrinos y fármacos en cantidades significativas en el agua residual del Emisor Central, el Gran Canal y el Emisor Profundo (Jiménez *et al.*, 2000 y 2008 a y b; Siemens, 2008). En el trabajo de Jiménez *et al.*, (2008) se buscaron 18 compuestos orgánicos ácidos y fenólicos en agua del Emisor Central durante el 2007 y 2008. De acuerdo con los resultados obtenidos, se detectaron 14 de ellos, destacando el ácido salicílico, los nonilfenoles y el naproxeno por sus más altas concentraciones. A pesar de esto, sólo hay datos de la remoción parcial de materia orgánica y sólidos suspendidos del agua residual con coagulación-floculación (Jiménez *et al.*, 1996 y 1997) y no se ha analizado su efecto en los contaminantes emergentes encontrados.

Estudios realizados por Melo (2008) demostraron de manera preliminar la remoción en diversos grados de algunos disruptores endócrinos y fármacos del agua residual del Emisor Central utilizando la coagulación-floculación como pre-tratamiento. Por lo anterior, el propósito de la presente investigación es evaluar en detalle la remoción de dichos contaminantes mediante el uso de polielectrolitos con características diferentes.

2. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

2.1.Premisas

La presente investigación tomó en consideración las siguientes premisas:

- El proceso de coagulación-floculación permite la aglomeración de partículas en agregados de mayor tamaño en el tratamiento de agua residual (constituida principalmente por sólidos suspendidos y materia orgánica) (Amuda y Amoo, 2007).
- La presencia de algunos contaminantes emergentes (disruptores endócrinos y fármacos) ha sido detectada en el agua residual de la Ciudad de México (Gibson *et al.*, 2007; Siemens *et al.*, 2008; Jiménez *et al.*, 2008 a y b).
- La coagulación-floculación como pre-tratamiento para evitar el bloqueo en las membranas, remueve en diversos grados algunos disruptores endócrinos y fármacos (Melo, 2008).
- El diclofenaco, naproxeno, ibuprofeno y bisfenol-A han sido removidos del agua residual mediante un tratamiento físico-químico convencional (Carballa *et al.*, 2005; Stackelberg *et al.*, 2007; Suárez *et al.*, 2009; Mohapatra *et al.*, 2010).

2.2.Hipótesis

Dado que la Coagulación-Floculación ha mostrado remover compuestos solubles por adsorción sobre los flóculos formados, es posible que también remueva contaminantes emergentes disueltos.

2.3.Objetivos

General:

Evaluar la remoción de disruptores endócrinos y fármacos del agua residual del Emisor Central mediante un proceso de Coagulación-Floculación empleando polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos.

Específicos:

- Determinar en pruebas de jarras la mejor dosis de polielectrolito que debe emplearse para la remoción de parámetros físicos y químicos convencionales (utilizando al menos 5 dosis y 11 tipos de polielectrolitos).
- Evaluar el efecto del tipo de carga de los polielectrolitos (catiónicos, aniónicos y no iónicos) en la remoción de fármacos y disruptores endócrinos.
- Evaluar el efecto de la densidad de carga (alta, mediana y baja) de los polielectrolitos en la remoción de fármacos y disruptores endócrinos.
- Evaluar el efecto del peso molecular de los fármacos y disruptores endócrinos seleccionados en el proceso de remoción.
- Evaluar el efecto de la constante de disociación (pK_a) de los fármacos y disruptores endócrinos estudiados en el proceso de remoción.

2.4.Alcances

- Se trabajó con un proceso de coagulación-floculación a nivel de laboratorio (pruebas de jarras).
- Se midió la remoción de 15 compuestos orgánicos (7 fármacos y 8 disruptores endócrinos).
- Se evaluaron solamente 11 polielectrolitos con diversas cargas, cada uno en 5 dosis.
- El estudio se realizó sólo con agua residual correspondiente a la época de estiaje, (noviembre 2008 - abril 2009 y noviembre 2009 – abril 2010), porque la concentración de contaminantes emergentes es mayor, lo que facilita su detección.

3. REVISIÓN BIBLIGRÁFICA

3.1. Uso del agua residual para la agricultura en México

En México, el reúso de agua residual doméstica se ha convertido en una práctica generalizada debido a la escasez de agua de primer uso y el alto contenido de materia orgánica y nutrientes presentes en ella (Blumenthal *et al.*, 1996; British Geological Survey, 1998; Cifuentes *et al.*, 1999; Jiménez *et al.*, 1997 y 1999). Un ejemplo claro de ello es el Valle de Tula, Hidalgo, en donde esta actividad, iniciada en 1912 fue visualizada en 1920 como de importancia económica. Hoy en día, parte de la zona se denomina como distrito de riego 003 y cubre una superficie aproximada de 51,825 ha (CONAGUA, 2008), cuenta con un flujo promedio de 60 m³/s y un gasto oscilante entre 45 m³/s (gasto mínimo generado) hasta más de 300 m³/s en época de lluvia (Jiménez y Chávez, 2003). Debido a las excesivas láminas de riego mediante las cuales se lleva a cabo la aplicación del agua, así como por su transporte y almacenamiento (canales y presas sin revestir), el agua residual se infiltra a través del suelo, causando la recarga artificial del acuífero. Esta recarga es de al menos 25 m³/s y ha dado como resultado un incremento en el nivel freático, al grado que en algunos sitios han emergido varios manantiales con gastos de entre 0.1 y 0.6 m³/s (Jiménez *et al.*, 1999 y 2003). Hoy en día, los manantiales y el agua extraída de acuíferos por medio de pozos constituyen la única fuente de abastecimiento para la población local (500,000 habitantes), teniendo el agua extraída la adición de cloro como único tratamiento de potabilización (Aguilar, 2006). Esto podría tener efectos adversos significativos en la salud humana y animal, debido a que contienen contaminantes emergentes (disruptores endócrinos y fármacos) cuyos efectos teratogénicos, mutagénicos o carcinogénicos, van en función del grado de toxicidad o exposición a dichos contaminantes (Silva, 2008).

En México se ha reportado la presencia de disruptores endócrinos y fármacos en cantidades significativas en aguas residuales provenientes del Emisor Central, Gran Canal y Emisor Profundo (Jiménez *et al.*, 2000 y 2008 a y b; Siemens, 2008). En el caso de Emisor Central, destacan las concentraciones de ácido salicílico y nonilfenoles para fármacos y disruptores endócrinos respectivamente. En el caso del Gran Canal y Emisor Profundo, destaca la concentración de naproxeno para ambos (Tabla 3.1).

Tabla 3.1. Concentración de fármacos y disruptores endócrinos encontrados en agua residual de la zona metropolitana del valle de México.

| Contaminantes Emergentes | Emisor Central¹ ng/L | Gran Canal² ng/L | Emisor profundo² ng/L |
|---------------------------------|--|--|---|
| Nonilfenoles | 20,802 | - | - |
| Bisfenol-A | 700 | - | - |
| Ácido salicílico | 72,979 | - | - |
| Naproxeno | 16,336 | 6,200-6,740 | 2,840-3,150 |
| Ibuprofeno | 1,325 | 220-260 | 300-380 |
| Diclofenaco | 3,424 | 250-340 | 420-500 |

Fuente: ¹Jiménez *et al.*, 2000 y 2008a y b; ²Siemens, 2008.

3.2. Contaminantes emergentes

Los contaminantes orgánicos persistentes (POPs) y los contaminantes persistentes, bioacumulativos y tóxicos (PBT), denominados contaminantes convencionales prioritarios son los más utilizados para la evaluación del impacto de la contaminación por compuestos químicos. Sin embargo, son de especial atención aquellos que no se encuentran regulados como son los productos del cuidado e higiene personal, fármacos y algunos compuestos clasificados como disruptores endócrinos (Daughton y Ternes, 1999; EPA, 2003).

Los contaminantes emergentes son definidos como aquellos contaminantes no regulados, los cuales pueden ser candidatos a futuras regulaciones dependiendo de sus efectos potenciales a la salud humana y al ambiente (Barceló, 2003). En los últimos años ha cobrado interés el estudio de la presencia de estos contaminantes en el medio ambiente, debido a que forman parte de productos de uso cotidiano como son fármacos, productos de aseo personal, así como también compuestos como los plastificantes, detergentes, aditivos para gasolina, insecticidas, entre otros, que al llegar al ambiente pueden causar efectos de disrupción endocrina en los organismos con los que entran en contacto (Tabla 3.2).

Tabla 3.2. Clases de contaminantes emergentes.

| | | |
|---|---|---|
| Fármacos | Antibióticos de uso humano y uso veterinario. | trimetropim, eritrocimina, lincomicina, sulfametaxozol. |
| | Analgésicos, anti-inflamatorios. | codein, ibuprofeno, acetaminofen, ácido acetilsalicílico, diclofenaco, fenopropeno, ketoprofeno. |
| | Medicamentos psiquiátricos. | diazepam. |
| | Reguladores de lípidos. | bezafibrato, ácido clofibrato, ácido fenofibrato, gemfibrozil. |
| | β -bloqueadores. | metoprolol, propranolol, timolol. |
| | medios de contraste para Rayos-X. | lopromida, iopamidol, diatrizoato. |
| Hormonas y esteroides | | estradiol, estrona, estriol, 17 α -etinilestradiol. |
| Productos para el cuidado e higiene personal | Fragancias. | almizcles nitro, policíclicos y macrocíclicos. |
| | Protectores solares. | benzofenona, alcanfor metilbencilidano. |
| | Repelentes de insectos. | N,N-dietiltoluamida. |
| | Antisépticos. | triclosán, clorofeno. |
| Surfactantes y metabolitos de surfactantes | | alquilfenoles etoxilados, 4-nonilfenoles, 4-octilfenol, alquilfenoles carboxilados. |
| Retardantes de flama | | esteres difenil polibrominados (PBDEs), bisfenol A tetrabromado, C ₁₀ -C ₁₃ cloroalcanos, tris (2-cloroetil) fosfato. |
| Agentes y aditivos industriales | | agentes quelantes (EDTA), sulfonatos aromáticos, ésteres de ftalato. |
| Aditivos de gasolinas | | esteres dialquil, metal-t-butil éter (MTBE). |
| Productos de desinfección | | iodo-THMs, bromoácidos, bromoacetnitrilos, bromoaldeídos, cianoformaldeído, bromato, NDMA. |

Fuente: Barceló, 2003.

La característica más importante de este tipo de contaminantes, es que no necesariamente tienen que persistir en el medio ambiente para causar efectos adversos, debido a que sus elevadas tasas de remoción pueden ser compensadas por su introducción continua al medio ambiente.

Los disruptores endócrinos y fármacos, así como otros contaminantes, provienen de una amplia variedad de fuentes. Estos compuestos pueden tener implicaciones para los humanos en caso de exposición, así como otros efectos en el medio ambiente y en la vida silvestre, donde además pueden ser bioacumulables. Las fuentes de contaminación pueden ser puntuales y difusas.

3.2.1. Disruptores endócrinos (EDC's- endocrine disruptors)

Los disruptores endócrinos son un grupo de agentes activos hormonalmente. Éstos son de gran interés, principalmente para las organizaciones y autoridades de agua potable y para aquellas de reúso de agua residual, ya que representa una fuente primaria de estos contaminantes (EPA, 2003; Skadsen *et al.*, 2004).

De acuerdo con la EPA (1997) (*Environmental Protection Agency*), los EDC's son agentes exógenos que interfieren con la síntesis, secreción, transporte, unión, acción, o eliminación de las hormonas naturales en el cuerpo, las cuales son responsables de mantener la homeostásis, reproducción, desarrollo y/o comportamiento (Lintelmann *et al.*, 2003).

Los efectos de los disruptores endócrinos sobre la salud humana se pueden medir por su teratogenicidad, mutagenicidad y carcinogenicidad. De igual manera, los efectos sobre un ecosistema, además de la toxicidad aguda o crónica que puedan presentar, se pueden evidenciar con la bioacumulación y/o persistencia de dichos contaminantes sobre la biota (Olea *et al.*, 2002).

3.2.2. Fármacos

La presencia de fármacos en agua residual tratada fue reportada por primera vez en Estados Unidos en 1976 (Garrison *et al.*, 1976). Subsecuentemente en ríos del Reino Unido en 1981 (Richardson y Bowron, 1985) y en aguas residuales en Canadá (Rogers, 1996). Sin embargo, los fármacos han sido detectados en el ambiente con mayor frecuencia a partir de 1990.

Los fármacos de uso humano entran al ambiente a través de los efluentes derivados de los procesos de manufactura, por consumo de los pacientes y la inadecuada disposición de los medicamentos caducos. Los fármacos son metabolizados en el cuerpo humano y pueden ser excretados de manera inalterada por conducto de la orina y las heces fecales (Silva, 2008).

En el trabajo de Jiménez *et al.*, (2008 a y b) se hizo un estudio de acuerdo con la época del año (julio 2007 para lluvia y febrero 2008 para estiaje) sobre la calidad del agua residual del Emisor Central (Tabla 3.3). De 18 compuestos orgánicos (ácidos y fenólicos) evaluados, se detectaron 14, destacando el ácido salicílico, los nonilfenoles y el naproxeno por tener las mayores concentraciones ($\mu\text{mol/L}$). A partir de estos trabajos ha sido posible reunir evidencias acerca de la presencia de contaminantes emergentes en el agua residual de la ZMVM.

Tabla 3.3. Calidad del agua del emisor central (2007 y 2008) de acuerdo a la época del año.

| Contaminantes Emergentes | Valor según la época del año | | | | |
|--------------------------|------------------------------|---------------------|---------------------|------------------------|---------------------|
| | Unidad | Lluvia (julio 2007) | | Estiaje (febrero 2008) | |
| | | Promedio | Desviación Estándar | Promedio | Desviación Estándar |
| Ácido salicílico | $\mu\text{mol/L}$ | 98 | 2 | 528 | 28 |
| Nonilfenoles | $\mu\text{mol/L}$ | 32 | 7 | 94 | 3 |
| Naproxeno | $\mu\text{mol/L}$ | 25 | 0.8 | 71 | 6 |
| Ibuprofeno | $\mu\text{mol/L}$ | 23 | 0.5 | 6 | 0.6 |
| Bisfenol-A | $\mu\text{mol/L}$ | 14 | 3 | 3 | 0.08 |
| Diclofenaco | $\mu\text{mol/L}$ | 7 | 0.3 | 12 | 1 |
| Triclosán | $\mu\text{mol/L}$ | 1 | 0.3 | 6 | 0.08 |
| 2,4-D | $\mu\text{mol/L}$ | 1 | 0.02 | 12 | 0.9 |
| ButilBencilftalato | $\mu\text{mol/L}$ | 0.4 | 0.07 | 9 | 0.3 |
| Ketoprofeno | $\mu\text{mol/L}$ | 0.3 | 0.03 | 0.7 | 0.3 |
| Pentaclorofenol | $\mu\text{mol/L}$ | 0.3 | 0.02 | <LOD | - |
| Estrona | $\mu\text{mol/L}$ | 0.05 | 0.003 | 0.2 | 0.006 |
| Estradiol | $\mu\text{mol/L}$ | 0.02 | 0.003 | 0.06 | 0.006 |
| Carbamazepina | $\mu\text{mol/L}$ | 3 | 0.5 | 0.8 | 0.1 |

Fuente: Jiménez *et al.*, 2000 y 2008 a y b.

3.3.Efectos de los contaminantes emergentes

En numerosos estudios se han asociado las patologías observadas en el ser humano y distintas especies animales con la exposición a estos tipos de contaminantes. A continuación se muestran algunos de los efectos ocasionados por estos compuestos:

Efectos en animales

- Disminución de la fertilidad en aves, peces, moluscos y mamíferos (Colborn *et al.*, 1993 y 1996; Ahlborg *et al.*, 1995; Lister y Van der Karak, 2001; Esplugas *et al.*, 2007).
- Disminución del tiempo de incubación en aves, peces y tortugas (Barceló, 2003; Esplugas *et al.*, 2007).
- Feminización de peces, aves, ratas y mamíferos (Lintelmann *et al.*, 2003; Esplugas *et al.*, 2007).
- Masculinización de peces, moluscos y aves hembras (Colborn *et al.*, 1993 y 1996; Ahlborg *et al.*, 1995).
- Lesiones renales en ratas, buitres y truchas (Gilbert *et al.*, 2002; Oaks *et al.*, 2004; Schwaiger *et al.*, 2004).
- Alteraciones al sistema inmune en mamíferos y aves (Colborn *et al.*, 1993 y 1996; Ahlborg *et al.*, 1995; CEC, 2001; Esplugas *et al.*, 2007).

Posibles efectos en humanos

- Disminución en la calidad y cantidad espermática del semen (Barceló, 2003; Esplugas *et al.*, 2007; Silva, 2008).
- Cáncer de mama (Blackwood *et al.*, 1998; Lintelmann *et al.*, 2003; Esplugas *et al.*, 2007; Murray *et al.*, 2007).
- Cáncer de próstata y testículos (Lister y Van der Karak, 2001; Esplugas *et al.*, 2007)
- Endometriosis (crecimiento de tejido endometrial en la cavidad pélvica) (CEC, 2001; Esplugas *et al.*, 2007; Silva, 2008).
- Obesidad (Grossman, 2007).

3.4. Procesos de tratamiento para remover contaminantes emergentes

Existen diversos métodos que ayudan a remover contaminantes emergentes (fármacos y disruptores endócrinos). La atenuación natural aprovecha los procesos físicos, químicos y biológicos naturales para reducir la concentración y la cantidad de contaminantes en los lugares afectados. De acuerdo con EPA (1997) y Kümmerer (2004), los procesos de atenuación natural pueden presentarse por diferentes mecanismos tales como:

- Fotocatálisis.
- Biodegradación.
- Transformaciones químicas.
- Dilución.
- Dispersión.
- Volatilización.
- Sorción.

La mayoría de los estudios determinan que la atenuación de los fármacos y disruptores endócrinos se presenta con el tiempo y la distancia; y aun así, algunos compuestos persisten. Tal es el caso del ácido clofbrico y la carbamazepina (Tixier, 2003). De manera general, un amplio intervalo de estos contaminantes pueden ser removidos de los cuerpos de agua debido a que existen múltiples procesos de degradación llevándose a cabo en ellos.

De forma inducida, los compuestos orgánicos pueden removerse por procesos físicos, biodegradación y por mecanismos de oxidación avanzada, de los cuales podemos mencionar:

- Coagulación-Floculación (Carballa *et al.*, 2005; Bodzek y Dudziak, 2006; Stackelberg *et al.*, 2007; Suárez *et al.*, 2009).
- Adsorción por carbón activado (Bodzek y Dudziak, 2006; Stackelberg *et al.*, 2007; Liu *et al.*, 2009).
- Membranas (Bodzek y Dudziak, 2006; Esplugas *et al.*, 2007; Liu *et al.*, 2009).
- UV (Esplugas *et al.*, 2007; Kim *et al.*, 2009).
- Cloración (Esplugas *et al.*, 2007; Stackelberg *et al.*, 2007; Liu *et al.*, 2009).
- Ozono (Ternes *et al.*, 2002; Esplugas *et al.*, 2007; Kim *et al.*, 2009).
- UV/Fenton (Klavarioti *et al.*, 2009; Liu *et al.*, 2009).
- UV/H₂O₂ (Esplugas *et al.*, 2007; Kim *et al.*, 2009).

Walter y Weber, (1979) señalan que el proceso físico-químico convencional (coagulación, floculación y sedimentación) es importante para el éxito de los otros procesos en el tratamiento de agua y agua residual, sin embargo, no hay estudios previos sobre la remoción de contaminantes emergentes. Estudios realizados para evitar el bloqueo en las membranas utilizando un proceso de floculación como pre-tratamiento, demostraron que existe una remoción en diversos grados de compuestos ácidos y fenólicos (Melo, 2008).

3.5.Fundamentos del proceso físico-químico convencional

La eliminación de un gran número de impurezas se lleva a cabo por sedimentación en el tratamiento del agua residual. Debido a que muchas de las impurezas son demasiado pequeñas para obtener un proceso de eliminación eficiente por sedimentación basado sólo en la gravedad, se lleva a cabo la aglomeración de estas partículas coloidales para formar agregados de mayor tamaño y más fácilmente sedimentables con el fin de obtener una separación satisfactoria por sedimentación. Este proceso de agregación se llama Coagulación-Floculación (Walter y Weber, 1979). Las etapas fundamentales de este proceso físico-químico convencional son la coagulación, la floculación y la sedimentación. La coagulación es, por definición, el fenómeno de la desestabilización de las partículas coloidales producido por medio de la neutralización de sus cargas eléctricas negativas. Se lleva a cabo en una cámara de agitación rápida diseñada con un gradiente y tiempo de contacto óptimos para mezclar el coagulante (sales de aluminio, hierro o calcio) con el agua (Stumm y O'Melia, 1968; Weber, 1992; Metcalf y Eddy, 2003; Thiem *et al.*, 1999; Manahan, 2007).

La floculación significa formar flóculos y consiste en agrupar las partículas ya desestabilizadas y aglomerarlas. Ocurre por la formación de puentes químicos o por la creación de una red física. En la práctica para flocular se construyen una o varias cámaras de agitación lenta (mecánica o hidráulica) (Tambo, 1990; Fetting y Ratnaweera, 1993; Metcalf y Eddy, 2003; Manahan, 2007).

Finalmente, el término sedimentación se refiere a la separación de los flóculos del agua (Mühle y Domasch, 1990; Weber, 1992; Fetting y Ratnaweera, 1993; Thiem *et al.*, 1999). La Tabla 3.4 muestra diferentes tipos y dosis de coagulantes y floculantes, mientras que en la Tabla 3.5 presenta los gradientes y tiempos de contacto reportados en la literatura para realizar el proceso físico-químico convencional.

Tabla 3.4. Tipos y dosis de coagulantes y floculantes utilizados en el tratamiento de agua residual.

| Coagulante | Dosis (mg/L) | Floculante | Dosis (mg/L) | Referencias |
|---|-------------------------------------|---------------------------|--------------|-----------------------------------|
| Sulfato de Aluminio $Al_2(SO_4)_3$ | 20 – 30 | Polímero | 0.1 - 0.3 | Sanks, 1978. |
| Cloruro Férrico $FeCl_3$ | 10 -90 | | | Farooq y Giray, 1989. |
| Sulfato de Aluminio $Al_2(SO_4)_3$ | 15 – 100 | Polielectrolito Catiónico | 0.1 - 1.0 | AWWA, 1992. |
| Sulfato de Cobre $CuSO_4$ | 5 – 20 | Polielectrolito Aniónico | 0.1 - 1.0 | |
| Sulfato Férrico $Fe_2(SO_4)_3$ | 10 – 50 | Polielectrolito No Iónico | 1 - 10 | |
| Sulfato Ferroso $FeSO_4$ | 5 – 25 | | | |
| Aluminato de Sodio $NaAlO_2$ | 5 – 50 | | | |
| Cloruro Férrico $FeCl_3$ | 30 – 35 | Polielectrolito | 0.2 - 0.6 | Harlerman, 1992. |
| Cloruro Férrico $FeCl_3$ Sulfato de Aluminio $Al_2(SO_4)_3$ | 24 | Polielectrolito Aniónico | 1 | Chack <i>et al.</i> , 1994. |
| Cloruro Férrico $FeCl_3$ | 10 | Polielectrolito Aniónico | 0.1 5 | Shao <i>et al.</i> , 1996 |
| Cloruro Férrico $FeCl_3$ Sulfato de Aluminio $Al_2(SO_4)_3$ | 5 – 50 | | | Adin <i>et al.</i> , 1998. |
| Sulfato de Aluminio $Al_2(SO_4)_3$ | 5 – 100 | Polielectrolito | 0.05 - 0.5 | Kiely, 1999. |
| Cloruro Férrico $FeCl_3$ Sulfato de Aluminio $Al_2(SO_4)_3$ Policloruro de Aluminio PAX | 200 – 300 250 – 350 700 – 950 | | | Carballa <i>et al.</i> , 2005. |
| Cloruro Férrico $FeCl_3$ | | | | Stackelberg <i>et al.</i> , 2007. |
| Cloruro Férrico $FeCl_3$ Sulfato de Aluminio $Al_2(SO_4)_3$ | 0 – 200 | | | Suarez <i>et al.</i> , 2009. |
| Cloruro Férrico $FeCl_3$ Sulfato de Aluminio $Al_2(SO_4)_3$ Sulfato Ferroso $FeSO_4$ | 500 – 700 600 -800 700- 1000 | | | El-Gohary <i>et al.</i> , 2010. |

Tabla 3.5. Gradientes y tiempos de contacto en el proceso físico-químico convencional para el tratamiento de agua residual.

| Mezclado Rápido | | Mezclado Lento | | Sedimentación | Referencias |
|---------------------|---------------|--------------------|-------------|---------------|---------------------------------|
| Gradiente s^{-1} | Tiempo | Gradiente s^{-1} | Tiempo | Tiempo | |
| $> 100 s^{-1}$ | 30 s - 10 min | | | | Sanks, 1978. |
| $100 s^{-1}$ | 60 s | $40 s^{-1}$ | 3 min | | farooq y Giray, 1989. |
| | 20 - 60 s | | 20 - 60 min | | AWWA, 1992. |
| $120 s^{-1}$ | 60 s | $30 s^{-1}$ | 20 min | 30 min | Adin <i>et al</i> , 1998. |
| $100 - 700 s^{-1}$ | 20 - 60 s | $50 - 100 s^{-1}$ | 20 - 60 min | | Kiely, 1999. |
| $500 - 1500 s^{-1}$ | 10 - 30 s | $50 - 100 s^{-1}$ | 30 - 60 min | | Crites y Tchobanoglus, 2000. |
| $150 s^{-1}$ | 3 min | $50 s^{-1}$ | 5 min | 60 min | Carballa <i>et al.</i> , 2005. |
| $150 s^{-1}$ | 3 min | $50 s^{-1}$ | 5 min | 60 min | Suarez <i>et al.</i> , 2009. |
| $267 s^{-1}$ | 60 s | $25 s^{-1}$ | 20 min | 60 min | El-Gohary <i>et al.</i> , 2010. |

Los procesos fisicoquímicos tienen más de 100 años de ser aplicados pero su empleo en aguas residuales y domésticas se abandonó en 1930, en favor de los procesos biológicos, debido a su costo elevado y por la gran cantidad de lodos que producían. Actualmente, su aplicación ha retornado con dos fines: la eliminación del fósforo y la obtención de efluentes de calidad media, que suelen destinarse para descargar al mar o para riego agrícola a costos inferiores a los convencionales (Odegaard, 1992 y 1998; Fettig y Ratnaweera, 1993; Heinzmann, 1994; Shao *et al.*, 1996). Este nuevo auge se debe a la síntesis de polímeros de alto peso molecular y de alta densidad de carga que permiten emplear bajas dosis de coagulantes y producir menor cantidad de lodos sin decremento de la calidad del efluente producido (Fettig y Ratnaweera, 1993; Bache, 1999).

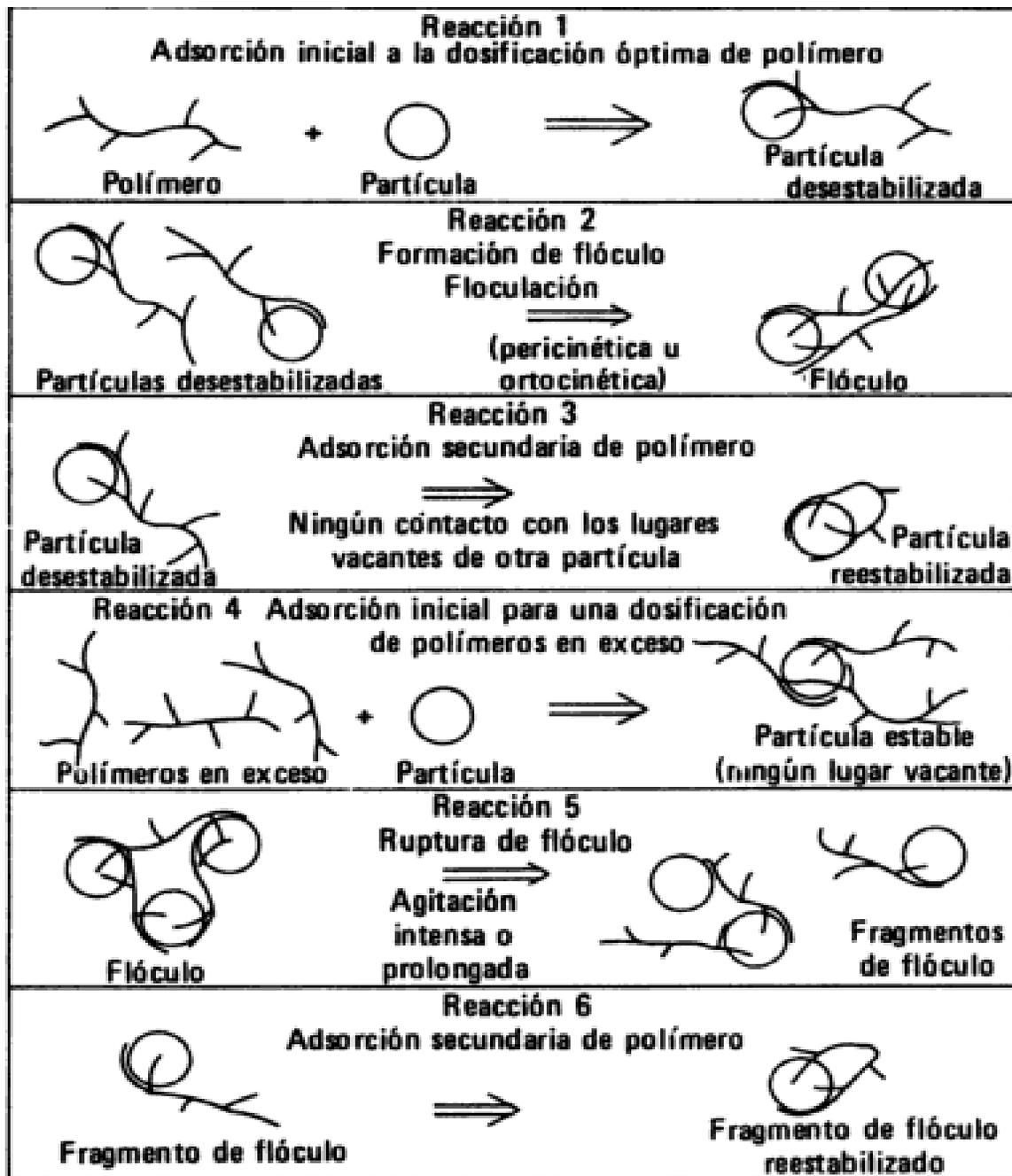
3.6. Proceso de floculación

Durante las últimas décadas se ha producido un rápido incremento en el uso de polímeros orgánicos sintéticos como agentes desestabilizadores para el tratamiento del agua residual. Se ha observado frecuentemente, que el tratamiento más económico se obtiene con un polímero

aniónico, aún cuando las partículas sólidas del agua y agua residual tengan cargas negativas
Floculación (Walter y Weber, 1979).

La teoría de enlace de puente explica la capacidad de los polímeros de elevado peso molecular para desestabilizar las dispersiones coloidales (Ruehrwein y Ward, 1952; Michaels, 1954; LaMer y Healy, 1963).

Para una desestabilización eficaz, la molécula polimérica debe contener grupos químicos que puedan interactuar con los lugares de la superficie de la partícula coloidal. Cuando una molécula polimérica se pone en contacto con una partícula coloidal, algunos de estos grupos se adsorben en la superficie de la partícula dejando el resto de la molécula libre hacia la solución (Reacción 1 en Figura 3.1). Si una segunda partícula con algunos lugares de adsorción vacantes se pone en contacto con estos segmentos libres, puede ocurrir una fijación (Reacción 2 en Figura 3.1). De este modo se forma un complejo partícula-polímero-partícula en el cual el polímero sirve de puente. Si una segunda partícula está disponible, con el tiempo, los segmentos libres pueden adsorberse eventualmente en otros lugares de la partícula original, de tal forma que el polímero ya no es capaz de servir como puente (Reacción 3 en Figura 3.1). Las dosificaciones de polímero suficientemente grandes como para saturar las superficies coloidales producen un coloide reestabilizado, ya que no se dispone de lugares para la formación de puentes entre partículas (Reacción 4 en Figura 3.1). Bajo ciertas condiciones, un sistema que ha sido desestabilizado y agregado puede ser reestabilizado por agitación intensa, debido a la ruptura de los enlaces polímero-superficie y posterior repliegue de los segmentos libres sobre la superficie de las partículas (Reacciones 5 y 6 en Figura 3.1).



Fuente: Walter y Weber, 1979.

Figura 3.1. Representación esquemática de un modelo de enlace puente para la desestabilización de coloides por polímeros.

3.7. Tipos de floculantes

Metcalf y Eddy (2003) señalan que de acuerdo a su naturaleza, los floculantes se pueden clasificar en:

- *Minerales*: por ejemplo la sílice activada. Se le ha considerado como el mejor floculante capaz de asociarse a las sales de aluminio. Se utiliza sobre todo en el tratamiento de agua potable.
- *Orgánicos*: son macromoléculas de cadena larga y alto peso molecular, de origen natural o sintético.

3.7.1. Floculantes orgánicos naturales

Los floculantes orgánicos naturales tales como el almidón, compuestos de celulosa, materiales proteínicos, gomas de polisacáridos y los alginatos, son eficaces coadyuvantes de la coagulación; sus características principales son la de estar cargados eléctricamente, tener una larga cadena molecular de átomos de carbono y gran masa molar (Metcalf y Eddy, 2003). Son en su mayor parte de tipo no iónico y su empleo es en ciertos casos ventajoso, pues pese a ser necesarios en dosis más elevadas, generalmente tienen un costo inferior al uso de los polielectrolitos sintéticos.

3.7.2. Floculantes orgánicos sintéticos

Los de origen sintético, son macromoléculas de cadena larga, elevada masa molecular, solubles en agua, conseguidas por asociación de monómeros simples sintéticos, alguno de los cuales poseen cargas eléctricas o grupos ionizables (ej., carboxilo, amino, grupos sulfónicos) por lo que se le denominan polielectrolitos (Walter y Weber, 1979; Metcalf y Eddy, 2003; Manahan, 2007).

Una importante ventaja de los polielectrolitos sintéticos, consiste en su facilidad de fabricación en planta; de allí que estos productos puedan estructurarse en función de unos requisitos concretos, sus propiedades son análogas a las de los coloides naturales y pueden clasificarse según el tipo de grupos ionizables en la unidad monomérica en aniónicos, catiónicos, no iónicos y anfólicos (AWWA, 1992; Metcalf y Eddy, 2003; Manahan, 2007).

- **Polielectrolitos catiónicos:** caracterizados por tener en sus cadenas una carga eléctrica positiva, debida a la presencia de grupos amino.
- **Polielectrolitos aniónicos:** caracterizados por tener grupos ionizados negativamente (grupos carboxílicos).
- **Polielectrolitos no iónicos:** son poliacrilamidas de masa molecular comprendida entre 1 y 30 millones. No contienen grupos ionizables.
- **Polielectrolitos anfólicos:** caracterizados por tener ambos grupos positivo y negativo (proteínas).

Un polímero es una cadena de pequeñas subunidades o monómeros. Muchos polímeros sintéticos contienen solamente un tipo de monómero; algunos contienen dos o tres tipos de subunidades diferentes. El número total de subunidades de un polímero sintético puede variar, produciéndose materiales de diferente peso molecular. Las cadenas pueden ser lineales o pueden tener varias ramificaciones. (Sanks, 1978; Walter y Weber, 1979; Gregory, 1989; Hurtado, 1996).

- **Polímero de alto peso molecular:** son poliacrilamidas de cadenas largas con pesos moleculares $> 1 \times 10^6$ g/mol. Se utilizan en el tratamiento de clarificación de aguas y en la deshidratación de lodos. También cuando se quiere llevar a cabo el proceso de floculación por enlace de puente cuando el efecto de la carga del polielectrolito no es significativo.
- **Polímero de bajo peso molecular:** son poliaminas que tienen cadenas cortas y pesos moleculares $< 1 \times 10^6$ g/mol. Se utilizan en el tratamiento de clarificación de aguas y en el proceso de coagulación-floculación cuando la desestabilización de las partículas coloidales se lleva a cabo por neutralización de cargas.

La capacidad de un polímero para actuar como floculante depende de su afinidad para enlazarse a la superficie de las partículas coloidales. Otros parámetros importantes que afectan el rendimiento de un determinado polímero son su peso molecular y el grado de ramificación.

Los polielectrolitos aumentan considerablemente el tamaño de los flóculos, pero de forma similar a lo que ocurre con la sílice, existe una dosis óptima, que sobrepasada se produce una floculación deficiente. En el caso de los polielectrolitos aniónicos para desestabilizar coloides negativos, se debe tener en cuenta que los iones metálicos divalentes deben estar presentes (naturalmente o por adición directa), que debe proporcionarse un tamaño de polímero mínimo (peso molecular) con la finalidad de vencer la barrera energética entre las partículas coloidales, y que puede tener lugar la sobredosificación y una sobre agitación (Manahan, 2007). Una vez que se alcanzan las condiciones óptimas bajo las cuales estos compuestos actúan, los polímeros aniónicos pueden ser muy eficaces y económicos (Farooq y Velioglu, 1989).

De acuerdo con Kiely (1999); Metcalf y Eddy (2003) y Manahan (2007) los polielectrolitos catiónicos cuando se utilizan para desestabilizar coloides negativos, ésta desestabilización se lleva a cabo por neutralización de carga, por enlaces de puente o por una combinación de estos dos mecanismos. Ambos métodos indican una relación entre la concentración coloidal y la dosificación del polímero, y ambos predicen la reestabilización por sobredosificación (Sanks, 1978; Lawler, 1997, O'Melia *et al.*, 1997; Adin, 1999). Los polímeros catiónicos de bajo peso molecular pueden ser efectivos para los coloides negativos, ya que no es necesario sobrepasar la barrera energética potencial cuando ocurre la neutralización de carga. Cuando se utilizan polielectrolitos catiónicos conjuntamente con coagulantes metálicos tienen las siguientes ventajas: reducción en la dosificación de coagulante, atenuación de la interferencia que sobre la coagulación tienen ciertas sustancias y capacidad de flocular organismos vivos, tales como algas y bacterias (Sanks, 1978).

Los polielectrolitos tienen un importante campo de empleo cuando la floculación se dificulta como consecuencia de cambios de calidad del agua (Kiely, 1999). Tienen también, destacadas ventajas con respecto a la sílice activada, entre las que pueden citarse:

- Facilidad de preparación.
- Facilidad de almacenamiento.
- Dosificación menor.

Los polímeros orgánicos sintéticos de bajo peso molecular, catiónicos, aniónicos o no iónicos, pueden resultar ineficaces para aguas de baja turbidez (concentraciones bajas de partículas coloidales) debido a una baja velocidad de contactos entre partículas. La adición de más materia coloidal (ej., bentonita) puede incrementar la eficacia de estos polímeros (Sanks, 1978).

Es común el uso de polímeros orgánicos sintéticos para desestabilizar a los coloides en el tratamiento de agua y agua residual. A pesar del hecho de que la mayor parte de los coloides encontrados están cargados negativamente, todos los polímeros, catiónicos, aniónicos, anfóteros (con cargas positivas y negativas) y no iónicos se usan extensivamente.

3.8. Tipos de floculación (transporte de las partículas coloidales)

La velocidad de agregación está determinada por la velocidad en que ocurren las colisiones entre las partículas coloidales (transporte de partícula) y por la eficacia de estas colisiones, dando lugar a una fijación entre partículas (desestabilización de partícula) (Overbeek, 1952; Sanks, 1978; Levine *et al.*, 1985).

Los contactos entre partículas al igual que la desestabilización de partícula, puede llevarse a cabo por tres mecanismos diferentes: (1) contactos por movimiento térmico, llamado movimiento browniano o difusión browniana, (2) contactos que resultan del movimiento de la masa principal del fluido, por ejemplo, transporte inducido por agitación, (3) contactos que resultan de la sedimentación. Los contactos producidos por movimiento térmico y por movimiento de fluido, también son conocidos como floculación pericinética y floculación ortocinética respectivamente (Walter y Weber, 1979; Farooq y Velioglu, 1989; Gregory, 1989).

Floculación Ortocinética

Esta floculación es inducida por la energía comunicada al líquido por fuerzas externas (ej., paletas giratorias). Se ha observado que la agitación acelera la agregación de las partículas coloidales.

Floculación Pericinética

Esta floculación es promovida, internamente dentro del líquido, por el movimiento de agitación que las partículas tienen (movimiento browniano), por la gravedad o peso de las partículas que al caer tienden a aglomerarse y se realiza en un tiempo muy corto después de desestabilizar las partículas. La tasa de cambio en la concentración total de las partículas (J_{pk}), toma en cuenta la concentración total de las partículas en suspensión en un tiempo determinado (N^o), el factor de eficiencia de colisiones entre partículas (η), la constante de Boltzmann (k), la temperatura ($T=^oK$) y viscosidad del fluido (μ).

4. METODOLOGÍA

Con la finalidad de evaluar el empleo de la coagulación-floculación como pretratamiento para remover contaminantes emergentes del agua residual del Emisor Central, se evaluaron polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos con altos pesos moleculares y diferentes densidades de carga. El desarrollo experimental se realizó en tres etapas. La primera etapa consistió en definir y seleccionar los tipos de polielectrolitos por emplear a partir de sus características comerciales. La segunda fue para seleccionar la dosis de polielectrolito con base en la remoción de parámetros físicos y químicos convencionales. Finalmente, en la tercera etapa, con la mejor dosis se determinó la eficiencia para remover contaminantes emergentes de los polielectrolitos preseleccionados.

4.1. Sitio de muestreo del agua residual

Las muestras fueron tomadas del Emisor Central (Figura 4.1) localizado en El Salto, Tepeji del Río, Hidalgo. Por donde circula más del 70% de las aguas negras de la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM) hacia la cuenca del río Tula. Estas aguas son utilizadas para riego agrícola del valle de Tula, en el estado de Hidalgo (CONAGUA, 2008).



Figura 4.1. Emisor Central (El Salto, Tepeji del Río, Hgo).

4.2. Muestreo del agua residual

Se realizaron diversos muestreos durante la época de estiaje (Noviembre – Abril) del año 2008 al 2010, en un punto fijo (en el centro del Emisor Central) y a una profundidad de 1 m.

Para la determinación de parámetros físicos y químicos se tomaron muestras de entre 30 y 50 L de agua residual, dependiendo de las necesidades para la experimentación. El agua colectada fue almacenada en recipientes de plástico de 10 L (Figura 4.2) previamente lavados y etiquetados para la realización de las pruebas de coagulación-floculación por triplicado. Para la determinación de contaminantes emergentes, se emplearon frascos de vidrio color ámbar (previamente lavados y etiquetados) y se colocaron muestras de aproximadamente 4 L en cada uno de ellos (Figura 4.3). Los recipientes de plástico y frascos de vidrio fueron transportados en una hielera a 4 °C (evitando procesos de degradación de la muestra) a las instalaciones del Instituto de Ingeniería para su posterior análisis de laboratorio (Figura 4.4).



Figura 4.2. Muestreo para determinación de parámetros físicos y químicos.



Figura 4.3. Muestreo para determinación de contaminantes emergentes.



Figura 4.4. Preservación y transporte de muestras.

4.3. Caracterización del agua residual

La caracterización se realizó con los métodos y técnicas correspondientes a las señaladas en el APHA, AWWA y WPCF, 1995; HACH, 2003 y Gibson *et al.*, 2007 (Tabla 4.1). Se evaluaron parámetros físicos y químicos como sólidos suspendidos totales (*SST*), demanda química de oxígeno (*DQO_T*), turbiedad, color verdadero, sólidos disueltos totales (*SDT*), conductividad y pH, así como contaminantes emergentes (fármacos y disruptores endócrinos) con la finalidad de determinar su capacidad de remoción a través de un proceso coagulación-floculación.

Tabla 4.1. Métodos y técnicas para la determinación de parámetros.

| Parámetro | Método | Técnica |
|---|--------------------------|---------------|
| Físicos y químicos | | |
| Sólidos Suspendidos Totales <i>SST</i> (mg/L) | Gravimétrico | *2540D |
| Demanda Química de Oxígeno (<i>DQO_T</i>) | Colorimétrico | **HACH (8000) |
| Turbiedad (UTN) | Nefelométrico | *2130B |
| Color Verdadero (UPC) | Colorimétrico | **HACH (8025) |
| Sólidos Disueltos Totales <i>SDT</i> (mg/L) | Conductimétrico | **HACH (8160) |
| Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) | Conductimétrico | **HACH (8160) |
| pH (unidades) | Potenciométrico | *4500-HB |
| Contaminantes Emergentes | | |
| Disruptores Endócrinos | Cromatografía de gases – | *** |
| Fármacos | Espectrometría de masas | |

*APHA, AWWA, WPCF (1995)., **HACH., ***Gibson *et al.*, (2007)

Los fármacos y disruptores endócrinos (EDC's) se determinaron mediante la técnica establecida por Gibson *et al.*, (2007):



Figura 4.5. Cromatógrafo de Gases HP 6890N, acoplado a un detector selectivo de masas modelo HP 5973N.

Fase de extracción

La muestra tomada de agua residual se pasó a través de un filtro de fibra de vidrio de 0.45 μm y se dividió en volúmenes de 300 mL. Las muestras se acidificaron a pH 2 con ácido sulfúrico (98%) y se adicionó a cada una de ellas los estándares de recuperación (4-*n*-nonilfenol, d_{16} -bisfenol-A, d_4 -estrona, 3,4-D y 10,11-dihydrocarbamazepina). Para cada muestra se acondicionó un cartucho OASIS HLB (200 mg) (Figura 4.9) con acetona (2 x 5 mL) seguido por agua HPLC (5 mL) mezclado con ácido acético. Las muestras pasaron a través del cartucho a una velocidad aproximada de 10 mL/min aplicando vacío (Figura 4.8). Al término de la extracción, los cartuchos se lavaron con agua HPLC (2 mL) y posteriormente se eluyeron con 5.5 mL de la solución 40:60 de una mezcla acetona: buffer 0.10 M de bicarbonato de sodio a pH 10 (ajustado con una solución 1.0 M de hidróxido de sodio). Esta fracción contuvo los fármacos (fracción ácida). Nuevamente se lavaron los cartuchos con agua HPLC (2 mL) y se secaron bajo corriente de vacío durante 2 hrs. Finalmente, los cartuchos fueron eluidos con 6 mL de acetona obteniendo así la fracción con los disruptores endócrinos (fracción fenólica).

Fase de derivatización

Las muestras con la fracción ácida se evaporaron durante 15 min con una corriente de nitrógeno para remover una porción de la acetona presente, se acidificaron a pH 2 con ácido sulfúrico y se extrajo los ácidos con acetato de etilo (2 x 2 mL). El agua remanente se eliminó agregando sulfato de sodio anhidro (seco y limpio), se adicionó 2,3-D como estándar interno y las muestras se evaporaron a sequedad con una corriente de nitrógeno a temperatura ambiente. Finalmente se agregó a las muestras acetato de etilo (25 µL) y MTBSTFA (terc-butildimetilsililtrifluoroacetamida) (50 µL), y se calentaron a 60 °C durante 30 min. Los extractos fueron inyectados directamente al cromatógrafo para su análisis (Figura 4.10).

Para las muestras con la fracción fenólica se evaporaron hasta que quedara aproximadamente 200 µL y se adicionó 1 mL de acetato de etilo. El agua remanente se eliminó agregando sulfato de sodio anhidro (seco y limpio), se adicionaron los estándares internos (d_4 -4-n-nonilfenol, d_4 -DEHF y d_3 -estradiol) y las muestras se evaporaron a sequedad con una corriente de nitrógeno a temperatura ambiente. Finalmente se agregó a las muestras piridina (25 µL) y BSTFA (bis-trifluoroacetamida) (50 µL), y se calentaron a 60 °C durante 30 min. Las muestras se diluyeron con acetato de etilo (425 µL) y posteriormente se inyectaron al cromatógrafo para su análisis (Figura 4.10).

Análisis mediante cromatografía de gases y espectrometría de masas

El instrumento analítico utilizado para esta técnica fue un cromatógrafo de gases con detector selectivo de masas. El equipo consiste en un cromatógrafo HP 6890N acoplado con una columna capilar de 30 m fusionada con sílica modelo HP5-MS (30 m*0.25 mm, y un grosor de 0.25 µm), conectado a un detector selectivo de masas modelo HP 5973N (Figura 4.5). El gas portador fue He a flujo constante de 1.0 mL/min. Se utilizó la técnica de inyección splitless para inyectar 1 µL de muestra, la temperatura de puerto de inyección fue de 250 °C para el análisis de todos los compuestos, y las rampas de temperatura fueron las siguientes: 100 °C por 1 min; 20 °C por min hasta 280 °C; 280 °C por 10 min; tiempo total 20 min.

El detector fue usado en el modo de ión selectivo (SIM). La temperatura de la fuente de impacto electrónico fue de 230 °C con energía de 70 eV. La temperatura del cuadrupolo fue de 150 °C y la temperatura de interface con el cromatógrafo fue de 280 °C. el instrumento fue auto calibrado con perfluorotributilamina. Los iones de cuantificación y confirmación monitoreados se detallan en las Tablas 4.2 y 4.3, y en las Figuras 4.6 y 4.7 se observan los cromatogramas de los estándares de los analitos respectivos. Los diferentes compuestos analizados se han dividido en compuestos ácidos y fenólicos.

Tabla 4.2. Iones característicos y tiempos de retención de los ácidos, usando las condiciones escritas de GC-MS descritas.

| Analito | Uso | Tiempo de retención (min) | Iones característicos (m/z) |
|------------------|--|---------------------------|-----------------------------|
| Ácido clofibrico | Metabolito del regulador de lipidos clofibrato | 7.78 | <u>143</u> , 271, 243 |
| Ibuprofeno | Analgésico y antiinflamatorio | 7.97 | <u>263</u> , 264 |
| Ácido salicílico | Metabolito del analgésico aspirina | 8.55 | 310, <u>309</u> , 195 |
| 2, 4-D | Pesticida | 8.64 | 219, <u>277</u> , 279 |
| Gemfibrozil | Regulador de lípidos | 9.60 | 307, <u>243</u> , 179 |
| Naproxeno | Analgésico y antiinflamatorio | 10.22 | 344, <u>287</u> , 185 |
| Ketoprofeno | Analgésico y antiinflamatorio | 10.90 | 312, <u>311</u> , 295 |
| Diclofenaco | Antiflogístico | 11.52 | 354, <u>352</u> , 214 |
| 3, 4-D | Estandar de recuperación | 8.77 | 251, <u>277</u> , 279 |
| 2, 3-D | Estandar interno | 8.88 | 219, <u>277</u> , 279 |

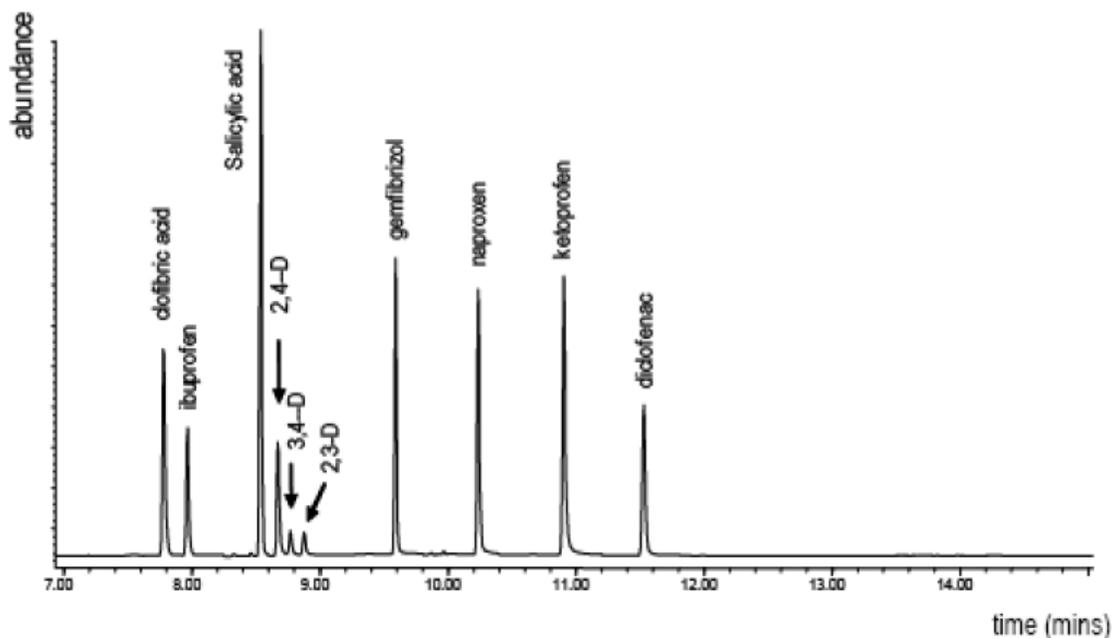


Figura 4.6. Cromatograma típico (modo SIM) de los estándares ácidos.

Tabla 4.3. Iones característicos y tiempos de retención de los compuestos fenólicos, usando las condiciones escritas de GC-MS descritas.

| Analito | Uso | Tiempo de retención (min) | Iones característicos (m/z) |
|---------------------------------------|------------------------------|---------------------------|-----------------------------|
| 4-nonilfenoles | Compuesto químico industrial | 7.30-7.70 | <u>221</u> , 207, 193 |
| Pentaclorofenol (PCP) | Pesticida | 8.17 | 338, 325, <u>323</u> |
| Triclosan | Antiséptico | 9.43 | 362, 360, <u>200</u> |
| Bisfenol-A | Compuesto químico industrial | 9.75 | 372, <u>357</u> |
| Butilbencilftalato (BuBeP) | Plastificante | 9.60 | 91, <u>149</u> , 206 |
| Di-2(etilhexil) ftalato (DEHP) | Plastificante | 10.22 | <u>149</u> , 167, 279 |
| Estrona | Estrogeno natural | 12.17 | <u>342</u> , 257, 218 |
| Estradiol (17β-estradiol) | Estrogeno natural | 12.45 | <u>416</u> , 285 |
| Etinil-estadiol (17α-etinilestradiol) | Estrogeno artificial | 13.45 | 285, <u>425</u> , 440 |
| 4-n-nonilfenol | Estandar de recuperación | 8.30 | <u>179</u> , 292 |

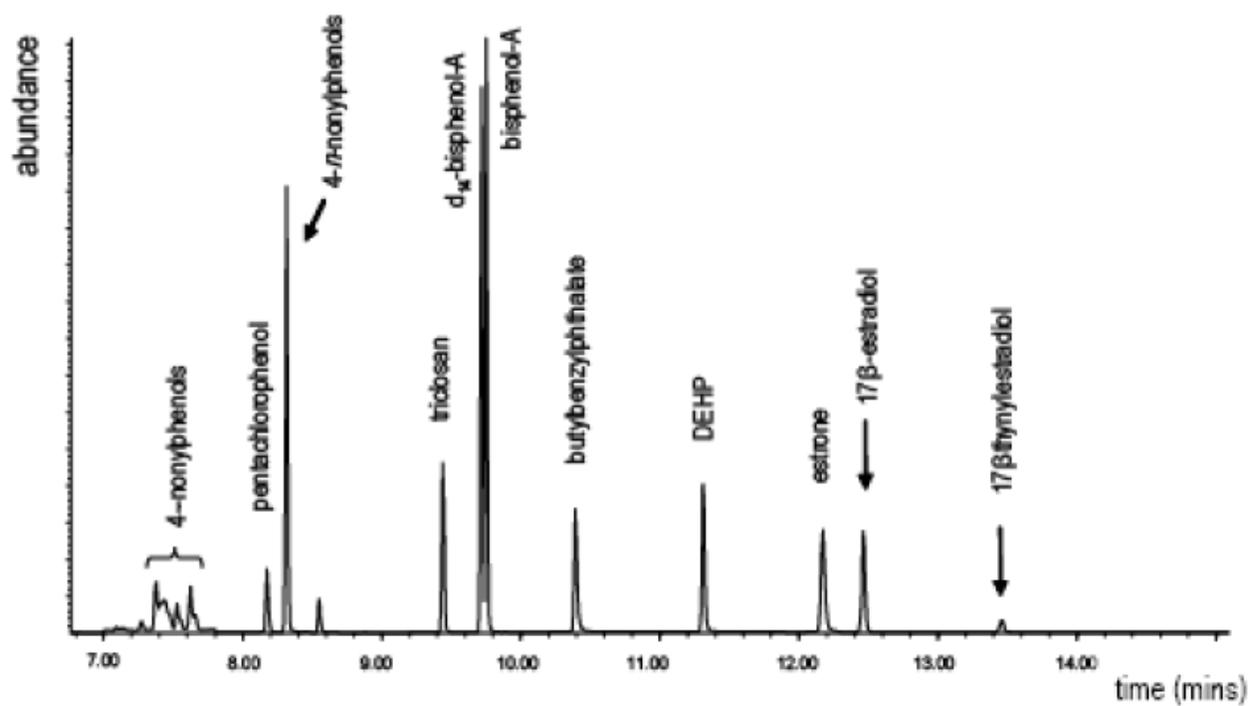


Figura 4.7. Cromatograma típico (modo SIM) de los estándares fenólicos.



Figura 4.8. Sistema de extracción en fase sólida (SPE).



Figura 4.9. Cartuchos OASIS HLB (200 mg).



Figura 4.10. Muestras para inyección.

4.4. Realización de las pruebas de jarras

La simulación de la coagulación, floculación y sedimentación se llevó a cabo en laboratorio en un equipo de prueba de jarras *Kemira Flocculator 2000* (Figura 4.11) de seis vasos de precipitados con capacidad de 1 L. Las pruebas de jarras se realizaron de la siguiente manera:

- Se programó el equipo con gradientes de 200 y 100 s^{-1} , y tiempos de contacto de 15 s y 10 min para las etapas de coagulación y floculación respectivamente.
- Se temperó y homogeneizó el agua residual durante algunos minutos antes de vaciar 750 mL en cada vaso de precipitado.
- Se aplicó el polielectrolito de acuerdo con los tratamientos establecidos para el estudio.
- Finalmente, se dejó sedimentar durante el tiempo de 15 minutos.

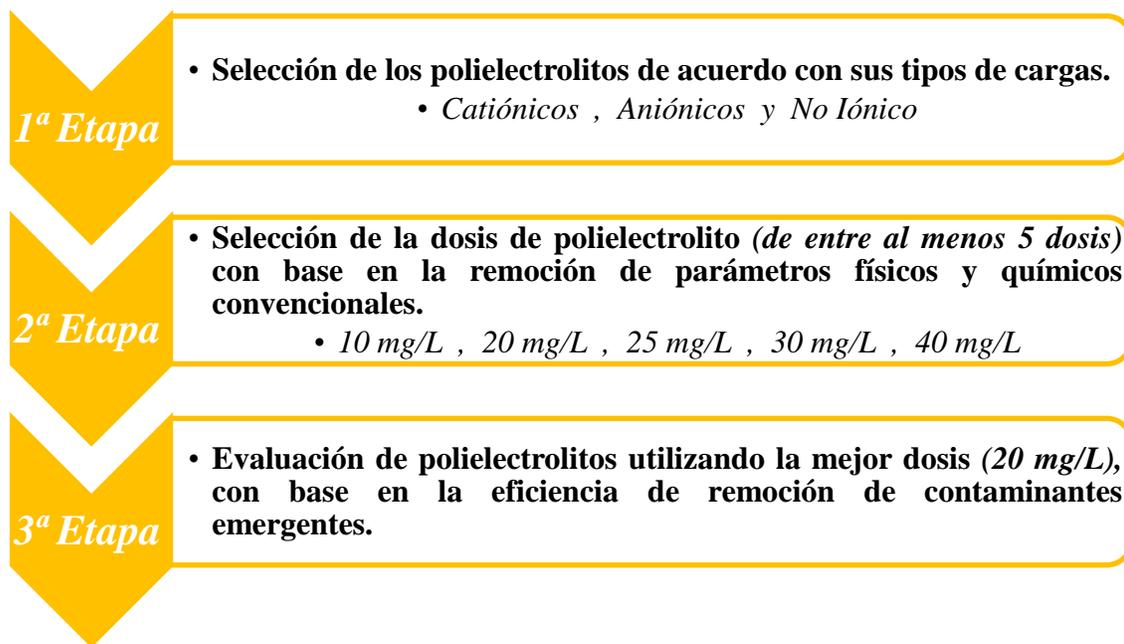


Figura 4.11. Equipo de prueba de jarras *Kemira Flocculator 2000*.

4.5. Diseño de experimentos

La experimentación se llevó a cabo en tres diferentes etapas de acuerdo con el objetivo que se persigue en cada una de ellas. La primera consistió en definir y seleccionar los tipos de polielectrolitos por emplear. La segunda etapa fue para seleccionar la dosis de polielectrolito con base en la remoción de parámetros físicos y químicos convencionales. Finalmente, en la tercera etapa, utilizando la mejor dosis se evaluaron los polielectrolitos preseleccionados y se determinó su eficiencia para remover contaminantes emergentes. En la Figura 4.12 se presenta el esquema general de las etapas que constituyen el estudio.

• DISEÑO DE EXPERIMENTOS



• ANÁLISIS E INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS

Figura 4.12. Esquema del diseño experimental.

4.5.1. 1ª Etapa: Selección de los polielectrolitos para el estudio

En esta primera etapa, se llevó a cabo la selección de los polielectrolitos por utilizar en el proceso coagulación-floculación a partir de sus características. Se seleccionaron 11 polielectrolitos (polímeros orgánicos sintéticos de poliácridamida) considerando el tipo y densidad de la carga, y peso molecular (Figura 4.13). Las características de los polielectrolitos seleccionados para este trabajo son las siguientes (Tabla 4.4).



Figura 4.13. Tipos de polielectrolitos.

Tabla 4.4. Características de los polielectrolitos.

| Polielectrolitos | | | |
|------------------|-----------|-------------------|----------------|
| Nombre | Carga | Densidad de Carga | Peso Molecular |
| A | Catiónico | Alta (ADC) | Alto (Apm) |
| B | Catiónico | Media (MDC) | Alto (Apm) |
| C | Catiónico | Media (MDC) | Alto (Apm) |
| D | Catiónico | Baja (BDC) | Alto (Apm) |
| E | Catiónico | Baja (BDC) | Alto (Apm) |
| F | Aniónico | Alta (ADC) | Alto (Apm) |
| G | Aniónico | Media (MDC) | Alto (Apm) |
| H | Aniónico | Media (MDC) | Alto (Apm) |
| I | Aniónico | Media (MDC) | Alto (Apm) |
| J | Aniónico | Baja (BDC) | Alto (Apm) |
| K | No Iónico | Baja (BDC) | Alto (Apm) |

4.5.2. 2ª Etapa: Selección de la dosis de polielectrolito (de entre al menos 5 dosis) con base en la remoción de parámetros físicos y químicos convencionales

La segunda etapa consistió en evaluar las dosis de 10, 20, 25, 30 y 40 mg/L de polielectrolito. Las dosis fueron seleccionadas para remover parámetros físicos y químicos convencionales, y contaminantes emergentes de acuerdo con lo establecido por Sanks, 1978; Farooq y Giray, 1989; AWWA, 1992; Harlermann, 1992; Chack *et al.*, 1994; Shao *et al.*, 1996; Adin *et al.*, 1998; Kiely, 1999; Carballa *et al.*, 2005; Stackelberg *et al.*, 2007; Suarez *et al.* 2009 y El-Gohary *et al.*, 2010 en la Tabla 3.4. Se utilizaron 11 tipos de floculantes (seleccionados en la etapa 1): 5 catiónicos, 5 aniónicos y 1 no iónico, con altos pesos moleculares y diferentes densidades de carga (Tabla 4.4).

La metodología consistió en someter el agua residual a un tratamiento de coagulación-floculación en pruebas de jarras, cada una realizada por triplicado. Se empleó el equipo *Kemira Flocculator 2000* bajo las condiciones que se muestran a continuación (Tabla 4.5).

Tabla 4.5. Condiciones empleadas en pruebas de jarras.

| | Coagulación | Floculación | Sedimentación |
|--------------------|-------------|-------------|---------------|
| Gradiente s^{-1} | 200 | 100 | 0 |
| Tiempo | 15 s | 10 min | 15 min |

Los gradientes y tiempos de contacto fueron seleccionados de acuerdo con lo establecido por Sanks, 1978; Farooq y Giray, 1989; AWWA, 1992; Adin *et al.*, 1998; Kiely, 1999; Crites y Tchobanoglous, 2000; Carballa *et al.*, 2005; Suarez *et al.* 2009 y El-Gohary *et al.*, 2010 en la Tabla 3.5, como las condiciones para que el proceso de coagulación-floculación funcione.

Al finalizar la etapa de sedimentación se tomó de las muestras un volumen de 400 mL del sobrenadante del agua residual tratada. Se tomó el mismo volumen para agua cruda y se determinó *SST*, *DQO_T*, turbiedad, pH, color verdadero y conductividad a cada una de las muestras.

4.5.3. 3ª Etapa: Evaluación de polielectrolitos utilizando la mejor dosis (20 mg/L), con base en la eficiencia de remoción de contaminantes emergentes

Una vez establecida la mejor dosis a utilizar de acuerdo con los parámetros físicos y químicos obtenidos en la Etapa 2, se realizaron nuevamente las pruebas de jarras con los gradientes y tiempos establecidos con anterioridad (Tabla 4.5). En esta tercera etapa se aplicaron 20 mg/L de polímero para la remoción de contaminantes emergentes.

La principal variable de respuesta fue la concentración ($\mu\text{mol/L}$) de fármacos y disruptores endócrinos (EDC's) detectada por cromatografía de gases-espectrometría de masas.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. Evaluación de los tipos y dosis de polielectrolito (*de entre al menos 5 dosis*) con base en la remoción de parámetros físicos y químicos convencionales

En esta etapa se compararon 11 tipos de polielectrolitos, 5 catiónicos (floculante A de alta densidad de carga y alto peso molecular, floculante B y C de mediana densidad de carga y alto peso molecular, floculante D y E de baja densidad de carga y alto peso molecular), 5 aniónicos (floculante F de alta densidad de carga y alto peso molecular, floculante G, H e I de mediana densidad de carga y alto peso molecular, floculante J de baja densidad de carga y alto peso molecular) y 1 no iónico (floculante K de baja densidad de carga y alto peso molecular), todos con una dosis de 10, 20, 25, 30 y 40 mg/L (previamente establecidas). La evaluación se basó en el efecto sobre el pH y en la capacidad para remover SST , DQO_T , turbiedad, color, SDT y conductividad del agua residual tratada mediante un proceso físico-químico convencional.

5.1.1. *Evaluación de polielectrolitos catiónicos para remoción de sólidos suspendidos totales SST en base al tipo y dosis utilizadas*

En la Tabla 5.1 y Figura 5.1 se muestra la concentración de sólidos suspendidos totales SST (mg/L) para agua tratada con los distintos polielectrolitos catiónicos y dosis utilizadas. Los resultados establecen que el tipo de carga (catiónica) de los polielectrolitos, densidad de la misma y peso molecular, son factores determinantes para que se lleve a cabo la remoción de los SST .

Tabla 5.1. Concentración de sólidos suspendidos totales SST (mg/L) en agua residual tratada con distintas dosis y tipos de polielectrolitos catiónicos.

| Sólidos Suspendidos Totales SST (mg/L) | | | | | |
|--|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| Dosis (mg/L) | Floculante A (ADC, Apm) | Floculante B (MDC, Apm) | Floculante C (MDC, Apm) | Floculante D (BDC, Apm) | Floculante E (BDC, Apm) |
| 0 | 103 | 99 | 88 | 114 | 94 |
| 10 | 49 | 40 | 53 | 37 | 29 |
| 20 | 31 | 11 | 37 | 28 | 26 |
| 25 | 26 | 14 | 25 | 24 | 23 |
| 30 | 28 | 17 | 26 | 21 | 32 |
| 40 | 35 | 33 | 29 | 32 | 41 |

ADC = alta densidad de carga; MDC = mediana densidad de carga; BDC = baja densidad de carga, Apm = alto peso molecular.

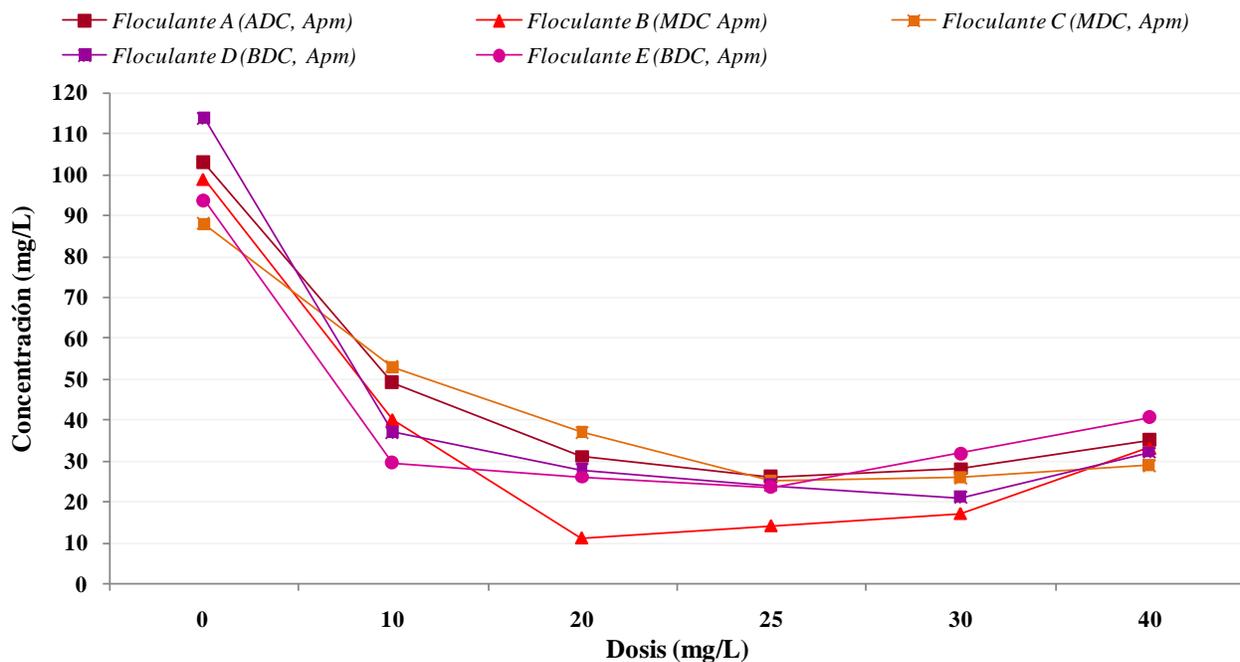


Figura 5.1. Concentraciones de sólidos suspendidos totales SST (mg/L) con base en la dosis y tipo de polielectrolito catiónico aplicado.

En la Figura 5.2 se puede observar que al aumentar la dosis del polielectrolito de 10 a 20 mg/L, mejora la calidad del efluente. Con la dosis de 20 mg/L, el floculante B (MDC, Apm) presenta un mayor desempeño (92% de remoción). A partir de la dosis de 25 mg/L se observa una resuspensión debido a la sobredosificación del polielectrolito.

De acuerdo con lo antes presentado, se considera que el floculante B (MDC, Apm) es el que tiene la mayor capacidad para remover los sólidos suspendidos totales *SST* del agua residual y que la dosis recomendada es de 20 mg/L.

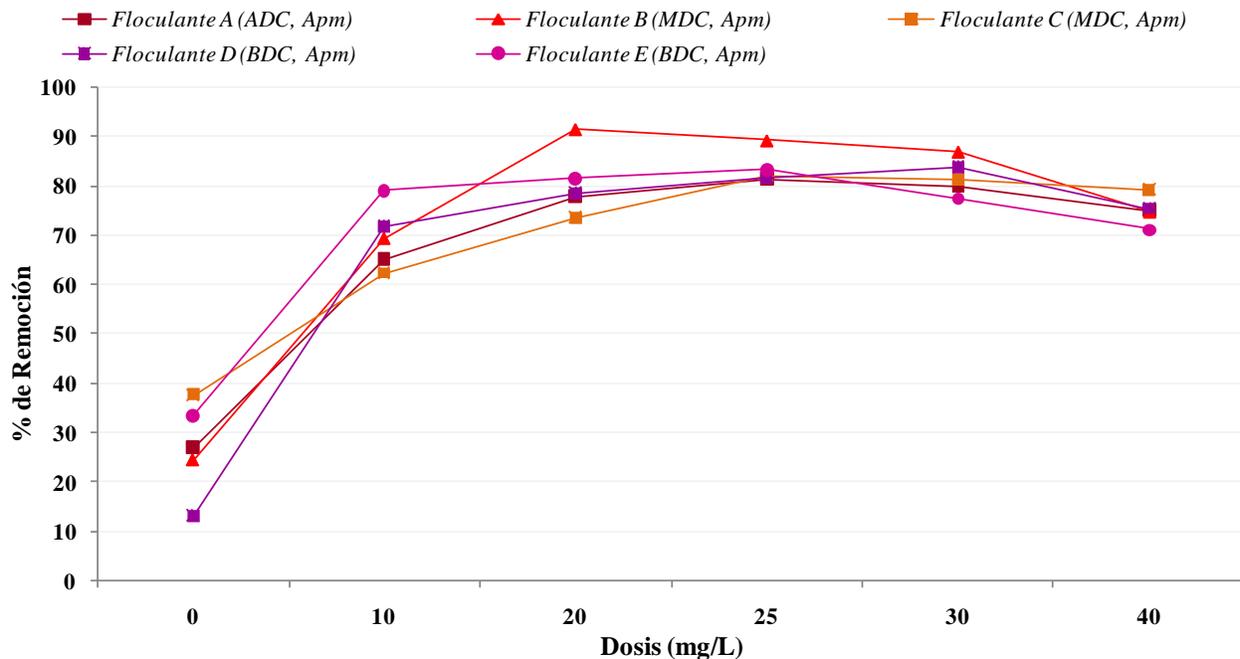


Figura 5.2. Remoción de sólidos suspendidos totales *SST* con base en la dosis y tipo de polielectrolito catiónico aplicado.

5.1.2. Evaluación de polielectrolitos aniónicos y no iónico para remoción sólidos suspendidos totales *SST* en base al tipo y dosis utilizadas

En la Tabla 5.2 y Figura 5.3 se muestra la concentración de sólidos suspendidos totales *SST* (mg/L) obtenida en agua residual tratada utilizando distintas dosis y polielectrolitos aniónicos y no iónicos. Comparando los resultados presentados se observa que el tipo de carga (aniónica) influye para que se lleve a cabo de manera deficiente la remoción de *SST*, sin importar la densidad de carga y el peso molecular del polielectrolito.

Tabla 5.2. Concentración de sólidos suspendidos totales SST (mg/L) en agua residual tratada con distintas dosis y tipos de polielectrolitos aniónicos y no iónicos.

| Sólidos Suspendidos Totales SST (mg/L) | | | | | | |
|--|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| Dosis (mg/L) | Floculante F (ADC, Apm) | Floculante G (MDC, Apm) | Floculante H (MDC, Apm) | Floculante I (MDC, Apm) | Floculante J (BDC, Apm) | Floculante K (BDC, Apm) |
| 0 | 138 | 99 | 134 | 89 | 159 | 158 |
| 10 | 175 | 109 | 198 | 103 | 156 | 108 |
| 20 | 169 | 109 | 185 | 102 | 170 | 121 |
| 25 | 178 | 105 | 184 | 94 | 176 | 108 |
| 30 | 169 | 113 | 188 | 102 | 166 | 116 |
| 40 | 175 | 106 | 183 | 118 | 192 | 119 |

ADC = alta densidad de carga; MDC = mediana densidad de carga; BDC = baja densidad de carga, Apm = alto peso molecular.

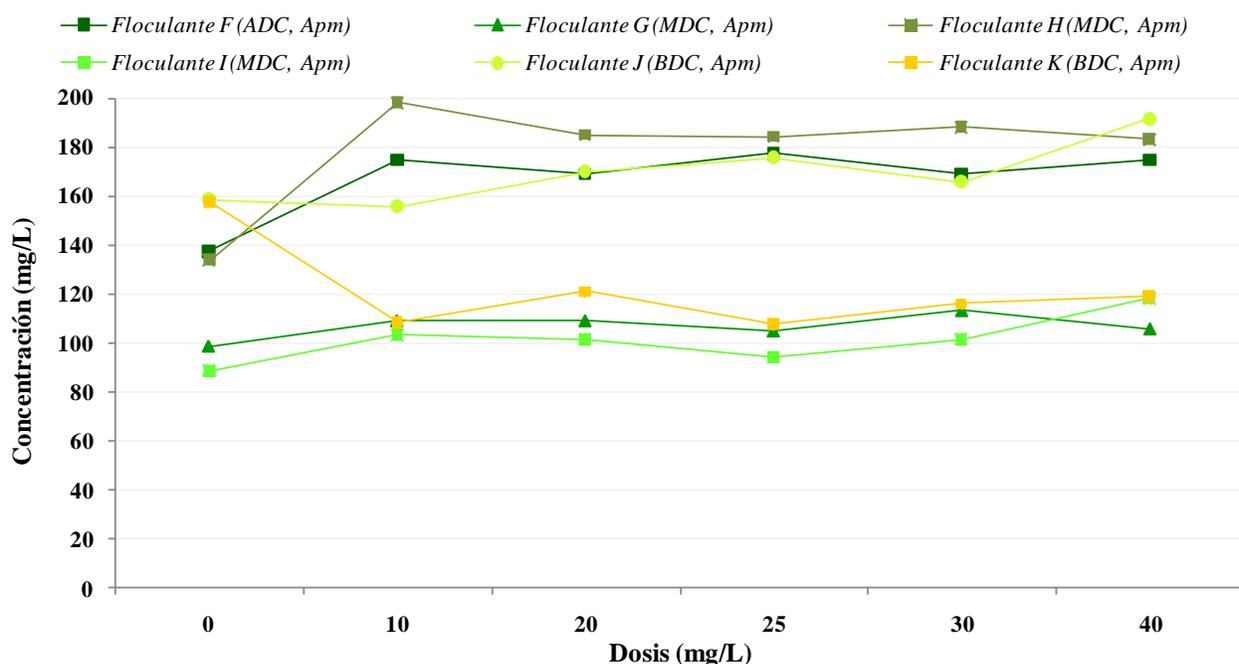


Figura 5.3. Concentración de sólidos suspendidos totales SST (mg/L) con base en la dosis y tipo de polielectrolito aniónico y no iónico aplicado.

En la Figura 5.4 los resultados muestran que a pesar de incrementar la dosis del floculante, la calidad del efluente no mejora. En forma particular, el polielectrolito aniónico J (BDC, Apm) remueve el 41% con una dosis de 10 mg/L.

Por otra parte, con la misma dosis, el floculante K (no iónico) presenta un mayor desempeño (59%) para reducir los sólidos suspendidos totales del efluente (20% más que el floculante J).

Con base en lo anterior, los polielectrolitos aniónicos remueven de entre el 7 y el 41% de los sólidos suspendidos totales, mientras que con el polielectrolito no iónico, su remoción oscila entre el 40 y 60% de acuerdo a las dosis probadas. Se observa que el floculante K (no iónico) tiene mayor capacidad que los polielectrolitos aniónicos para remover sólidos suspendidos totales SST del agua residual. Esto se debe principalmente a que los polielectrolitos aniónicos al tener una carga similar (negativa) a las partículas coloidales, producen una fuerza repulsiva entre partículas evitando la formación de los flóculos.

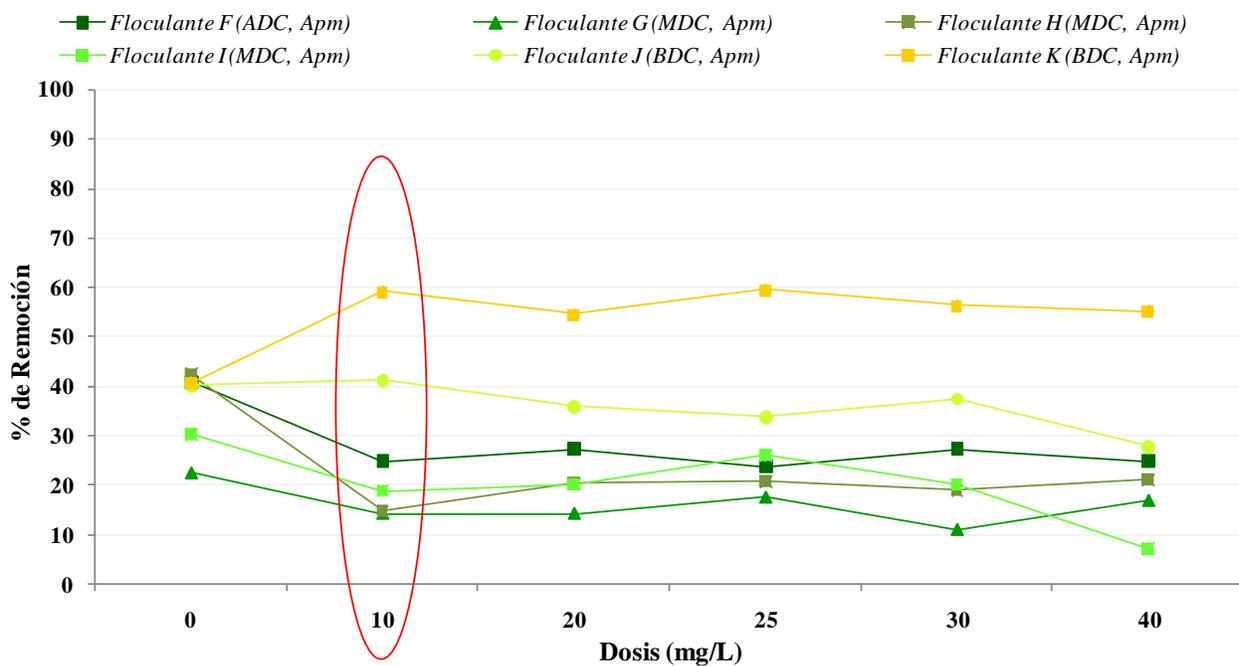


Figura 5.4. Remoción de sólidos suspendidos totales SST con base en la dosis y tipo de polielectrolito aniónico y no iónico aplicado.

De manera general, los polielectrolitos catiónicos al tener la capacidad de alcanzar la desestabilización coloidal por más de un mecanismo y permitir la formación de los flóculos, presentan un mejor desempeño para remover sólidos suspendidos totales SST en el agua residual

del Emisor Central. En especial el floculante B (92% de remoción con 20 mg/L), el cual remueve 30% más que el floculante K (no iónico) en sus condiciones óptimas (60% con 10 mg/L) y un poco más del doble que el floculante J (41% con 10 mg/L).

5.1.3. *Evaluación de polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónico para remoción de demanda química de oxígeno DQO_T , turbiedad y color verdadero en base al tipo y dosis utilizadas*

Para el caso del agua residual tratada con polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónico (con altos pesos moleculares y diferentes densidades de carga) utilizando distintas dosis, se observó un comportamiento similar al de los SST en la remoción de DQO_T , turbiedad y color (Anexo-1, 2 y 3). La Figura 5.5 muestra la remoción promedio obtenida con polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos para cada uno de los parámetros.

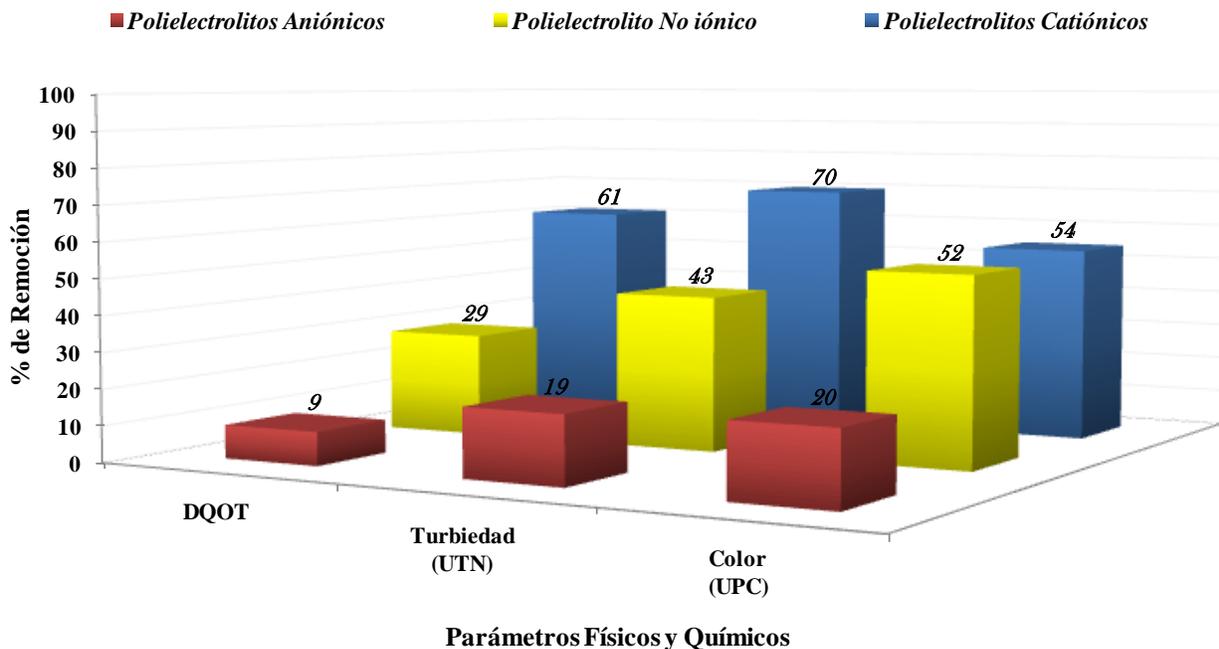


Figura 5.5. Remoción promedio de demanda química de oxígeno DQO_T , turbiedad y color en agua residual tratada con distintas dosis y polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos aplicados.

Los resultados establecen que el tipo de carga (catiónica, aniónica y no iónica) es determinante para que se remuevan dichos parámetros. Los polielectrolitos catiónicos tuvieron una remoción de DQO_T , turbiedad y color del 61, 70 y 54% respectivamente, mientras que los polielectrolitos aniónicos al producir una fuerza repulsiva entre partículas debido a sus cargas negativas, no permiten la desestabilización y aglomeración de los coloides, por lo que presentan una remoción no mayor al 20%. Por otra parte, en el agua tratada con el polielectrolito no iónico, se observan remociones del 29% de DQO_T , 43% turbiedad y 52% de color, porcentajes mayores a los mostrados por los polielectrolitos aniónicos.

De manera general, para la remoción de la DQO_T , SST , turbiedad y color del agua residual del Emisor Central tratada con un proceso físico-químico convencional, deben utilizarse polielectrolitos catiónicos, ya que al poder realizar por más de un mecanismo la desestabilización de las partículas coloidales y facilitar así la formación de los flóculos, tienen mayor capacidad de remoción en comparación a los polielectrolitos aniónicos y al no iónico. La dosis seleccionada es de 20 mg/L, debido a que con esta dosis se obtuvieron las mayores remociones.

5.1.4. Evaluación del efecto de polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónico sobre el pH, la remoción de sólidos disueltos totales SDT y conductividad en base al tipo y dosis utilizadas

Al utilizar sales de aluminio ($Al_2(SO_4)_3$) o de hierro ($FeCl_3$) durante el proceso físico-químico convencional, el pH del sistema varía de acuerdo con la dosificación del coagulante, debido a que actúan como donadores protones H^+ . En lo que respecta al tratamiento del agua residual del Emisor Central, se observa que el pH se mantiene de manera estable (alrededor de las 7.6 unidades) ya que los polielectrolitos utilizados no actúan como donadores de protones sin importar la dosis utilizada (Anexo-4).

Para la remoción de sólidos disueltos totales SDT (mg/L) y conductividad ($\mu S/cm$), los polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónico, independientemente de la densidad de sus cargas, pesos moleculares y dosis aplicadas, no tienen la capacidad para remover dichos

parámetros, ya que las concentraciones presentes en el agua residual tratada se mantienen inalteradas (Anexo-5 y 6).

5.2. Evaluación de la coagulación-floculación con base en la remoción de contaminantes emergentes

Kasprzyk-Hordern *et al.*, (2009) señalan que la remoción de contaminantes emergentes depende de la tecnología implementada en el tratamiento del agua residual. Los procesos de oxidación avanzada y membranas son los más estudiados para remover fármacos y disruptores endócrinos (Esplugas *et al.*, 2007; Badawy *et al.*, 2009; Kim *et al.*, 2009; Liu *et al.*, 2009). Remociones en diversos grados para algunos de estos compuestos han sido reportados en plantas de tratamiento de agua potable y durante el tratamiento primario del agua residual mediante el proceso de coagulación-floculación aplicando sales de hierro (FeCl_3) o de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) (Carballa *et al.*, 2005; Vieno *et al.*, 2006; Suarez *et al.*, 2009 y Mohapatra *et al.*, 2010). Sin embargo, no se cuenta con estudios del uso de polielectrolitos para llevar a cabo dicho proceso. Por ello, se estudió el efecto de aplicar los polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos (con altos pesos moleculares y diferentes densidades de carga) durante el proceso de coagulación-floculación para remover contaminantes emergentes. Para ello, se aplicaron por separado los polielectrolitos catiónicos de los aniónicos y no iónicos en dos muestras de agua residual con una dosis de 20 mg/L (mejor dosis establecida en la Etapa 2) usando los gradientes y tiempos de contacto previamente establecidos (Etapa 1).

En la Tabla 5.3 se observa que la remoción de contaminantes emergentes varía dependiendo de cada compuesto y del tipo de polielectrolito utilizado. También, se observa en esa tabla dos grupos de contaminantes (disruptores endócrinos y fármacos) ordenados en forma decreciente de acuerdo con su peso molecular. El peso molecular varió de 390.6 a 312.4 g/mol para el di-2(etilhexil) ftalato y butilbencilftalato respectivamente (compuestos de mayor peso molecular), de 200-300 g/mol para el resto de los compuestos con excepción del ácido salicílico, el cual es el compuesto con menor peso molecular (138.1 g/mol). En la tabla se emplearon tres colores para definir el grado de remoción obtenido para cada compuesto: verde para una alta remoción (70-100%), amarillo para una mediana remoción (30-70%) y rojo para una baja o nula remoción (0-30%).

Tabla 5.3. Concentración removida de contaminantes emergentes ($\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$)) en agua residual tratada con polielectrolitos catiónicos aniónicos y no iónicos.

| | | TIPOS DE POLIELECTROLITOS | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------|------------------------|--|--------------------------------------|---------------------------------|--------------------------------------|---------------------------------|--|--|--------------------------------------|-------------------------------------|--------------------------------------|---------------------------------------|--------------------------------------|-----------|--|--|
| | | CATIONICOS | | | | | NO IONICOS | ANIONICOS | | | | | | | | |
| | | ZETAG 8190 A (ADC-Apm) | SUPERFLOC C-498 B (MDC-Apm) | ZETAG 8140 C (MDC-Apm) | SUPERFLOC C-492 D (BDC-Apm) | ZETAG 8120 E (BDC-Apm) | | SUPERFLOC N-100 k (BDC-Apm) | PROSIFLOC A-252 F (ADC-Apm) | MAGNAFLOC 1011 G (MDC-Apm) | SUPERFLOC A-150 H (MDC-Apm) | MAGNAFLOC LT27AG I (MDC-Apm) | SUPERFLOC A-100 J (BDC-Apm) | | | |
| | | $\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$) | | | | | $\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$) | $\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$) | | | | | | | | |
| Contaminantes Emergentes | Disruptores Endócrinos | Di-2(etilhexil)ftalato | 249 (91%) | 238 (87%) | 251 (92%) | 236 (87%) | 232 (85%) | 86 (42%) | 127 (62%) | 81 (39%) | 83 (40%) | 0 (0%) | 75 (36%) | | | |
| | | Butilbecilftalato | 18 (86%) | 17 (81%) | 11 (52%) | 7 (33%) | 13 (62%) | 23 (89%) | 19 (73%) | 17 (65%) | 7 (27%) | 11 (42%) | 16 (61%) | | | |
| | | Triclosan | 4 (44%) | 5 (56%) | 4 (44%) | 3 (33%) | 4 (44%) | 0.9 (23%) | 2 (50%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 0.9 (23%) | | | |
| | | Di-n-butilftalato | 22 (6%) | 0 (0%) | 60 (15%) | 31 (8%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 17 (9%) | 0 (0%) | 5 (3%) | 0 (0%) | | | |
| | | Estradiol | 0 (0%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 0.006 (3%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 0 (0%) | | |
| | | Estrona | 0.2 (25%) | 0.1 (13%) | 0 (0%) | 0.02 (3%) | 0.05 (6%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 0.01 (1%) | 0 (0%) | | | |
| | | Bisfenol-A | 0 (0%) | 0.09 (1%) | 0.8 (11%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 2 (22%) | 5 (56%) | 0.3 (3%) | 0 (0%) | 1 (11%) | 2 (22%) | | | |
| | | Nonilfenoles | 59 (72%) | 45 (55%) | 56 (68%) | 55 (67%) | 57 (69%) | 11 (21%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 9 (17%) | | | |
| | Fármacos | Diclofenaco | 0 (0%) | 30 (64%) | 30 (64%) | 0 (0%) | 4 (9%) | 4 (31%) | 1 (8%) | 0 (0%) | 9 (70%) | 8 (62%) | 9 (70%) | | | |
| | | Ketoprofeno | 0 (0%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 0.1 (11%) | 0.1 (11%) | | | |
| | | Gemfibrozil | 4 (11%) | 11 (31%) | 11 (31%) | 7 (20%) | 20 (57%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 8 (89%) | 0 (0%) | 0 (0%) | | | |
| | | Naproxeno | 0 (0%) | 32 (22%) | 11 (8%) | 0 (0%) | 13 (9%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 11 (33%) | | | |
| | | Ácido Clofibríco | 0 (0%) | 0 (0%) | 0.02 (3%) | 0.4 (57%) | 0.07 (10%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 0.08 (40%) | 0 (0%) | 0.03 (15%) | 0.1 (50%) | | | |
| | | Ibuprofeno | 0 (0%) | 3 (19%) | 2 (12%) | 0 (0%) | 1 (6%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 0.09 (2%) | 0.02 (0.5%) | 0.8 (21%) | | | |
| | | Ácido Salicílico | 68 (19%) | 168 (47%) | 133 (37%) | 0 (0%) | 128 (35%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 40 (69%) | 0 (0%) | 0 (0%) | 10 (17%) | | | |

| REMOCIONES | |
|------------|------------------|
| | 70 - 100% Alta |
| | 30 - 70% Mediana |
| | 0 - 30% Baja |

ADC = Alta densidad de carga.

MDC = Mediana densidad de carga.

BDC = Baja densidad de carga.

Apm = Alto peso molecular.

() = Remociones determinadas, %.

5.2.1. Contaminantes emergentes (fármacos y disruptores endócrinos) en el agua residual cruda

En la Tabla 5.4 se muestra la concentración promedio de contaminantes emergentes del agua residual cruda proveniente de la Ciudad de México utilizada para riego agrícola del Valle de Tula (Anexo-7 presenta los datos puntuales obtenidos para cada compuesto). Se observa que la muestra de agua residual utilizada para evaluar el efecto de los polielectrolitos catiónicos presenta una mayor concentración de fármacos y disruptores endócrinos en comparación con la muestra usada para el estudio polielectrolitos aniónicos y no iónicos. De manera general, las concentraciones determinadas en el agua residual cruda de dichos contaminantes, son superiores a las reportadas por Jiménez *et al.*, (2008 a y b) en la Tabla 3.3. Ello pues se conoce que la variabilidad de este tipo de compuestos en una muestra de agua residual es elevada.

Tabla 5.4. Concentración promedio de contaminantes emergentes en agua residual cruda.

| Contaminantes Emergentes | | Tipo de Muestra | |
|--------------------------|-------------------------|---|---|
| | | Agua Residual Cruda empleada para Polielectrolitos Catiónicos | Agua Residual Cruda empleada para Polielectrolitos Aniónicos y No Iónicos |
| | | Concentración, $\mu\text{mol/L} (x 10^{-3})$ | |
| Fármacos | Ácido Salicílico | 361 | 58 |
| | Naproxeno | 143 | 33 |
| | Diclofenaco | 47 | 13 |
| | Gemfibrozil | 35 | 9 |
| | Ibuprofeno | 16 | 4 |
| | Ketoprofeno | 0.7 | 0.9 |
| | Ácido Clofíbrico | 0.7 | 0.2 |
| Disruptores Endócrinos | Di-n-butilftalato | 397 | 201 |
| | Di-2(etilhexil) ftalato | 273 | 206 |
| | Nonilfenoles | 82 | 53 |
| | Butilbencilftalato | 21 | 26 |
| | Triclosan | 9 | 4 |
| | Bisfenol-A | 7 | 9 |
| | Estrona | 0.8 | 0.7 |
| | Estradiol | 0.2 | 0.1 |

De los resultados obtenidos, destacan el ácido salicílico y el naproxeno (fármacos), así como también el di-n-butilftalato y di-2(etilhexil) ftalato (disruptores endócrinos) por sus más altas concentraciones. Es posible que ello se deba al acceso libre a medicamentos sin necesidad de receta médica (aumentando su consumo). Además, el ácido salicílico excretado como un metabolito del ácido acetilsalicílico, también proviene del empleo en medicamentos de aplicación cutánea, como conservador de alimentos o simplemente por formación natural (Heberer, 2002). El consumo *per capita* de naproxeno se calcula en 86,500 kg/año (Siemens *et al.*, 2008).

Para el caso de los disruptores endócrinos, su presencia se debe a que las industrias utilizan estos compuestos orgánicos para la producción de una gran variedad de plastificantes, descargando sus aguas residuales sin previo tratamiento (Soto *et al.*, 2000).

5.2.2. Efecto del tipo de carga de los polielectrolitos (catiónicos, aniónicos y no iónicos) con base en la remoción de contaminantes emergentes ($\mu\text{mol/L}$)

La coagulación-floculación es un proceso comúnmente utilizado en el tratamiento del agua residual en el que compuestos como el cloruro férrico, sulfato de aluminio (sales de hierro) y/o polielectrolitos se añaden para desestabilizar las partículas coloidales y provocar que se aglomeren en flóculos sedimentables (Amuda y Amoo, 2007). Los polielectrolitos llevan a cabo la desestabilización por neutralización de las cargas y/o formación de enlaces de puente entre partículas (Sanks, 1978; Walter y Weber, 1979). Para determinar el efecto del tipo de carga de los polielectrolitos en la remoción de contaminantes emergentes durante el proceso coagulación-floculación, se utilizaron polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos. La Tabla 5.5 muestra la remoción promedio en la concentración de fármacos y disruptores endócrinos ($\mu\text{mol/L}$) con los distintos polielectrolitos de alto peso molecular para una dosis de 20 mg/L. Los resultados establecen que puesto que la concentración másica y peso molecular de los polielectrolitos es la misma, el tipo de carga es el factor determinante para que se lleve a cabo la remoción de dichos contaminantes mediante un proceso físico-químico convencional (Anexo-8 presenta los datos puntuales obtenidos para cada compuesto).

Tabla 5.5. Remoción promedio de contaminantes emergentes ($\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$)) con distintos tipos de polielectrolitos (catiónicos, aniónicos y no iónicos) de alto peso molecular.

| Contaminantes Emergentes | Polielectrolitos Catiónicos | | Polielectrolitos Aniónicos | | Polielectrolito No iónico | |
|--------------------------|---|---|---|---|---|---|
| | Concentración Promedio en Agua Residual Cruda | Concentración Promedio Resultante (% de Remoción) | Concentración Promedio en Agua Residual Cruda | Concentración Promedio Resultante (% de Remoción) | Concentración Promedio en Agua Residual Cruda | Concentración Promedio Resultante (% de Remoción) |
| | $\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$) | | $\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$) | | $\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$) | |
| Di-2(etilhexil) Ftalato | 273 \pm 1.5 | 32 (88%) | 206 \pm 29.0 | 114 (45%)* | 206 \pm 29.0 | 120 (42%) |
| Butilbencilftalato | 21 \pm 1.0 | 8 (62%) | 26 \pm 1.0 | 12 (54%) | 26 \pm 1.0 | 3 (89%) |
| Triclosan | 9 \pm 0.0 | 5 (44%) | 4 \pm 0.0 | 2.6 (35%)* | 4 \pm 0.0 | 3.1 (23%) |
| Nonilfenoles | 82 \pm 3.5 | 28 (66%) | 53 \pm 0.0 | 44 (17%)* | 53 \pm 0.0 | 42 (21%) |
| Gemfibrozil | 35 \pm 0.0 | 21 (40%)* | 9 \pm 1.0 | 1 (89%)* | 9 \pm 1.0 | NR |
| Ac. Salicílico | 361 \pm 14.5 | 217 (40%)* | 58 \pm 6.0 | 18 (69%)* | 58 \pm 6.0 | NR |
| Diclofenaco | 47 \pm 1.5 | 17 (64%)* | 13 \pm 2.0 | 4 (69%)* | 13 \pm 2.0 | 9 (31%) |
| Bisfenol-A | 7 \pm 0.6 | NR | 9 \pm 0.0 | 4 (56%)* | 9 \pm 0.0 | 7 (22%) |
| Ac. Clofibríco | 0.7 \pm 0.1 | 0.4 (57%)* | 0.2 \pm 0.1 | 0.09 (45%)* | 0.2 \pm 0.1 | NR |
| Naproxeno | 143 \pm 1.5 | NR | 33 \pm 0.0 | 22 (33%)* | 33 \pm 0.0 | NR |

NR= No removido.

*Promedio obtenido de los floculantes con las mejores remociones.

Todas las pruebas se realizaron por triplicado.

Polielectrolitos catiónicos

En lo que respecta a los disruptores endócrinos, en la Figura 5.6 se observa que los polielectrolitos catiónicos favorecen la remoción del di-2(etilhexil) ftalato, butilbencilftalato y triclosan (compuestos con alto peso molecular) y nonilfenoles (compuesto con alto pKa), ya que de una concentración de 273, 21, 9 y $82 \times 10^{-3} \mu\text{mol/L}$ se redujeron en promedio a 32 (88%), 8 (62%), 5 (44%) y $28 \times 10^{-3} \mu\text{mol/L}$ (66%) respectivamente, para el resto de los compuestos su concentración se mantuvo inalterada. Por otra parte, la remoción de fármacos se realizó de forma deficiente puesto que no todos los polielectrolitos catiónicos probados en este estudio tuvieron la capacidad de remover dichos compuestos. En el mejor de los casos, el diclofenaco de una concentración de $47 \times 10^{-3} \mu\text{mol/L}$ se redujo a $17 \times 10^{-3} \mu\text{mol/L}$ (64%) con los floculantes B (MDC, Apm) y C (MDC, Apm), mientras que el ácido salicílico y gemfibrozil se redujeron de 361 y $35 \times 10^{-3} \mu\text{mol/L}$ a 218 y $21 \times 10^{-3} \mu\text{mol/L}$ (40% de remoción) utilizando los floculantes B (MDC, Apm), C (MDC, Apm) y E (BDC, Apm). Finalmente, el floculante D (BDC, Apm) presenta el mayor efecto sobre la remoción del ácido clofíbrico al reducir su concentración de 0.7 a $0.4 \times 10^{-3} \mu\text{mol/L}$ (57%). Para el resto de los compuestos la remoción fue nula.

Polielectrolitos aniónicos

No todos los polielectrolitos aniónicos probados en el presente estudio tuvieron la capacidad para remover contaminantes emergentes, aunado a esto, la remoción de disruptores endócrinos se lleva a cabo en menor grado en comparación con los polielectrolitos catiónicos (Figura 5.6). El di-2(etilhexil) ftalato y butilbencilftalato de una concentración de 206 y $26 \times 10^{-3} \mu\text{mol/L}$ se reducen a 114 (45%) y $12 \times 10^{-3} \mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$) (54%), mientras que en el mejor de los casos, el floculante J (BDC, Apm) tan solo remueve el 17% de la concentración de nonilfenoles y con el floculante F (ADC, Apm) se tiene una remoción del 56 y 35% para el bisfenol-A y triclosan respectivamente. En el resto de los compuestos, los polielectrolitos probados no presentan efecto sobre la remoción de dichos contaminantes. Para el caso de los fármacos, las remociones se incrementaron de acuerdo con el polielectrolito aniónico utilizado. La concentración del diclofenaco se redujo en un 69% con los floculantes H (MDC, Apm), I (MDC, Apm) y J (BDC, Apm), mientras que el gemfibrozil, ácido salicílico, ácido clofíbrico y

naproxeno, se removieron en un 89 (floculante H), 69 (floculante G), 45 (floculante G y J) y 33% (floculante J) en el mejor de los casos.

Polielectrolitos no iónicos

Con excepción del butilbencilftalato el cual de una concentración de 26 se redujo a 3×10^{-3} $\mu\text{mol/L}$ (89%), el polielectrolito no iónico (floculante K) presentó las remociones más bajas de contaminantes emergentes en comparación con las obtenidas con los polielectrolitos catiónicos y aniónicos. El di-2(etilhexil) ftalato y el diclofenaco se removieron en un 42 y 31%, mientras que el triclosan, los nonilfenoles y el bisfenol-A hacen lo propio removiendo tan sólo alrededor del 20%. El resto de los compuestos mantuvieron su concentración inalterada.

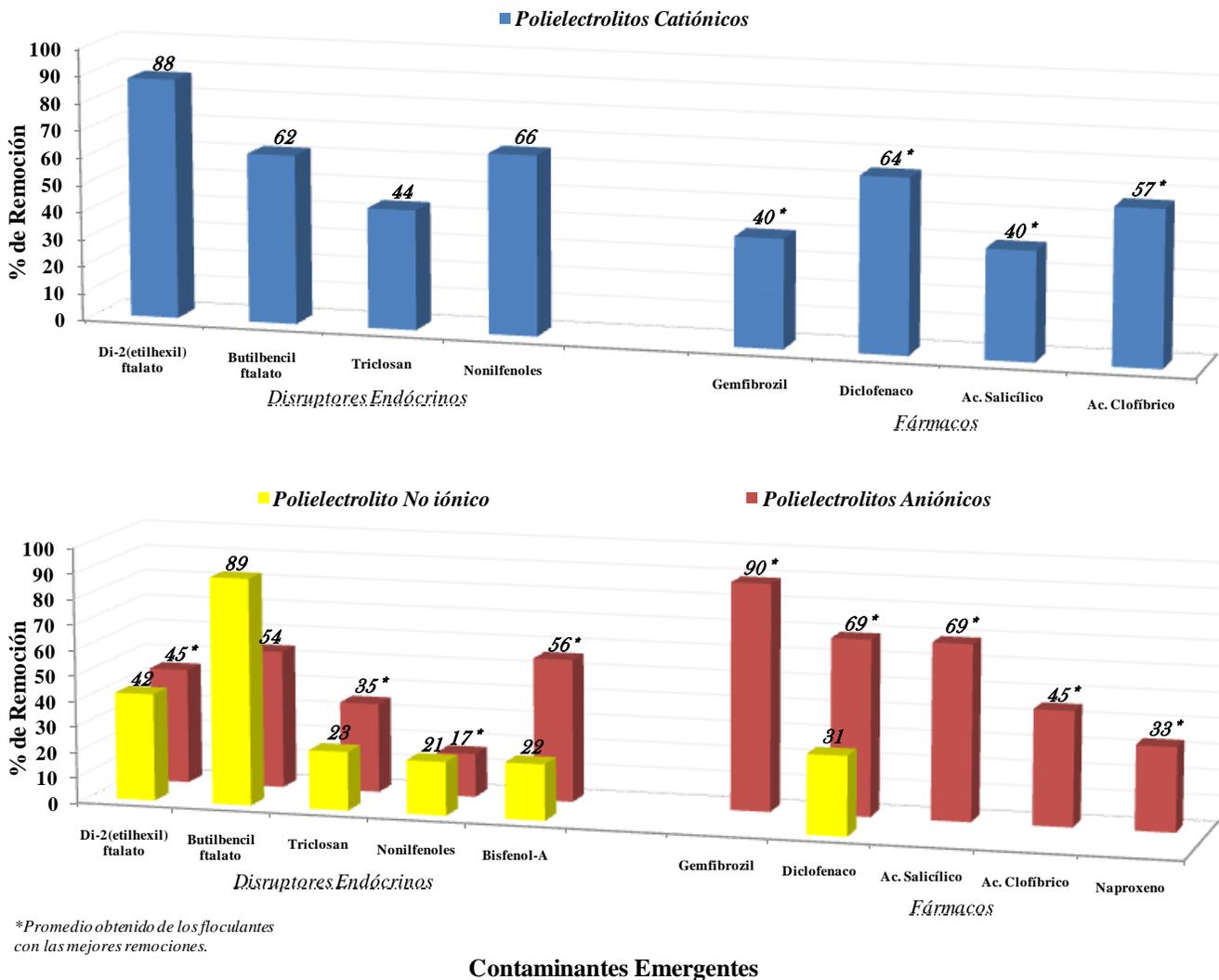


Figura 5.6. Remoción de disruptores endócrinos y fármacos del agua residual tratada con polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos para una dosis de 20 mg/L.

De manera general, los compuestos que se removieron en mayor grado del agua residual del Emisor Central son el di-2(etilhexil) ftalato, butilbencilftalato y gemfibrozil con alrededor de un 90%. Cabe destacar que dichas remociones se obtuvieron con diferentes tipos de carga en cada uno de ellos (catiónicos para el di-2(etilhexil) ftalato, aniónicos para el gemfibrozil y no iónico para el butilbencilftalato). Aunado al tipo de carga de los polielectrolitos utilizados, también se consideran el pK_a (constante de disociación) y el $\log K_{ow}$ (coeficiente de partición octanol/agua) de los compuestos como responsables de las altas remociones obtenidas. Es decir, a pK_a y K_{ow} elevados, se obtienen remociones más altas.

En lo que respecta a la remoción de disruptores endócrinos, con excepción del butilbencilftalato y del bisfenol-A, los polielectrolitos catiónicos fueron los que presentaron mayor capacidad para la remoción de dichos contaminantes en comparación con los polielectrolitos aniónicos y no iónicos. Finalmente, en el caso de los fármacos, no todos los floculantes probados en el presente estudio tienen la capacidad de removerlos, puesto que en el mejor de los casos, con los polielectrolitos aniónicos se obtuvieron las mejores remociones, siendo los únicos que removieron el naproxeno en un 33%, mientras que el polielectrolito no iónico actúa de manera deficiente en la remoción de dichos compuestos al ser removido solamente el diclofenaco en un 31%.

5.2.3. Efecto de la densidad de carga (alta, mediana y baja) de polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos con base en la remoción de contaminantes emergentes ($\mu\text{mol/L}$)

Autores como Gregory (1989) y Fettig *et al.*, (1990) señalan que para remover partículas coloidales, los polímeros catiónicos son muy efectivos y que en muchos casos, esta acción se relaciona principalmente con la densidad carga. Sin embargo, la aplicación de un polímero en exceso puede originar la reestabilización de las partículas. En tales casos, el peso molecular del polímero tiene poco efecto en el funcionamiento, y los polímeros más efectivos son aquellos con mayor densidad de carga. Para determinar el efecto de la densidad de carga de los polielectrolitos en la remoción de contaminantes emergentes durante el proceso físico-químico convencional, se utilizaron polielectrolitos con altas, medianas y bajas densidades de carga. La Tabla 5.6 muestra los resultados para una misma dosis de 20 mg/L. Se establece que puesto que la concentración másica y peso molecular de los polielectrolitos es la misma, la densidad de carga es determinante para que se lleve a cabo la remoción de dichos compuestos mediante el proceso de coagulación-floculación. A continuación se presenta esto con mayor detalle en los resultados.

Tabla 5.6. Remoción promedio de contaminantes emergentes ($\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$)) con polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos de alta, mediana y baja densidad de carga.

| Contaminantes Emergentes | Polielectrolitos Catiónicos | | | Polielectrolito No iónico | Polielectrolitos Aniónicos | | |
|--------------------------|---|---------------------------|------------------------|---------------------------|----------------------------|---------------------------|------------------------|
| | Alta Densidad de Carga | Mediana Densidad de Carga | Baja Densidad de Carga | Baja Densidad de Carga | Alta Densidad de Carga | Mediana Densidad de Carga | Baja Densidad de Carga |
| | Concentración Resultante $\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$) (% de Remoción) | | | | | | |
| Di-2(etilhexil) ftalato | 249 (91%) | 245 (90%) | 234 (86%) | 86 (42%) | 127 (62%) | 82 (40%)* | 75 (36%) |
| Butilbencilftalato | 18 (86%) | 14 (67%) | 10 (48%) | 23 (89%) | 19 (73%) | 14 (54%)* | 16 (61%) |
| Diclofenaco | NR | 30 (64%) | NR | 4 (31%) | NR | 8.5 (65%)* | 9 (70%) |
| Triclosan | 4 (44%) | 4.5 (50%) | 3.5 (39%) | 0.9 (23%) | 2 (50%) | NR | 0.9 (23%) |
| Estrona | 0.2 (25%) | NR | NR | NR | NR | NR | NR |
| Gemfibrozil | 4 (11%) | 11 (31%) | 13 (39%) | NR | NR | 8 (89%)* | NR |
| Naproxeno | NR | 32 (22%)* | NR | NR | NR | NR | 11 (33%) |
| Bisfenol-A | NR | NR | NR | 2 (22%) | 5 (56%) | 1 (11%)* | 2 (19%) |
| Nonilfenoles | 59 (72%) | 51 (62%) | 56 (68%) | 11 (21%) | NR | NR | 9 (16%) |
| Ac. Clofbrico | NR | NR | 0.4 (57%)* | NR | NR | 0.08 (40%)* | 0.1 (50%) |
| Ibuprofeno | NR | 2.5 (16%) | NR | NR | NR | NR | 3.2 (21%) |
| Ac. Salicílico | 68 (19%) | 151 (42%) | 128 (35%)* | NR | NR | 40 (69%)* | 10 (17%) |

NR= No removido.

*Promedio obtenido de los floculantes con las mejores remociones.

Todas las pruebas se realizaron por triplicado.

Polielectrolitos catiónicos de alta, mediana y baja densidad de carga

Al aplicar polielectrolitos catiónicos con densidad de carga diferente (Figura 5.7) se denota que la remoción del di-2(etilhexil) ftalato, butilbencilftalato y nonilfenoles decrece a medida que la densidad de carga del polielectrolito disminuye. Por otra parte, compuestos como el triclosan y el ácido salicílico presentan remociones del 39-50% y del 19-42% independientemente de la carga. Para el gemfibrozil, la Figura 5.7 muestra que las remociones obtenidas con los polielectrolitos de mediana y baja densidad de carga son similares, ya que presentan una remoción del 31 y 39% respectivamente. El polielectrolito de alta densidad de carga (floculante A) presenta una baja remoción en la estrona (25%), sin embargo es el único con

la capacidad de hacerlo. Lo mismo ocurre con la remoción del diclofenaco (64%), naproxeno (22%) e ibuprofeno (16%) y los polielectrolitos de mediana densidad de carga (floculantes B y C). Finalmente, con los polielectrolitos de baja densidad de carga (D y E) se reduce la concentración de ácido clofíbrico de 0.7 a $0.4 \times 10^{-3} \mu\text{mol/L}$ (57%) en el mejor de los casos.

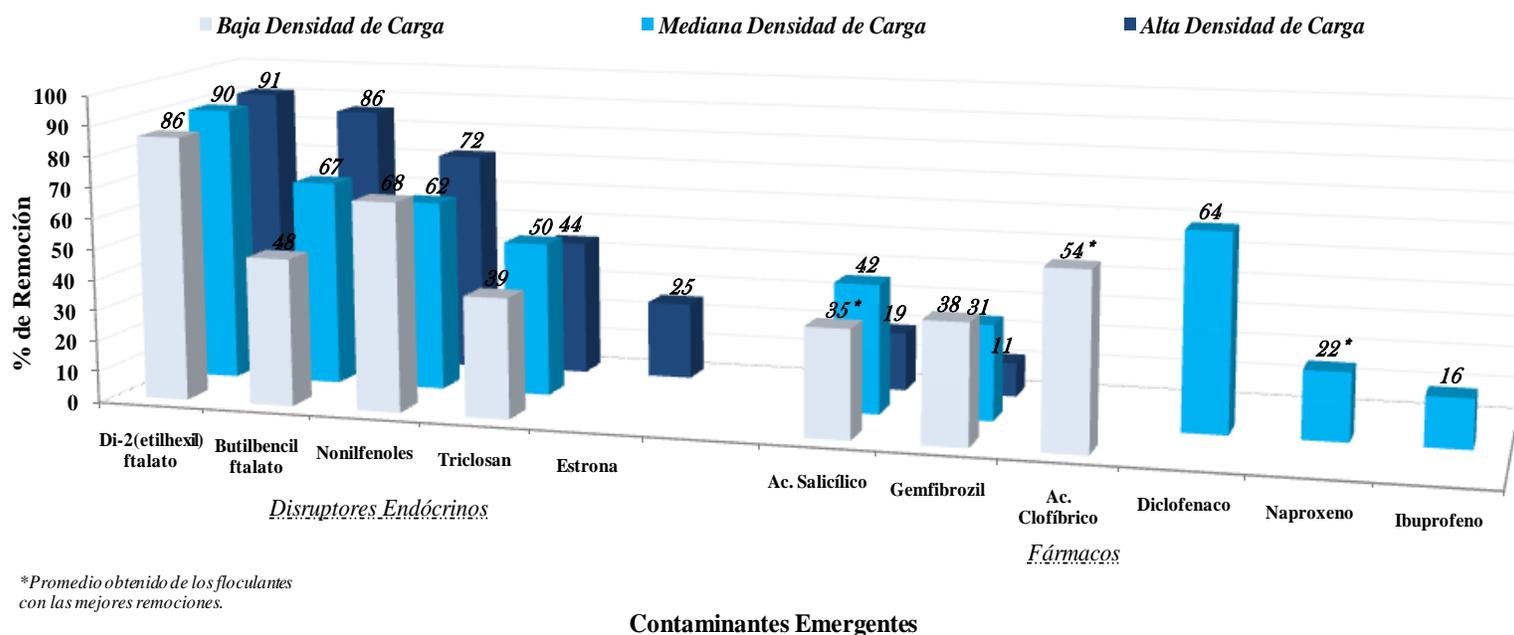


Figura 5.7. Remoción de contaminantes emergentes con polielectrolitos catiónicos de alta, mediana y baja densidad de carga.

Polielectrolitos aniónicos de alta, mediana y baja densidad de carga

La Figura 5.8 presenta el porcentaje de los compuestos removidos durante el proceso físico-químico al aplicar polielectrolitos aniónicos de alta, mediana y baja densidad de carga. Al utilizar el polielectrolito de alta densidad de carga (floculante F) su eficiencia en cuanto al número de compuestos removidos es baja, ya que solamente favorece la remoción de cuatro disruptores endocrinos mientras que la concentración del resto de los compuestos permanece inalterada. Los compuestos como el butilbencilftalato, di-2(etilhexil) ftalato, bisfenol-A y triclosan presentaron remociones por arriba del 50% (Figura 5.8). Por otra parte, al utilizar el polielectrolito de baja densidad de carga (floculante I) se favorece la remoción en diversos grados del mayor número de compuestos. El diclofenaco, ácido clofíbrico, naproxeno, ibuprofeno, ácido salicílico y nonilfenoles, de una concentración de 13 , 0.2 , 33 , 4 , 58 y $53 \times 10^{-3} \mu\text{mol/L}$ se

redujeron a 9 (70%), 0.1 (50%), 11 (33%), 3.2 (21%), 10 (17%) y $9 \times 10^{-3} \mu\text{mol/L}$ (16%) respectivamente, mientras que las remociones anteriormente obtenidas de butilbencilftalato, di-2(etilhexil) ftalato, bisfenol-A y triclosan se redujeron, ya que ahora presentaron valores del 61, 36, 19 y 23% para dichos contaminantes, los compuestos restantes no presentaron remoción alguna.

Finalmente, con los polielectrolitos de mediana densidad de carga (floculantes G, H e I) las remociones obtenidas son muy variadas. En el mejor de los casos, se obtuvieron remociones del 40 al 89% para el ácido clofíbrico, salicílico, diclofenaco y gemfibrozil. Hay remoción de butilbencilftalato, di-2(etilhexil) ftalato y bisfenol-A, sin embargo, sus remociones son aún más bajas a las obtenidas con los polielectrolitos aniónicos de alta y baja densidad de carga, tal y como se observa en la Figura 5.8.

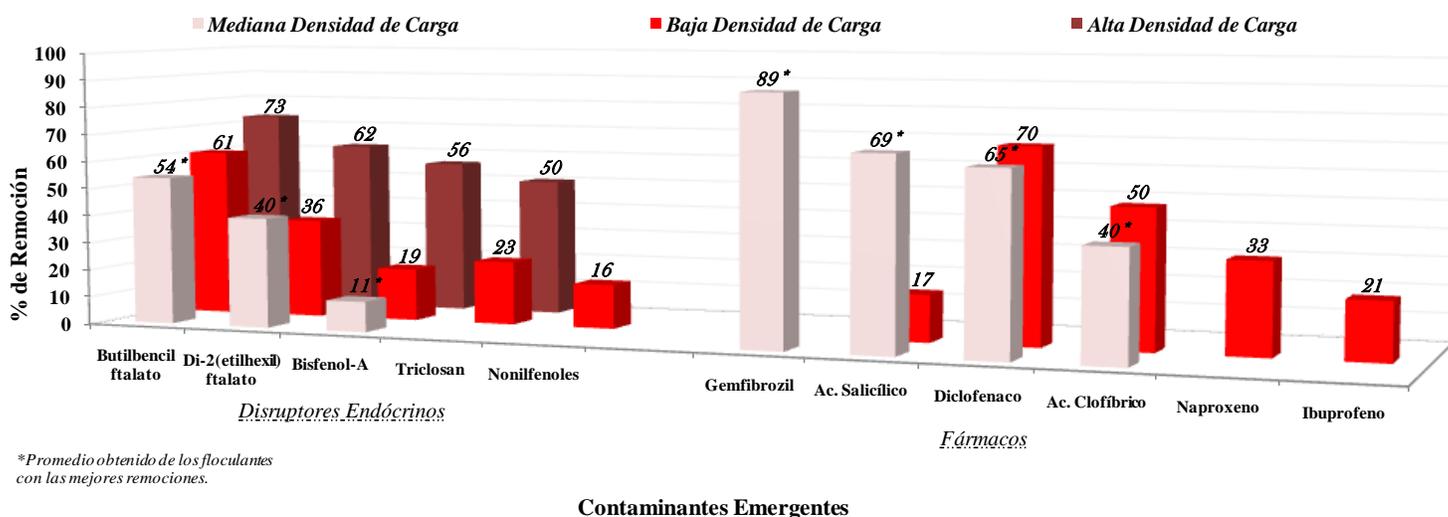


Figura 5.8. Remoción de contaminantes emergentes con polielectrolitos aniónicos de alta, mediana y baja densidad de carga.

Polielectrolito no iónico de baja densidad de carga

La Figura 5.9 muestra la remoción obtenida de contaminantes emergentes al utilizar el polielectrolito no iónico de baja densidad de carga. De acuerdo con los resultados se establece que este polielectrolito (floculante K) actúa de manera deficiente sobre dichos compuestos, ya

que sólo favorece la remoción de seis de ellos, mientras que el resto mantiene su concentración de forma inalterada. Para el butilbencilftalato (compuesto con mayor remoción), di-2(etilhexil) ftalato y diclofenaco, su concentración se reduce de 26, 206 y 13 $\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$) a 23 (89%), 86 (42%) y 4 $\times 10^{-3}$ $\mu\text{mol/L}$ (31%), mientras que el triclosan, bisfenol-A y nonilfenoles presentan una remoción de alrededor del 20%.

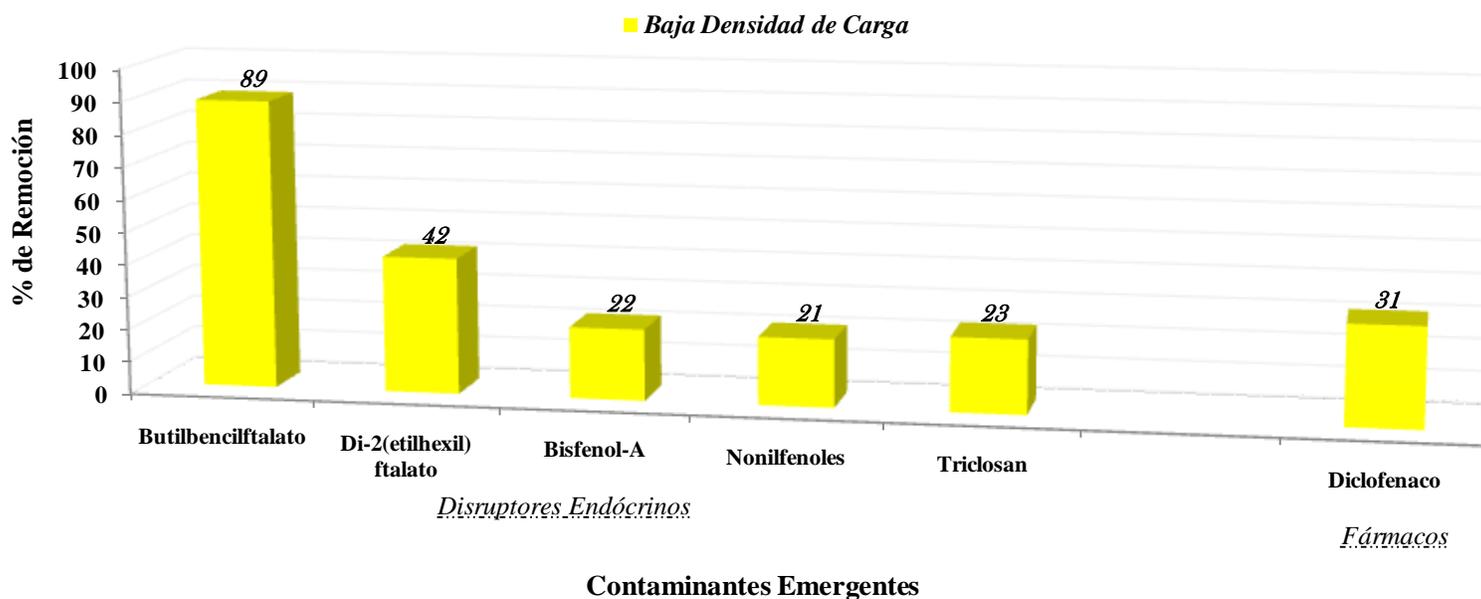


Figura 5.9. Remoción de contaminantes emergentes con polielectrolito no iónico de baja densidad de carga.

En términos generales, las mayores remociones de disruptores endócrinos se obtienen al utilizar los polielectrolitos de alta densidad de carga, independientemente del tipo que sean (catiónicos, aniónicos y no iónicos). La alta densidad de carga en los polielectrolitos catiónicos es la única que permite remover estrona (25%), lo que concuerda con lo reportado por Bodzek y Dudziak (2006), quienes señalan que en la coagulación-floculación la remoción de hormonas es deficiente, independientemente del tipo de coagulante aplicado.

En lo que respecta a los fármacos, las remociones varían de acuerdo con el tipo y la densidad de carga del polielectrolito aplicado. Para este caso, la alta densidad de carga en los polielectrolitos, no favorece la remoción de dichos contaminantes. Las mayores remociones fueron obtenidas con los polielectrolitos aniónicos de medianas y bajas densidades de carga.

Autores como Suárez et al., 2009 y Mohapatra et al., 2010 han reportado remociones del 88, 46, 42 y 23% para bisfenol-A, diclofenaco, naproxeno e ibuprofeno utilizando concentraciones de 0-200 mg/L de cloruro férrico (FeCl_3) o sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) con gradientes y tiempos de contacto de 150 s^{-1} durante 3 min (coagulación), 50 s^{-1} durante 5 min (floculación) y 60 min (sedimentación). De acuerdo con el presente estudio, en el mejor de los casos se obtuvieron remociones del 56, 73, 33 y 21% para dichos compuestos respectivamente.

5.2.4. Efecto del peso molecular de los contaminantes emergentes con base en su remoción ($\mu\text{mol/L}$) aplicando polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos

Walter y Weber (1979) señalan que para llevar a cabo la desestabilización de partículas coloidales por formación de enlaces de puente, son necesarios polímeros de elevado peso molecular. En esta parte de la investigación, se evaluó el efecto del peso molecular de los contaminantes emergentes sobre la remoción en agua residual. La Tabla 5.7 muestra los compuestos ordenados en forma descendente de acuerdo con sus pesos moleculares y las remociones obtenidas ($\mu\text{mol/L}$) para los distintos polielectrolitos (dosis de 20 mg/L). Los resultados establecen que puesto que la concentración másica y peso molecular de los polielectrolitos es la misma, el peso molecular de los compuestos es determinante para que se lleve a cabo su remoción mediante un proceso físico-químico convencional (Anexo-9 presenta los datos puntuales obtenidos para cada compuesto).

Tabla 5.7. Remoción promedio de contaminantes emergentes de acuerdo con sus pesos moleculares ($\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$)) con polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos.

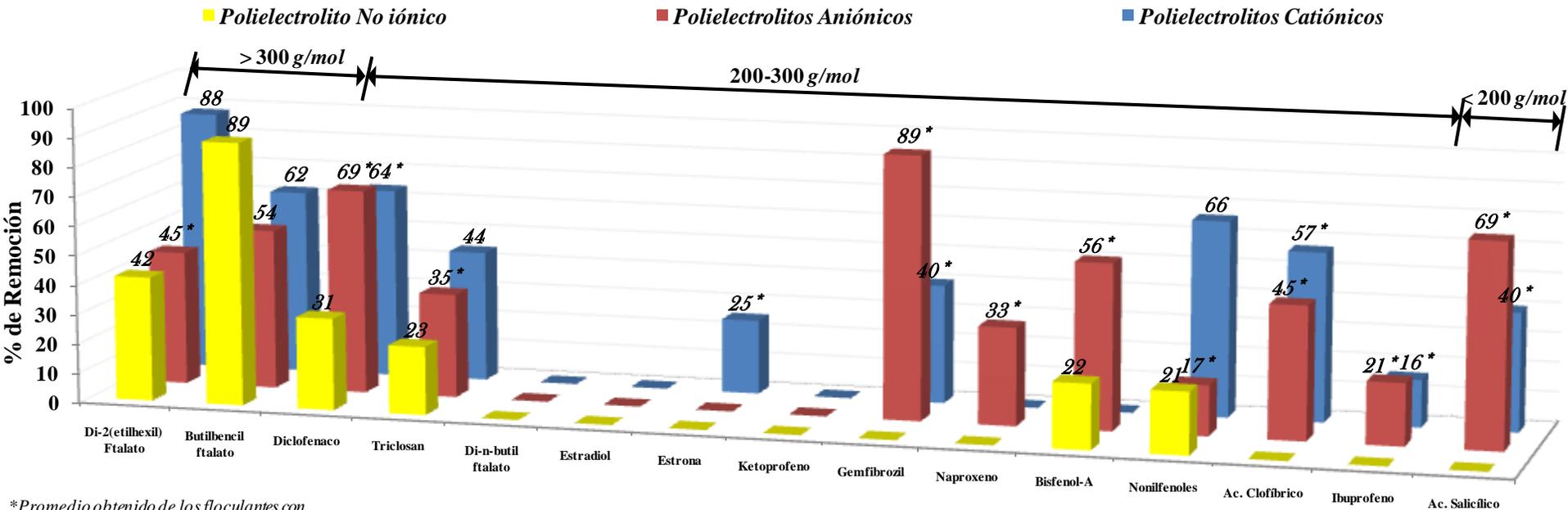
| Contaminantes Emergentes | | Polielectrolitos Catiónicos | | Polielectrolitos Aniónicos | | Polielectrolito No iónico | | | | |
|--------------------------|-----------|---|---|---|---|---|---|-------------|-----------|-----------|
| | | Concentración Promedio en Agua Residual Cruda | Concentración Promedio Resultante (% de Remoción) | Concentración Promedio en Agua Residual Cruda | Concentración Promedio Resultante (% de Remoción) | Concentración Promedio en Agua Residual Cruda | Concentración Promedio Resultante (% de Remoción) | | | |
| | | $\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$) | | $\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$) | | $\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$) | | | | |
| Peso Molecular (g/mol) | + | >300 | Di-2(etilhexil) Ftalato | 273 ± 1.5 | 32 (88%) | 206 ± 29.0 | 114 (45%)* | 206 ± 29.0 | 120 (42%) | |
| | | | Butilbencilftalato | 21 ± 1.0 | 8 (62%) | 26 ± 1.0 | 12 (54%) | 26 ± 1.0 | 3 (89%) | |
| | 200 - 300 | ↓ | | Diclofenaco | 47 ± 1.5 | 17 (64%)* | 13 ± 2.0 | 4 (69%)* | 13 ± 2.0 | 9 (31%) |
| | | | | Triclosan | 9 ± 0.0 | 5 (44%) | 4 ± 0.0 | 2.6 (35%)* | 4 ± 0.0 | 3.1 (23%) |
| | | | | Di-n-butilftalato | 397 ± 4.0 | NR | 201 ± 6.5 | NR | 201 ± 6.5 | NR |
| | | | | Estradiol | 0.2 ± 0.1 | NR | 0.1 ± 0.1 | NR | 0.1 ± 0.1 | NR |
| | | | | Estrona | 0.8 ± 0.0 | 0.6 (25%)* | 0.7 ± 0.0 | NR | 0.7 ± 0.0 | NR |
| | | | | Ketoprofeno | 0.7 ± 0.0 | NR | 0.9 ± 0.1 | NR | 0.9 ± 0.1 | NR |
| | | | | Gemfibrozil | 35 ± 0.0 | 21 (40%)* | 9 ± 1.0 | 1 (89%)* | 9 ± 1.0 | NR |
| | | | | Naproxeno | 143 ± 1.5 | NR | 33 ± 0.0 | 22 (33%)* | 33 ± 0.0 | NR |
| | | | | Bisfenol-A | 7 ± 0.6 | NR | 9 ± 0.0 | 4 (56%)* | 9 ± 0.0 | 7 (22%) |
| | | | | Nonilfenoles | 82 ± 3.5 | 28 (66%) | 53 ± 0.0 | 44 (17%)* | 53 ± 0.0 | 42 (21%) |
| | | | | Ac. Clofibrico | 0.7 ± 0.1 | 0.4 (57%)* | 0.2 ± 0.1 | 0.09 (45%)* | 0.2 ± 0.1 | NR |
| | | | | Ibuprofeno | 16 ± 0.0 | 13.5 (16%)* | 4 ± 0.0 | 3.2 (21%)* | 4 ± 0.0 | NR |
| | | | - | <200 | Ac. Salicílico | 361 ± 14.5 | 217 (40%)* | 58 ± 6.0 | 18 (69%)* | 58 ± 6.0 |

NR= No removido.

*Promedio obtenido de los floculantes con las mejores remociones.

Todas las pruebas se realizaron por triplicado.

En la Figura 5.10 se observa que la remoción de los disruptores endócrinos y fármacos varía de acuerdo con el peso molecular de cada compuesto. Los compuestos de más alto peso molecular como el di-2(etilhexil) ftalato (390.6 g/mol) y butilbencilftalato (312.4 g/mol) son los que presentan la mayor remoción, así como también, la capacidad para ser removidos por los distintos polielectrolitos (catiónicos, aniónicos y no iónicos) aplicados. El diclofenaco y el triclosan, a pesar de tener un peso molecular relativamente alto (cercano a los 300 g/mol), son removidos en menor grado y dependen principalmente de la carga del polielectrolito utilizado. Finalmente, en las remociones obtenidas para el gemfibrozil (250.3 g/mol), nonilfenoles (220.3 g/mol), ácido clofíbrico (214.6 g/mol) y salicílico (138.1 g/mol), el tipo y densidad de carga de los polielectrolitos aplicados, así como también el pK_a y $\log K_{ow}$ de cada uno de los compuestos, influyen en la remoción de dichos contaminantes debido a sus bajos pesos moleculares.



*Promedio obtenido de los floculantes con las mejores remociones.

Contaminantes Emergentes

Figura 5.10. Remoción de contaminantes emergentes de acuerdo al peso molecular y para una dosis de 20 mg/L de polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos.

5.2.5. Efecto del pK_a (constante de disociación) de los contaminantes emergentes con base en su remoción ($\mu\text{mol/L}$) aplicando polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos

Una de las características importantes de los contaminantes emergentes, es el valor pK_a (constante de disociación). Se analizó el efecto en los compuestos sobre su remoción del agua residual mediante la coagulación-floculación. La Tabla 5.8 muestra a los contaminantes emergentes ordenados en forma descendente de acuerdo al pK_a de cada uno de ellos, así como también las remociones obtenidas ($\mu\text{mol/L}$) con los distintos polielectrolitos (dosis 20 mg/L). Los resultados establecen que el pK_a no es factor determinante, a pesar de contribuir en la remoción de dichos contaminantes (Anexo-10 presenta los datos puntuales obtenidos para cada compuesto).

En la Figura 5.11 se observa que de acuerdo al pK_a de cada uno de los compuestos, su remoción del agua residual varió para cada polielectrolito sin presentar una tendencia definida. Compuestos como el di-2(etilhexil) ftalato y butilbencilftalato, a pesar de no tener pK_a , presentan las remociones más altas. Esto se debe, independientemente del tipo y densidad de carga del polielectrolito aplicado, a que dichos compuestos son hidrofóbicos (alta capacidad para ser separados de la fase acuosa), ya que el di-2(etilhexil) ftalato y butilbencilftalato tiene un $\log K_{ow}$ de 7.54 y 4.77 respectivamente. En las remociones obtenidas para el resto de los compuestos, aunado al pK_a de cada uno de ellos, deben tomarse en cuenta factores como el tipo de carga y densidad de la misma de los polielectrolitos aplicados, así como también la capacidad de dichos compuestos para separarse de la fase acuosa ($\log K_{ow}$).

Tabla 5.8. Remoción promedio de contaminantes emergentes de acuerdo a su pK_a ($\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$)) con polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos.

| Contaminantes Emergentes | | | Polielectrolitos Catiónicos | | Polielectrolitos Aniónicos | | Polielectrolito No iónico | | |
|--------------------------|---|------|---|---|---|---|---|---|-----------|
| | | | Concentración Promedio en Agua Residual Cruda | Concentración Promedio Resultante (% de Remoción) | Concentración Promedio en Agua Residual Cruda | Concentración Promedio Resultante (% de Remoción) | Concentración Promedio en Agua Residual Cruda | Concentración Promedio Resultante (% de Remoción) | |
| | | | $\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$) | | $\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$) | | $\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$) | | |
| pK _a | + | 10.7 | Nonilfenoles | 82 ± 3.5 | 28 (66%) | 53 ± 0.0 | 44 (17%)* | 53 ± 0.0 | 42 (21%) |
| | | 10.7 | Estradiol | 0.2 ± 0.1 | NR | 0.1 ± 0.1 | NR | 0.1 ± 0.1 | NR |
| | | 10.3 | Estrona | 0.8 ± 0.0 | 0.6 (25%)* | 0.7 ± 0.0 | NR | 0.7 ± 0.0 | NR |
| | | 9.6 | Bisfenol-A | 7 ± 0.6 | NR | 9 ± 0.0 | 4 (56%)* | 9 ± 0.0 | 7 (22%) |
| | | 8.14 | Triclosan | 9 ± 0.0 | 5 (44%) | 4 ± 0.0 | 2.6 (35%)* | 4 ± 0.0 | 3.1 (23%) |
| | | 4.91 | Ibuprofeno | 16 ± 0.0 | 13.5 (16%)* | 4 ± 0.0 | 3.2 (21%)* | 4 ± 0.0 | NR |
| | | 4.7 | Gemfibrozil | 35 ± 0.0 | 21 (40%)* | 9 ± 1.0 | 1 (89%)* | 9 ± 1.0 | NR |
| | | 4.45 | Ketoprofeno | 0.7 ± 0.0 | NR | 0.9 ± 0.1 | NR | 0.9 ± 0.1 | NR |
| | | 4.15 | Naproxeno | 143 ± 1.5 | NR | 33 ± 0.0 | 22 (33%)* | 33 ± 0.0 | NR |
| | | 4.14 | Diclofenaco | 47 ± 1.5 | 17 (64%)* | 13 ± 2.0 | 4 (69%)* | 13 ± 2.0 | 9 (31%) |
| | | 3.18 | Ac. Clofíbrico | 0.7 ± 0.1 | 0.4 (57%)* | 0.2 ± 0.1 | 0.09 (45%)* | 0.2 ± 0.1 | NR |
| | - | 2.97 | Ac. Salicílico | 361 ± 14.5 | 217 (40%)* | 58 ± 6.0 | 18 (69%)* | 58 ± 6.0 | NR |

| | | | | | | |
|-------------------------|-----------|----------|------------|------------|------------|-----------|
| Di-2(etilhexil) Ftalato | 273 ± 1.5 | 33 (88%) | 206 ± 29.0 | 114 (45%)* | 206 ± 29.0 | 120 (42%) |
| Butilbencilftalato | 21 ± 1.0 | 8 (62%) | 26 ± 1.0 | 12 (54%) | 26 ± 1.0 | 3 (89%) |
| Di-n-butilftalato | 397 ± 4.0 | NR | 201 ± 6.5 | NR | 201 ± 6.5 | NR |

NR= No removido.

*Promedio obtenido de los floculantes con las mejores remociones.

Todas las pruebas se realizaron por triplicado.

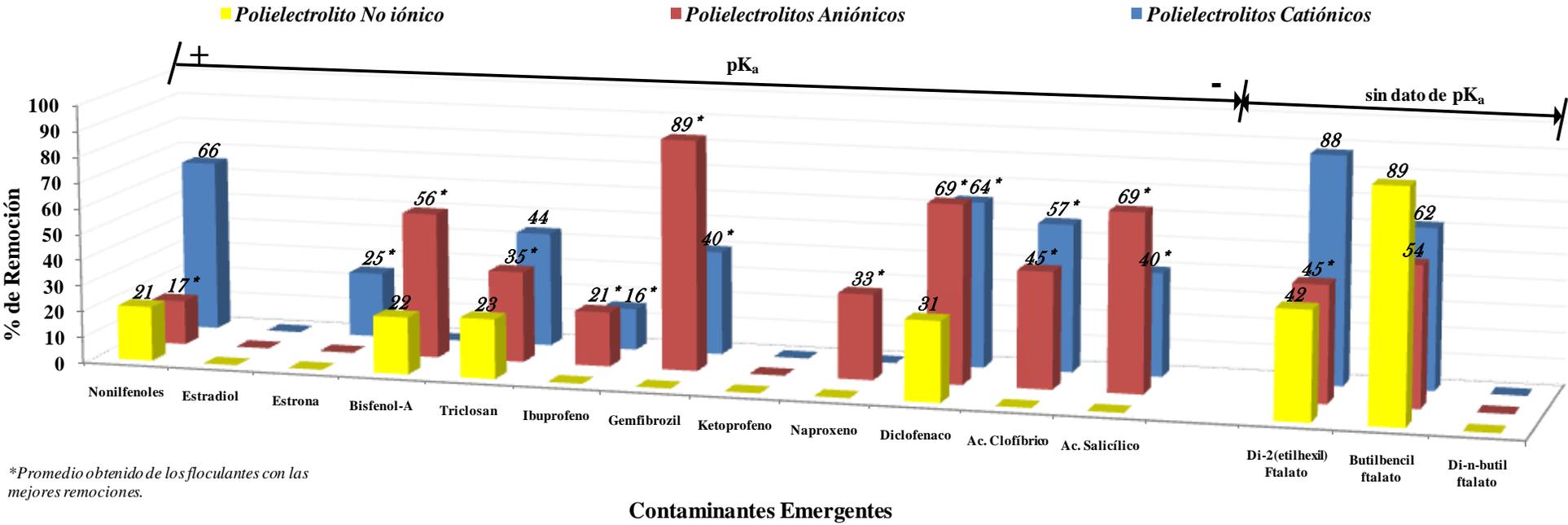


Figura 5.11. Remoción de contaminantes emergentes de acuerdo a su pKa y para una dosis de 20 mg/L de polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos.

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

6.1. Conclusiones.

Con base en los resultados, se concluye que:

- En lo que respecta a la remoción de parámetros físicos y químicos (turbiedad, DQO_T, color, SST) aplicando polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos (con altos pesos moleculares y diferentes densidades de cargas) durante el tratamiento del agua residual del Emisor Central, los polielectrolitos catiónicos son los más eficaces en comparación con los polielectrolitos aniónicos y no iónicos, en especial el floculante F (MDC, Apm). Cabe destacar que el polielectrolito no iónico K (BDC, Apm) presenta una remoción de dichos parámetros aceptable y puesto que sólo se probó con uno, otros compuestos de esta naturaleza podrían funcionar.
- La mejor dosis para remover materia en suspensión del agua residual del Emisor Central resultó ser de 20 mg/L para cada tipo de polielectrolito, ya que con esta dosis se obtuvieron las mejores remociones de turbiedad, DQO_T, color y SST. Con dosis más altas no hubo cambios significativos en la remoción de dichos parámetros e incluso la calidad del agua tratada disminuía.
- La remoción de contaminantes emergentes varía (es mayor o menor) dependiendo de las características del compuesto (peso molecular, pK_a y log K_{ow}) así como del polielectrolito utilizado (tipo y densidad de carga) en el proceso de coagulación-floculación.
- Se determinó que el tipo de carga de los polielectrolitos afecta la remoción de contaminantes emergentes. Los polielectrolitos catiónicos presentan una mayor capacidad para remover disruptores endócrinos, mientras que para los fármacos, fueron los polielectrolitos aniónicos los que mejor funcionaron. El polielectrolito no iónico, con excepción del di-2(etilhexil) ftalato y el butilbencilftalato, resultó deficiente para todos los

demás compuestos. Independientemente del tipo de carga de los polielectrolitos, la remoción de di-n-butilftalato, estradiol, estrona, ketoprofeno e ibuprofeno es prácticamente nula.

- En cuanto a la densidad de carga, ésta afecta la remoción. La mayor eficacia se obtiene con los polielectrolitos de alta densidad de carga para los disruptores endócrinos, y ésta decrece al disminuir la densidad de la misma. En el caso de los fármacos, con los polielectrolitos aniónicos de medianas y bajas densidades de carga se obtuvieron las mejores remociones. Los polielectrolitos catiónicos de alta densidad de carga son los únicos que pudieron remover estrona, mientras que los polielectrolitos aniónicos de alta y baja densidad de carga, hacen lo mismo con el bisfenol-A y el naproxeno respectivamente.
- El peso molecular de los contaminantes emergentes determina también la efectividad de la remoción. Las mayores remociones se observan con compuestos de mayor peso molecular independientemente del tipo de polielectrolito.
- En cuanto a las propiedades de los compuestos medidos por medio del pK_a y $\log K_{ow}$, no se encontró una relación clara entre sus valores y el comportamiento de los contaminantes emergentes durante la coagulación-floculación. Lo único que se observó es que cuando ambos parámetros son elevados se mejora el rendimiento en la remoción de dichos compuestos.

6.2.Recomendaciones.

- Se requiere realizar un estudio con diversos gradientes y tiempos de contacto durante el proceso de coagulación-floculación, con la finalidad de evaluar el efecto en la remoción de contaminantes emergentes (disruptores endócrinos y fármacos).
- Dado que los resultados obtenidos en este trabajo de la remoción de disruptores endócrinos y fármacos, resultaron de la aplicación de polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos en dos muestras de agua residual, es recomendable realizar el estudio con una sola muestra

para evaluar si la variación en la concentración de dichos contaminantes afecta en la remoción.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adin A., Soffer Y. y Ben Aim R. (1998) Effluent pretreatment by iron coagulation applying various dose-pH combinations for optimum particle separation. *Water Science Technology*, 38 (6), 27-34.
- Adin A. (1999) Particle characteristics: A key factor in effluent treatment and reuse. *Water Science Technology*, 40 (4-5), 67-74.
- Adin A. y Asano T. (1998) The role of physical-chemical treatment in wastewater reclamation and reuse. *Water Science Technology*, 37 (10), 79-90.
- Aguilar P. (2006) Remoción e inactivación de organismos provenientes de agua residual por su infiltración en el suelo del Valle de Tula. Protocolo de Investigación Doctoral, Instituto de Ingeniería, UNAM, México D. F.
- Ahlborg U. G., Lipworth L. y Titus-Ernstoff L. (1995) Organochlorine compounds in relation to breast cancer, endometrial cancer, and endometriosis: an assessment of the biological and epidemiological evidence. *Critical Reviews in Toxicology*, 25, 463-531.
- American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. (1995) Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th Edition.
- American Water Works Association. (1992) Introduction to water treatment, principles of water supply operations. Mc Graw-Hill book Company 3a. ed. México.
- Amuda O. S. y Amoo I. A. (2007) Coagulation/flocculation process and sludge conditioning in beverage industrial wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 141, 778-783.
- Bache D. H., Rasool E., Moffat D. y McGilligan F. J. (1999) On the strength and character of alumino-humic flocs. *Water Science and Technology*, 40 (9), 81-88.
- Badawy M. I., Wahaab R. A. y El-Kalliny A. S. (2009) Fenton-biological treatment processes for the removal of some pharmaceuticals from industrial wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 167, 567-574.
- Barceló D. (2003) Emerging pollutants in water analysis. *Trends in Analytical Chemistry*, 22 (10).

- Blackwood A., Wolf M. y Rundle A. (1998) Organochlorine compounds (DDE and PCB) in plasma and breast cyst fluid of women with benign breast disease. *Cancer Epidemiology, Biomarkers Prevention*, 7, 579-583.
- Blumenthal U., Mara D., Ayres R., Cifuentes E., Peasey A., Scott R., Lee D. y Ruiz-Palacio G. (1996) Evaluation of the WHO nematode egg. Guidelines for restricted and unrestricted irrigation. *Water Science and Technology*, 33 (10-11), 277-283.
- Bodzek M. y Dudziak M. (2006) Elimination of steroidal sex hormones by conventional water treatment and membrane processes. *Desalination*, 198, 24-32.
- British Geological Survey, Comisión Nacional del Agua, London School of hygiene and tropical Medicine and University of Birmingham. (1998) Impact of wastewater reuse on groundwater in the Mezquital valley, Hidalgo State, México. Department for International Development, DFID Final Report-Nov 1998.
- Carballa M., Omil F. y Lema J. M. (2005) Removal of cosmetic ingredients and pharmaceuticals in sewage primary treatment. *Water Research*, 39, 4790-4796.
- CEPIS (Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales). Tratamiento de Agua, Coagulación.
- Chack J., Rubino V., McFarland S., Krasnoff P. y Liubicih J. (1994) Advanced primary Treatment Bridges the gap. *Water Environmental Technology*, Enero pp 49-53.
- Chávez A. (2004) Optimización del tratamiento primario avanzado vía distribución de tamaño de partícula. Tesis de doctorado, Instituto de Ingeniería, UNAM, México D. F.
- Cifuentes E., Blumenthal U. y Ruíz G. (1999) Valle de Mezquital: Reúso del agua residual y riesgos para la salud. *Ing. Cienci.ambient.*, 11 (43), 23-27.
- Colborn T., Vom Saal F. S. y Soto A. M. (1993) Developmental effects of endocrine-disrupting chemicals in wildlife and humans. *Environmental Health Perspectives*, 101, 378-384.
- Colborn T., Smolen M. y Rolland R. (1996) Taking a lead from wildlife. *Neurotoxicol Teratol*, 18, 235-237.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) (2008) Estadísticas del agua en México, Edición 2008.
- Commission of the European Communities (CEC) (2001) On the implementation of the Community strategy for endocrine disrupters—a range of substances suspected of

interfering with the hormone systems of humans and wildlife, Communication from the Commission to the Council and the European Parliament, Brussels, COM (2001) 262 final (2001).

- Crites R. y Tchobanoglous G. (2000) Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. McGraw-Hill, Santafé de Bogotá, Colombia. pp. 260-267.
- Daughton C. G. y Ternes T. A. (1999) Pharmaceuticals and personal care products in the environment: Agents of subtle change?. *Health Perspect*, 107, 907-928.
- Degrémont (1979) Water treatment handbook. A halsted press book. John Wiley y Sons, 4a. ed., New York, U.S.A. 135-138.
- EPA (Environmental Protection Agency). (1997) Guía del ciudadano: Atenuación natural. Desechos Sólidos y Respuesta EPA 542-F-96-026 Protección del Medio Ambiente en Situaciones de Emergencia Septiembre de 1996 (Estados Unidos) (5102G).
- EPA (Environmental Protection Agency). (2003) Region/ORD Workshop on Emerging Pollutants. August, 11-14.
- El-Gohary F., Tawfik A. y Mahmoud U. (2010) Comparative study between chemical coagulation/precipitation (C/P) vs coagulation/dissolved air flotation (C/DAF) for pre-treatment of personal care products (PCPs) wastewater. *Desalination*, 252, 106-112.
- Esplugas S., Bila D. M., Krause T. L. G. y Dezotti M. (2007) Ozonation and advanced oxidation technologies to remove endocrine disrupting chemicals (EDCs) and pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in water effluents. *Journal of Hazardous Materials*, 149, 631-642.
- Farooq S. y Velioglu S. G. (1989) Physico-chemical treatment of domestic wastewater. Department of Civil Engineering. King Fahd University of Petroleum and Minerals. Dhanhran, Saudi Arabia.
- Fettig J., Ratnaweera H. y Odegaard H. (1990) Synthetic organic polymers as primary coagulants in wastewater treatment. *Water Supply*, 8, 19-26.
- Fettig J. and Ratnaweera H. (1993) Influence of dissolved organic matter on coagulation/flocculation of wastewater by alum. *Water Science and Technology*, 27 (11), 103-112.

- Garrison A. W., Pope J. D. y Allen F. R. (1976) Analysis of organic compounds in domestic wastewater. In: C.H. Keith, Editor, Identification and Analysis of Organic Pollutants in Water, Ann Arbor Science, Michigan, USA. pp. 517-566.
- Gibson R., Becerril-Bravo E., Silva-Castro V. y Jiménez B. (2007) Determination of acidic pharmaceuticals and potencial endocrine disrupting compounds in wastewaters and spring waters by selective elution and analysis by gas chromatography-mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1169, 31-39.
- Gilbert M., Virani R. T., Watson J. L., Oaks P. C., Benson A. A., Khan S., Ahmed J., Chaudhry M., Arshad S., Mahmood y Shah Q. A. (2002) Breeding and mortality of oriental white-backed vulture *Gyps benlensis* in Punjab Providence, Pakistan, *Bird. Conserv. Int.* 12 (4), 311-326.
- Gregory J. (1989) Fundamentals of flocculation. Department of Civil Engineering. University College London. London, England. 19 (3). pp. 185-230.
- Grossman E. (2007) Chemicals may play role in rise in obesity. Washington Post.
- HACH Company. (2003) Water analysis handbook. 4 edit, rev 2.
- Hahn H. y Hoffmann E. Chemical Water and Wastewater Treatment V. Hallvard Odegaard.
- Harleman, D., Altshul, J. and Morrisey, S. (1992) Preparatory Bench Scale Testing for Chemically Enhanced Primary Treatment. Massachusetts Institute of Technology, Final MIT/AUB Report, February 10, Cambridge, Massachusetts, USA.
- Heberer T. (2002) Tracking persistent pharmaceutical residues from municipal sewage to drinking water. *Journal of Hidrology*, 266, 175-189.
- Heinzmann B. (1994) Coagulation and flocculation of stormwater from a separate sewer system - a new possibility for enhanced treatment. *Water Science and Technology*, 29 (12), 267-278.
- Hurtado C. (1996) Elección de un coagulante y un floculante para el tratamiento del agua del valle de México por un tratamiento primario avanzado. Tesis de Licenciatura, Facultad de Química, UNAM, México D. F.
- Jiménez B., Chávez A., Hernández C. y Lambert P. (1996) Alternativa de tratamiento de agua residual destinada a uso agrícola en México. Instituto de Ingeniería, Grupo de Tratamiento y Reúso, UNAM, México. D. F.

- Jiménez C. B. E., López N. y Sotomayor C. (1997) Estudio de la calidad y suministro del agua para consumo doméstico en el Valle del Mezquital. Informe Final. Instituto de Ingeniería, UNAM. Proyecto 5322 elaborado para la Comisión Nacional del agua. Febrero 1997.
- Jiménez C. B. E., Cruickshank C., Chávez A., Palma A., Pérez R. y Jiménez R. (1999) Estudio de la factibilidad del empleo del agua del acuífero del Valle del Mezquital para suministro del Valle de México. Instituto de Ingeniería, UNAM. Proyecto 8384 elaborado para la Comisión Nacional del Agua.
- Jiménez B. y Chávez A. (2000) El reúso de aguas residuales en riego agrícola. *The Water Mirror*.
- Jiménez C. B. y Chávez M. A. (2003) Quality assessment a potential use of an aquifer recharged with wastewater: "El Mezquital case". Treatment and Reuse Group, Institute of Engineering, UNAM.
- Jiménez B., Chávez A., Gibson R., Becerril J. E., Maya C. y Hernández C. (2008a) Complemento de la caracterización del agua de consumo humano en el valle de Tula. Convenio No. PSVM/ODA/ATE/AD13/06. Trabajos de asesoría técnica especializada para la planeación y ejecución de los estudios, proyectos, servicios y obras de infraestructura hidráulica necesarios para los proyectos de abastecimiento y saneamiento del valle de México, proyecto 6344. CONAGUA, Fideicomiso del Valle de México. Informe final. 155 p. 15 de diciembre de 2008.
- Jiménez B., Chávez A., Gibson R., Maya C. y Becerril J. E. (2008b) RECLAIM WATER Work Package 4 Technical water reclamation and aquifer recharge case studies Mezquital Valley. Proyecto 7314. Final Deliverable. 25 p. 5 de diciembre de 2008.
- Kasprzyk-Hordem B., Dinsdale R. M. y Guwy A. J. (2009) The removal of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs during wastewater treatment and its impact on the quality of receiving waters. *Water Research*, 43, 363-380.
- Klavarioti M., Mantzavinos G., Kassinos D. (2009) Removal of residual pharmaceuticals from aqueous systems by advanced oxidation processes. *Environment International*, 35, 402-417.

- Kiely G. (1999) Ingeniería ambiental. Fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión. MacGraw-Hill/Interamericana de España. pp. 612-630.
- Kim I., Yamashita N. y Tanaka H. (2009) Performance of UV and UV/H₂O₂ processes for the removal of pharmaceuticals detected in secondary effluent of a sewage treatment plant in Japan. *Journal of Hazardous Materials*.
- Kümernier K. (ed). (2004) Pharmaceuticals in the environment. Source, fate, effects and risks. 2ª edición. Editorial Springer.
- LaMer V. K. y Healy T. W. (1963) Adsorption–flocculation reactions of macromolecules at the solid-liquid interface. *Pure and Applied Chemistry*, 13, 112-132.
- Lawler F. (1997) Particle size distribution in treatment processes: theory and practice. *Water Science and Technology*, 36 (4), 15-23.
- Levine A., Tchobanoglous G. y Asano T. (1985) Characterization of the size distribution of Contaminants in Wastewater: Treatment and Reuse Implications. *Journal Water Pollution Control Federation*, 57 (7), 805-815.
- Lintelmann J., Katayama A., Kurihara J., Shore y Wenzel A. IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry). (2003) Division of chemistry and the environment Commission on water and soil Endocrine disruptors in the environment (IUPAC technical report). *Pure and Applied Chemistry*, 75 (5), 631-681.
- Liu Z., Kanjo Y. y Mizutani S. (2009) Removal mechanisms for endocrine disrupting compounds (EDCs) in wastewater treatment – physical means, biodegradation, and chemical advanced oxidation: A review. *Science of the Total Environment*, 407, 731-748.
- Lister A. L. y Van der Kraak G. J. (2001) Endocrine disruption: why is it so complicated?. *Water Quality Research Journal of Canada*, 36, 175-190.
- Manahan S. (2007) Introducción a la química ambiental. Editorial Reverte, S. A, España. pp. 77-85.
- Melo A. (2008) Remoción de disruptores endócrinos y fármacos provenientes de fuentes no convencionales por tecnología de biorreactores con membranas. Tesis en desarrollo, Instituto de Ingeniería, UNAM, México D. F.
- Metcalf y Eddy. (2003) Wastewater engineering. Treatment and reuse. 4a. ed. McGraw-Hill, U.S.A. pp. 344-348, 476-498, 540.

- Michaels A. S. (1954) Aggregation of suspensions by polyelectrolytes. *Industrial and Engineering Chemistry*, 46, 1485-1490.
- Mohapatra D. P., Brar S. K., Tyagi R. D. y Surampalli R. Y. (2010) Physico-chemical pre-treatment and biotransformation of wastewater and wastewater sludge-fate of bisphenol A. *Chemosphere*, 78, 923-941.
- Mühle K. y Domasch K. (1990) Flocc strength in bridging flocculation in chemical water and wastewater treatment proceedings of the 4th Gothenburg Symposium. Edición a cargo de H.H. Hahn y R. Klute. Berlin, Springer Verlag.105-115.
- Murray T. J., Maffini M. V., Ucci A. A., Sonnenschein C. y Soto A. M. (2007) Induction of mammary gland ductal hyperplasias and carcinoma in situ following fetal bisphenol A exposure. *Reproductive Toxicology*, 23 (3), 383-390.
- Oaks J. L., Gilbert M., Virani M. Z., Watson R. T., Meteyer C. U., Rideout B., Shivaprasad H. L., Ahmed S., Chaundhry M. J. I., Arshad M., Mahmood S., Ali A. y Khan A. A. (2004) Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan. *Nature*, 427 (6927), 610-633.
- Odegaard H. (1992) Norwegian experiences with chemical treatment of raw wastewater. *Water Science and Technology*, 12, 255-264.
- Odegaard H. (1998) Optimized particle separation in the primary step of wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 37 (10), 43-53.
- Olea N., Fernández M.F., Araque P., Olea-Serrano F. (2002) Persoectivas de disrupción endócrina. *Gaceta Sanitaria*. 16 (3). Barcelona mayo-jun.
- O'Melia R., Hahn M. y Cheng-Tyng C. (1997) Some effects of particles size in separation processes involving colloids. *Water Science and Technology*, 36 (4), 119-127.
- Overbeek J. Th. G. (1952) Kinetics of flocculation. Chapter VII in *Colloid Science, Vol. 1, Irreversible System*. H. R. Kruyt, Ed., Elsevier, Amsterdam.
- Richardson M. L. y Bowron J. M. (1985) The fate of pharmaceutical chemicals in the aquatic environment. *Journal of Pharmacy and Pharmacology*, 37 (1), 1-12.
- Rogers H.R. (1996) Sources, behaviour and fate of organic contaminants during sewage treatment and sewage sludges. *Science Total Environment*, 185 (1-3), 3-26.
- Ruehrwein R. A. y Ward D. W. (1952) Mechanism of clay aggregation by polyelectrolytes. *Soil Science*, 73, 485-492.

- Sanks R. L. (1978) Water treatment plant design. Ann Arbor Science Publishers Inc. pp. 65-147.
- Shao J., Liu A., Wada F., Crosse J. y Jenkins D. (1996) Advanced primary treatment: an alternative to biological secondary treatment. The city of Los Angeles hyperion treatment plant experience. *Water Science and Technology*, 34 (3-4), 223-233.
- Schwaiger J., Ferling H., Mallow U., Wintermayr H. y Negele R. D. (2004) Toxic effects of the non-steroidal anti-inflammatory drug diclofenaco. Part I. Histopathological alterations and bioaccumulation in a rainbow trout. *Aquatic Toxicology*, 68 (2), 141-150.
- Siemens J., Huschek G., Siebe C. y Kaupenjohann M. (2008) Concentrations and mobility of human pharmaceuticals in the world's largest wastewater irrigation system, México city-Mezquital Valley. *Water Research*, 42 (8-9), 2124-2134.
- Silva V. (2008) Evaluación de contaminantes emergentes en fuentes de abastecimiento del valle de tula. Tesis de Maestría, Instituto de Ingeniería, UNAM, México D. F.
- Skadsen J. M., Rice B. L. y Meyering D. J. (2004) The occurrence and fate of pharmaceuticals, personal care products and endocrine disrupting compounds in a municipal water use cycle: A case study in the city of Ann Arbor.
- Soto E., Mazari M. y Bojórquez L. A. (2000) Entidades de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México propensas a la contaminación de agua subterránea. *Investigaciones Geográficas*, No. 043. Universidad Nacional Autónoma de México, pp. 60-75.
- Stackelberg P. E., Gibs J., Furlong E. T., Meyer M. T., Zaugg S. D. y Lee Lippincott R. (2007) Efficiency of conventional drinking-water-treatment processes in removal of pharmaceuticals and other organic compounds. *Science of Total Environment*, 377, 255-272.
- Stumm W. y O'Melia. (1968) Stoichiometry of coagulation. Suspended particulate and colloidal matter in natural waters. *Journal of the American Water Works Association*, 12 (2), 130-139.
- Suarez S., Lema J. M. y Omil F. (2009) Pre-treatment of hospital wastewater by coagulation-flocculation and flotation. *Bioresource Technology*, 100, 2138-2146.
- Tambo N. (1990) Basic concepts and innovative turn of coagulation/flocculation. *Water Supply*, 8, 1-10.

- Ternes T. A., Meisenheimer M., Mc Dowell D., Sacher F., Brauchg H., Haist-Gulde B., Preuss G., Wilme U., Zulei-Seibert N. (2002) Removal of pharmaceuticals during drinking water treatment. *Environmental Science & Technology*. 36, 3855–3863.
- Tiehm A., Herwing V. y Neis U. (1999) Particle size analysis for improved sedimentation and filtration in wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 39 (8), 99-106.
- Tixier C. (2003) Occurrence and fate of carbamezepine, clofibric acid, diclofenac, ibuprofen, ketoprofen, and naproxen in surface waters. *Environmental Science and Technology*, 37, 1061-1068.
- Vieno N., Tuhkanen T. y Kronberg L. (2006) Removal of pharmaceuticals in drinking water treatment: effect of chemical coagulation. *Environmental Technology*, 27 (2), 183-192.
- HACH Company (2003) Water analysis handbook. 4 edit, rev 2. U.S.A.
- Walter J. y Weber Jr. (1979) Control de la calidad del agua, procesos fisicoquímicos. Editorial Reverte, S.A. pp.64-147.
- Weber W. J. (1992) Physicochemical system for direct wastewater treatment in application of new concepts of physical-chemical wastewater treatment, W.W. Eckenfelder and L.K. Cecil, eds, Pergamon Press, Inc.

8. ANEXOS

8.1. ANEXO-1. Evaluación de polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos para remoción de demanda química de oxígeno DQO_T con una dosis de 20 mg/L

En la Tabla 8.1 y 8.2 se muestra la concentración de demanda química de oxígeno DQO_T para agua residual tratada con distintos tipos de polielectrolitos (catiónicos, aniónicos y no iónicos) para una dosis de 20 mg/L.

Tabla 8.1. Concentración de demanda química de oxígeno DQO_T en agua residual tratada con polielectrolitos catiónicos para una dosis de 20 mg/L.

| Demanda Química de Oxígeno (DQO_T) | | | | | |
|--|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| Dosis (mg/L) | Floculante A (ADC, Apm) | Floculante B (MDC, Apm) | Floculante C (MDC, Apm) | Floculante D (BDC, Apm) | Floculante E (BDC, Apm) |
| 20 | 165 | 164 | 179 | 192 | 168 |

ADC = alta densidad de carga; MDC = mediana densidad de carga; BDC = baja densidad de carga, Apm = alto peso molecular.

Tabla 8.2. Concentración de demanda química de oxígeno (DQO_T) en agua residual tratada con polielectrolitos aniónicos y no iónicos para una dosis de 20 mg/L.

| Demanda Química de Oxígeno (DQO_T) | | | | | | |
|--|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| Dosis (mg/L) | Floculante F (ADC, Apm) | Floculante G (MDC, Apm) | Floculante H (MDC, Apm) | Floculante I (MDC, Apm) | Floculante J (BDC, Apm) | Floculante K (BDC, Apm) |
| 20 | 485 | 410 | 520 | 410 | 496 | 406 |

ADC = alta densidad de carga; MDC = mediana densidad de carga; BDC = baja densidad de carga, Apm = alto peso molecular.

En la Figura 8.1 los resultados muestran que la eficacia para remover la DQO_T varía dependiendo del tipo polielectrolito (catiónico, aniónico y no iónico) aplicado, sin importar su densidad de carga o peso molecular. La remoción de dicho parámetro para los polielectrolitos catiónicos oscila entre el 57 y el 63%, mientras que para los polielectrolitos aniónicos entre el 5 y 13% (5 veces menos). Por otra parte, el floculante H (no iónico) presenta un desempeño del 29% para la reducción de la demanda química de oxígeno (el doble de los polielectrolitos aniónicos).

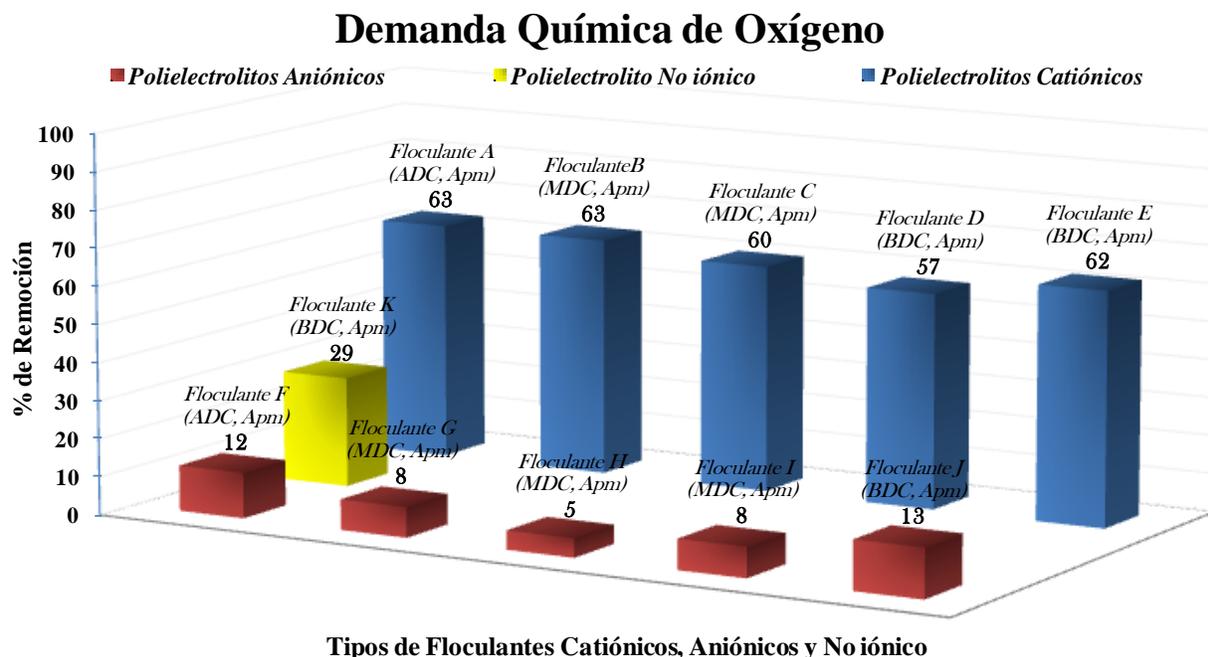


Figura 8.1. Remoción de demanda química de oxígeno DQO_T con polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos aplicados para una dosis de 20 mg/L.

De manera general, el tipo de carga (catiónica) es determinante para remover la demanda química de oxígeno DQO_T del agua residual del Emisor Central, siendo los floculantes A (ADC, Apm) y B (MDC, Apm) los de mayor remoción (63%) con una dosis de 20 mg/L.

8.2.ANEXO-2. Evaluación de polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos para remoción de turbiedad (UTN) en base al tipo y dosis utilizadas

En la Tabla 8.3 y 8.4 se muestra la concentración de turbiedad (UTN) para el agua tratada con distintos polielectrolitos (catiónicos, aniónicos y no iónicos) y dosis utilizadas. Para el caso de los polielectrolitos catiónicos, en la Figura 8.2 se observa que al aumentar la dosis del polielectrolito, mejora la calidad del efluente. Con dosis de 25 y 30 mg/L el floculante B (MDC, Apm) tiene un mayor desempeño (96 y 97% respectivamente). A partir de la dosis de 30 mg/L se observa una resuspensión debido a la sobredosis del polielectrolito.

Por otra parte, para los polielectrolitos aniónicos y no iónicos, en la Figura 8.3 los resultados muestran que a pesar de incrementar la dosis aplicada, no mejora la calidad del efluente. Para este caso en particular, el floculante J (BDC, Apm) presenta la mayor remoción (28%) con la dosis de 25 mg/L, sin embargo, con la dosis de 10 mg/L, el polielectrolito no iónico (floculante K) presenta un mayor desempeño (50%), 2 veces más que el floculante J (26%).

Tabla 8.3. Concentración de turbiedad (UTN) en agua residual tratada con distintas dosis y tipos de polielectrolitos catiónicos.

| Turbiedad (UTN) | | | | | |
|-----------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| Dosis (mg/L) | Floculante A (ADC, Apm) | Floculante B (MDC, Apm) | Floculante C (MDC, Apm) | Floculante D (BDC, Apm) | Floculante E (BDC, Apm) |
| 0 | 102 | 110 | 96 | 106 | 95 |
| 10 | 42 | 38 | 53 | 36 | 32 |
| 20 | 46 | 19 | 41 | 14 | 18 |
| 25 | 47 | 5 | 28 | 12 | 19 |
| 30 | 20 | 4 | 30 | 12 | 24 |
| 40 | 12 | 8 | 27 | 23 | 34 |

ADC = alta densidad de carga; MDC = mediana densidad de carga; BDC = baja densidad de carga, Apm = alto peso molecular.

Tabla 8.4. Concentración de turbiedad (UTN) en agua residual tratada con distintas dosis y tipos de polielectrolitos aniónicos y no iónicos.

| Turbiedad (UTN) | | | | | | |
|-----------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| Dosis (mg/L) | Floculante F (ADC, Apm) | Floculante G (MDC, Apm) | Floculante H (MDC, Apm) | Floculante I (MDC, Apm) | Floculante J (BDC, Apm) | Floculante K (BDC, Apm) |
| 0 | 159 | 96 | 165 | 101 | 173 | 164 |
| 10 | 186 | 192 | 179 | 109 | 173 | 118 |
| 20 | 182 | 96 | 185 | 107 | 179 | 126 |
| 25 | 188 | 101 | 181 | 107 | 169 | 126 |
| 30 | 186 | 104 | 183 | 102 | 175 | 130 |
| 40 | 184 | 102 | 183 | 94 | 179 | 134 |

ADC = alta densidad de carga; MDC = mediana densidad de carga; BDC = baja densidad de carga, Apm = alto peso molecular.

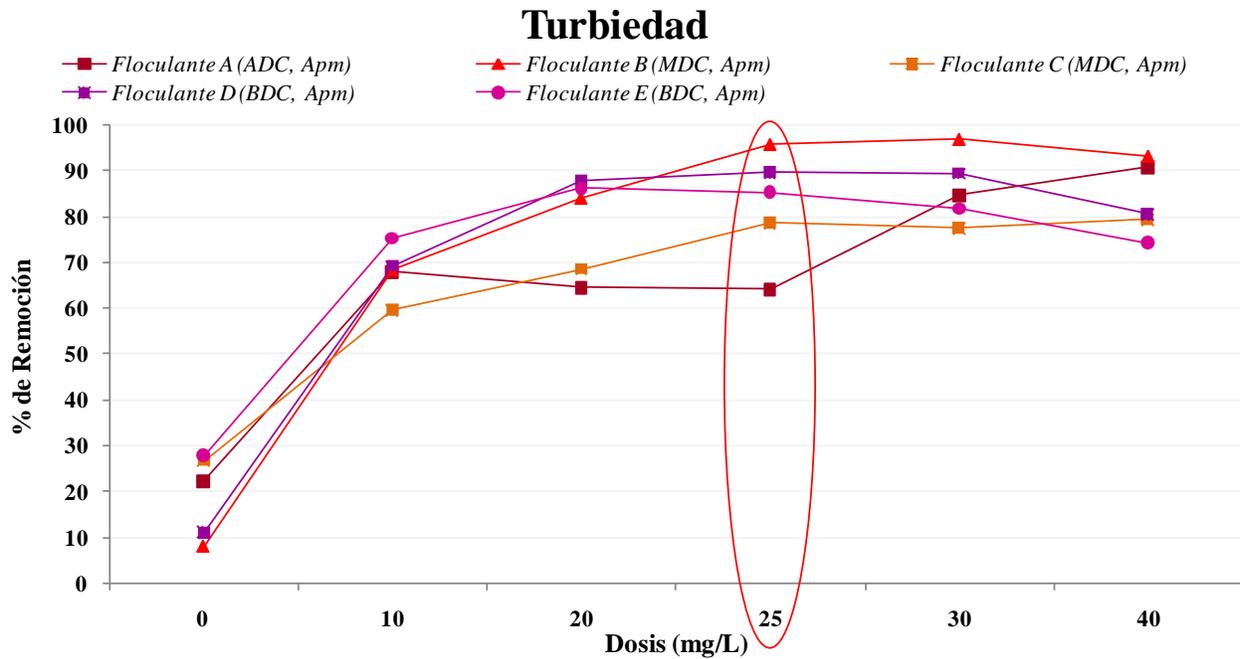


Figura 8.2. Remoción de turbiedad (UTN) con base en la dosis y tipo de polielectrolito catiónico aplicado.

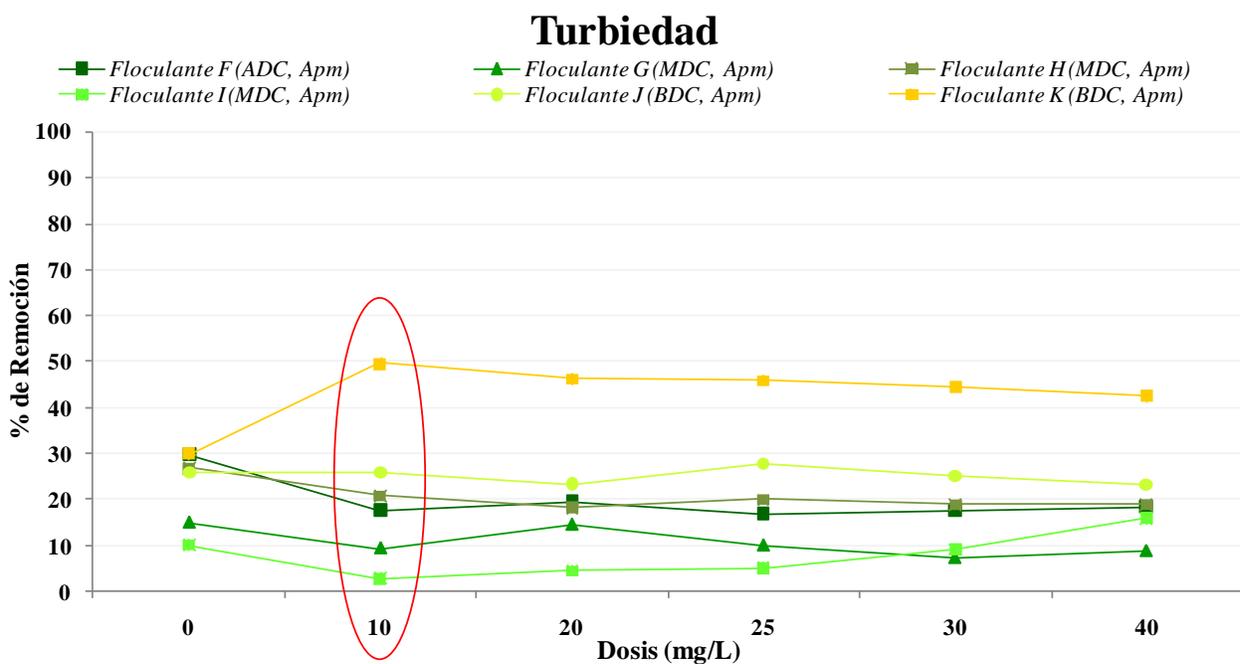


Figura 8.3. Remoción de turbiedad (UTN) con base en la dosis y tipo de polielectrolito aniónico y no iónico aplicado.

Los resultados establecen que el tipo de carga es determinante para la remoción de turbiedad del agua residual del Emisor Central. En términos generales, los polielectrolitos catiónicos tienen un mayor desempeño en la remoción, en especial el floculante B (96% con una dosis de 25 mg/L), el cual es capaz de remover casi el doble que el floculante K (no iónico) en sus condiciones óptimas (50% con 10 mg/L) y alrededor de 4 veces más que el floculante J (28% con 25 mg/L).

8.3.ANEXO-3. *Evaluación de polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos para remoción de color verdadero (UPC) en base al tipo y dosis utilizadas*

En la Tabla 8.5 y 8.6 se muestra la concentración de color verdadero (UPC) para agua residual tratada con distintos polielectrolitos (catiónicos, aniónicos y no iónicos) y dosis utilizadas. Para el caso de los polielectrolitos catiónicos, en la Figura 8.4 se observa que al aumentar la dosis de polielectrolito de 10 a 20 mg/L, existe una mejora significativa en la calidad del agua tratada. Con la dosis de 20 mg/L, el floculante B (MDC, Apm) presenta la mayor remoción (83%). A partir de la dosis de 25 mg/L ya no se observa un cambio significativo en la remoción de color. Por otra parte, para los polielectrolitos aniónicos y no iónicos, en la Figura 8.5 los resultados muestran que a pesar de incrementar la dosis aplicada, la calidad del efluente no mejora. En forma particular, con los floculantes G (MDC, Apm) e I (MDC, Apm) se obtiene la mayor remoción (30%) con dosis de 40 y 20 mg/L respectivamente, sin embargo, con la dosis de 20 mg/L, el floculante K (no iónico) presenta un mejor desempeño (62%) para reducir el color del efluente (2 veces más que los floculantes G e I).

Tabla 8.5. Concentración de color verdadero (UPC) en agua residual tratada con distintas dosis y tipos de polielectrolitos catiónicos.

| Color Verdadero (UPC) | | | | | |
|-----------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| Dosis (mg/L) | Floculante A (ADC, Apm) | Floculante B (MDC, Apm) | Floculante C (MDC, Apm) | Floculante D (BDC, Apm) | Floculante E (BDC, Apm) |
| 0 | 294 | 162 | 304 | 157 | 294 |
| 10 | 172 | 65 | 179 | 68 | 189 |
| 20 | 90 | 33 | 168 | 55 | 141 |
| 25 | 78 | 26 | 134 | 56 | 122 |
| 30 | 77 | 25 | 104 | 52 | 119 |
| 40 | 47 | 23 | 23 | 48 | 106 |

ADC = alta densidad de carga; MDC = mediana densidad de carga; BDC = baja densidad de carga, Apm = alto peso molecular.

Tabla 8.6. Concentración de color verdadero (UPC) en agua residual tratada con distintas dosis y tipos de polielectrolitos aniónicos y no iónicos.

| Color Verdadero (UPC) | | | | | | |
|-----------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| Dosis (mg/L) | Floculante F (ADC, Apm) | Floculante G (MDC, Apm) | Floculante H (MDC, Apm) | Floculante I (MDC, Apm) | Floculante J (BDC, Apm) | Floculante K (BDC, Apm) |
| 0 | 116 | 162 | 126 | 191 | 124 | 94 |
| 10 | 97 | 159 | 96 | 148 | 90 | 49 |
| 20 | 93 | 148 | 90 | 142 | 82 | 42 |
| 25 | 89 | 158 | 95 | 143 | 81 | 46 |
| 30 | 87 | 150 | 98 | 150 | 83 | 45 |
| 40 | 91 | 141 | 87 | 148 | 80 | 41 |

ADC = alta densidad de carga; MDC = mediana densidad de carga; BDC = baja densidad de carga, Apm = alto peso molecular.

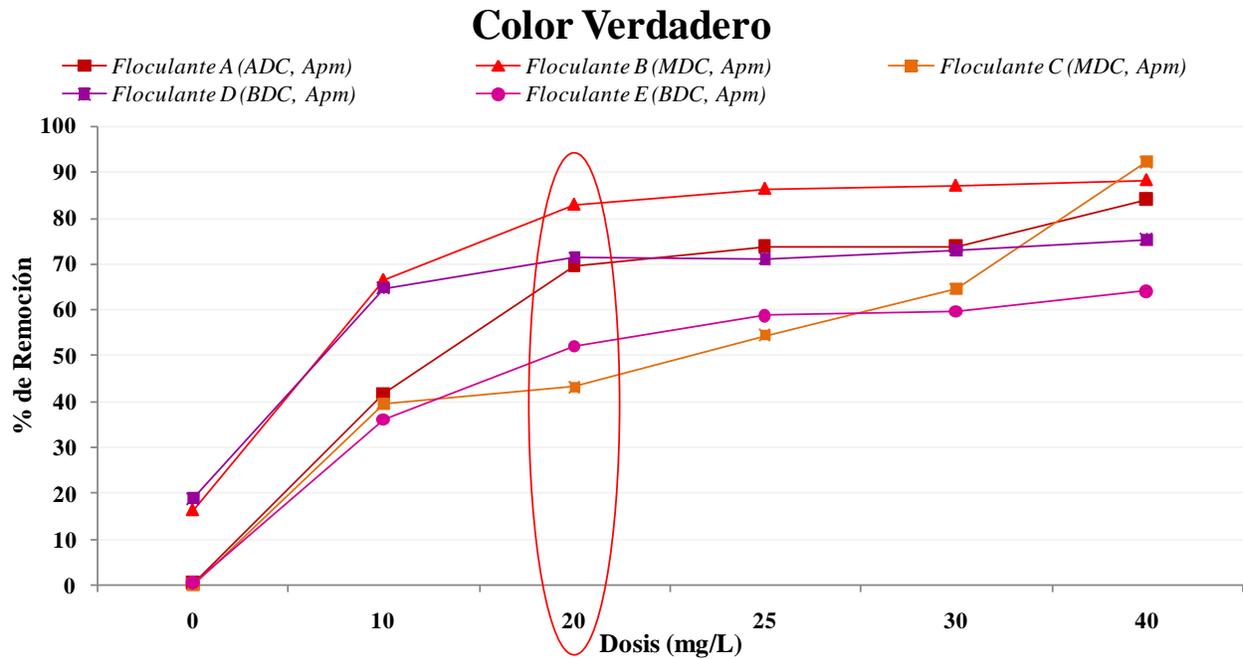


Figura 8.4. Remoción de color verdadero (UPC) con base en la dosis y tipo de polielectrolito catiónico aplicado.

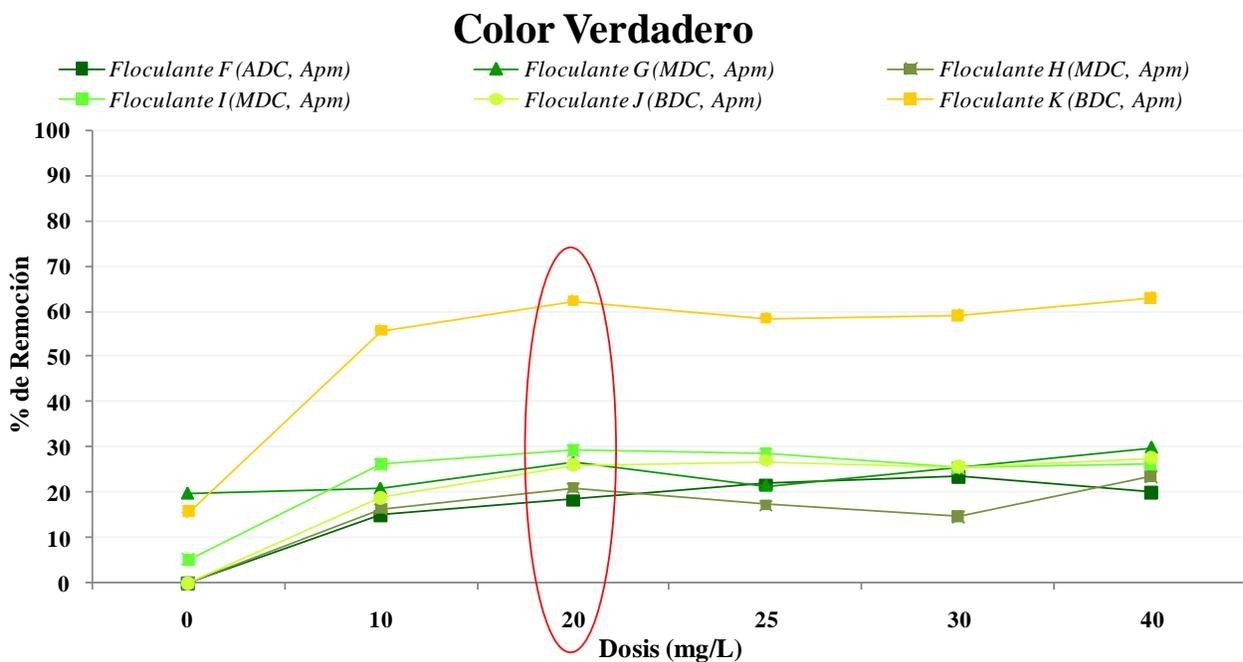


Figura 8.5. Remoción de color verdadero (UPC) con base en la dosis y tipo de polielectrolito aniónico y no iónico aplicado.

Los resultados establecen que el tipo de carga es determinante en la remoción de color del agua residual del Emisor Central. De manera general, los polielectrolitos catiónicos tienen un mayor desempeño en la remoción, en especial el floculante B (83% de remoción con 20 mg/L), el cual es capaz de remover 20% más que el floculante K (no iónico) en sus condiciones óptimas (62% con 20 mg/L) y casi el triple que el floculante I (30% con 20 mg/L).

8.4.ANEXO-4. *Evaluación de polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos sobre el efecto en el pH en base al tipo y dosis utilizadas*

En la Tabla 8.7 y 8.8 se muestran las unidades de pH encontradas en el agua residual tratada con distintos polielectrolitos (catiónicos, aniónicos y no iónicos) y dosis utilizadas. Se puede observar (Figura 8.6) que al aumentar la dosis del polielectrolito de 10 a 20 mg/L, existe un ligero aumento en el pH del agua tratada, y que a partir de 25 mg/L el pH no presenta cambios significativos. Por otra parte, en la Figura 8.7 se observa que a pesar de aumentar la dosis de polielectrolito, el pH del agua residual tratada se mantiene estable.

Tabla 8.7. Concentración de pH (unidades) en agua residual tratada con distintas dosis y tipos de polielectrolitos catiónicos.

| pH (unidades) | | | | | |
|---------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| Dosis (mg/L) | Floculante A (ADC, Apm) | Floculante B (MDC, Apm) | Floculante C (MDC, Apm) | Floculante D (BDC, Apm) | Floculante E (BDC, Apm) |
| 0 | 7.6 | 7.8 | 7.6 | 8.0 | 7.6 |
| 10 | 7.5 | 7.8 | 7.7 | 7.8 | 7.4 |
| 20 | 7.7 | 7.9 | 7.6 | 8.0 | 7.6 |
| 25 | 7.7 | 8.0 | 7.6 | 8.0 | 7.6 |
| 30 | 7.8 | 8.0 | 7.7 | 8.1 | 7.6 |
| 40 | 7.7 | 7.9 | 7.6 | 8.0 | 7.6 |

ADC = alta densidad de carga; MDC = mediana densidad de carga; BDC = baja densidad de carga, Apm = alto peso molecular.

Tabla 8.8. Concentración de pH (unidades) en agua residual tratada con distintas dosis y tipos de polielectrolitos aniónicos y no iónicos.

| pH (unidades) | | | | | | |
|---------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| Dosis (mg/L) | Floculante F (ADC, Apm) | Floculante G (MDC, Apm) | Floculante H (MDC, Apm) | Floculante I (MDC, Apm) | Floculante J (BDC, Apm) | Floculante K (BDC, Apm) |
| 0 | 7.3 | 7.6 | 7.5 | 7.7 | 7.7 | 7.7 |
| 10 | 7.3 | 7.7 | 7.6 | 7.6 | 7.7 | 7.5 |
| 20 | 7.3 | 7.7 | 7.6 | 7.6 | 7.7 | 7.5 |
| 25 | 7.3 | 7.7 | 7.6 | 7.6 | 7.6 | 7.5 |
| 30 | 7.3 | 7.7 | 7.6 | 7.6 | 7.5 | 7.5 |
| 40 | 7.3 | 7.7 | 7.7 | 7.6 | 7.6 | 7.5 |

ADC = alta densidad de carga; MDC = mediana densidad de carga; BDC = baja densidad de carga, Apm = alto peso molecular.

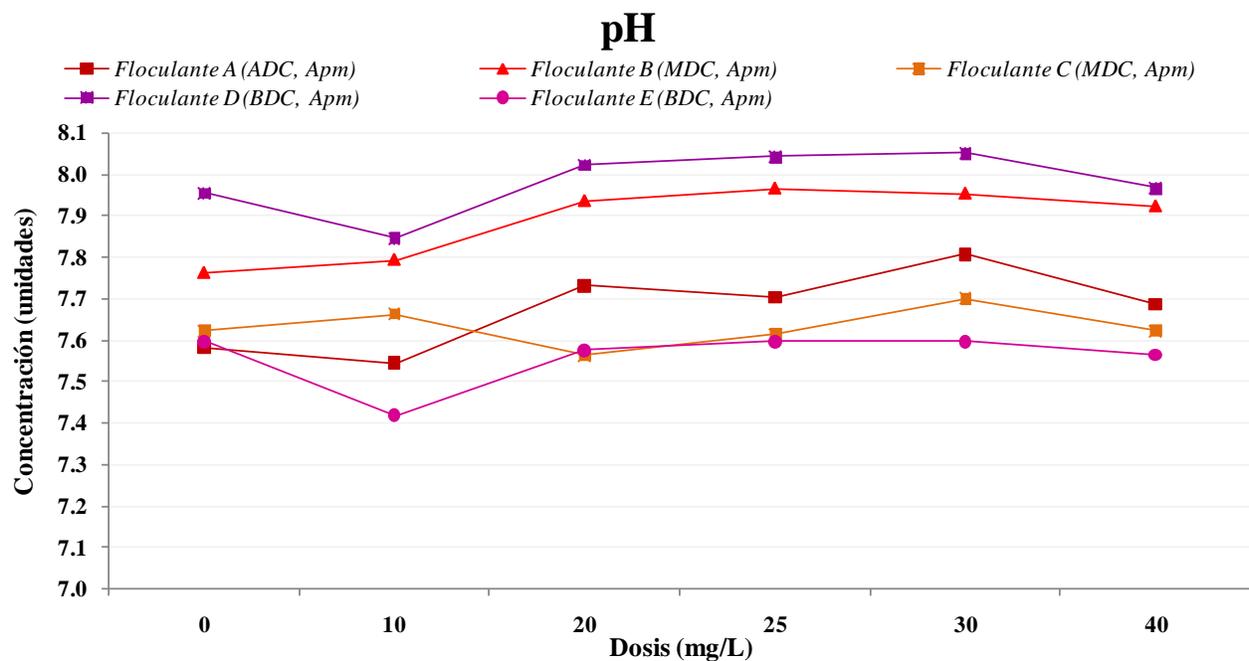


Figura 8.6. Concentración de pH (unidades) con base en la dosis y tipo de polielectrolito catiónico aplicado.

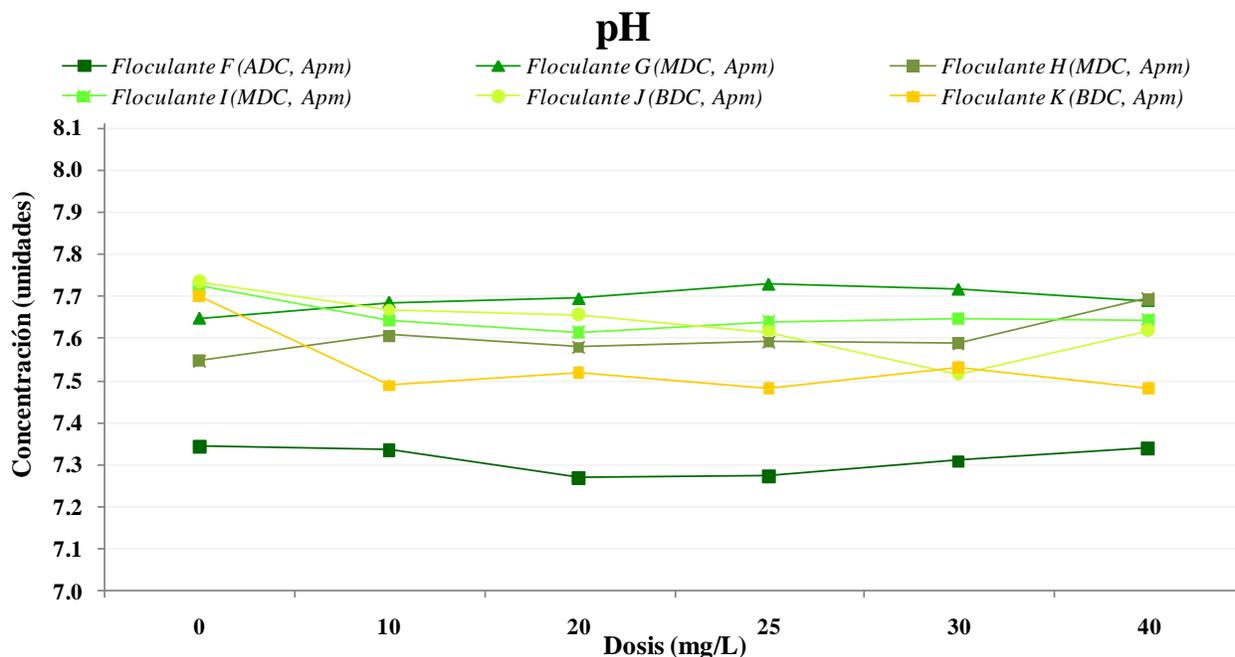


Figura 8.7. Concentración de pH (unidades) con base en la dosis y tipo de polielectrolito aniónico y no iónico aplicado.

En términos generales, el pH del agua residual del Emisor Central tratada con polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos, se mantiene de manera estable ya que no presenta cambios significativos en su concentración sin importar la dosis aplicada.

8.5.ANEXO-5. Evaluación de polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos para remoción de sólidos disueltos totales *SDT* (mg/L) en base al tipo y dosis utilizadas

En la Tabla 8.9 y 8.10 se muestra la concentración de sólidos disueltos totales *SDT* para el agua residual tratada con distintos polielectrolitos (catiónicos, aniónicos y no iónicos) y dosis utilizadas. Mientras tanto, en la Figura 8.8 y 8.9 se observa que a pesar de aumentar la dosis del polielectrolito de 10 a 40 mg/L, la concentración de *SDT* en el agua residual tratada se mantiene estable, ya que las remociones obtenidas fueron menores al 3% y se consideran despreciables.

Tabla 8.9. Concentración de sólidos disueltos totales *SDT* (mg/L) en agua residual tratada con distintas dosis y tipos de polielectrolitos catiónicos.

| Sólidos Disueltos Totales <i>SDT</i> (mg/L) | | | | | |
|---|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| Dosis (mg/L) | Floculante A (ADC, Apm) | Floculante B (MDC, Apm) | Floculante C (MDC, Apm) | Floculante D (BDC, Apm) | Floculante E (BDC, Apm) |
| 0 | 348 | 402 | 350 | 391 | 348 |
| 10 | 347 | 398 | 349 | 396 | 349 |
| 20 | 348 | 398 | 348 | 395 | 346 |
| 25 | 347 | 397 | 348 | 394 | 345 |
| 30 | 347 | 395 | 347 | 394 | 346 |
| 40 | 347 | 397 | 347 | 393 | 343 |

ADC = alta densidad de carga; MDC = mediana densidad de carga; BDC = baja densidad de carga, Apm = alto peso molecular.

Tabla 8.10. Concentraciones de sólidos disueltos totales *SDT* (mg/L) agua residual tratada con distintas dosis y tipos de polielectrolitos aniónicos y no iónico.

| Sólidos Disueltos Totales <i>SDT</i> (mg/L) | | | | | | |
|---|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| Dosis (mg/L) | Floculante F (ADC, Apm) | Floculante G (MDC, Apm) | Floculante H (MDC, Apm) | Floculante I (MDC, Apm) | Floculante J (BDC, Apm) | Floculante K (BDC, Apm) |
| 0 | 154 | 386 | 155 | 386 | 175 | 184 |
| 10 | 137 | 385 | 155 | 386 | 175 | 175 |
| 20 | 156 | 384 | 154 | 383 | 176 | 174 |
| 25 | 156 | 384 | 150 | 382 | 176 | 174 |
| 30 | 157 | 383 | 154 | 384 | 177 | 173 |
| 40 | 157 | 383 | 173 | 379 | 175 | 173 |

ADC = alta densidad de carga; MDC = mediana densidad de carga; BDC = baja densidad de carga, Apm = alto peso molecular.

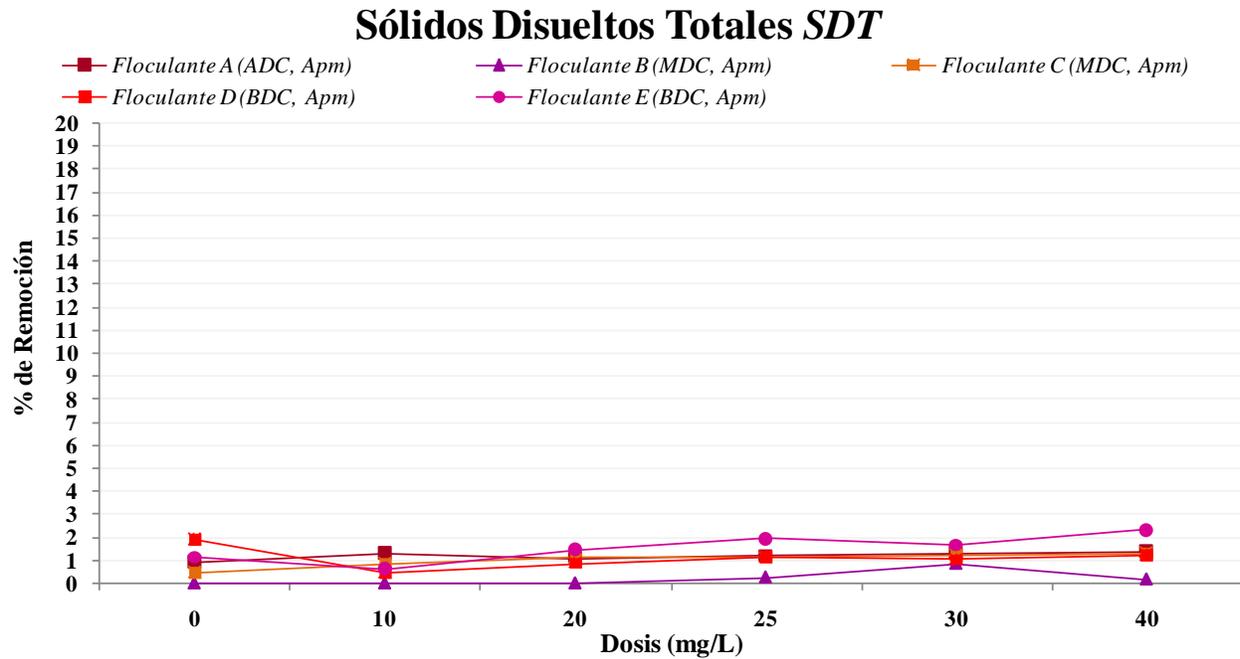


Figura 8.8. Remoción de sólidos disueltos totales *SDT* con base en la dosis y tipo de polielectrolito catiónico aplicado.

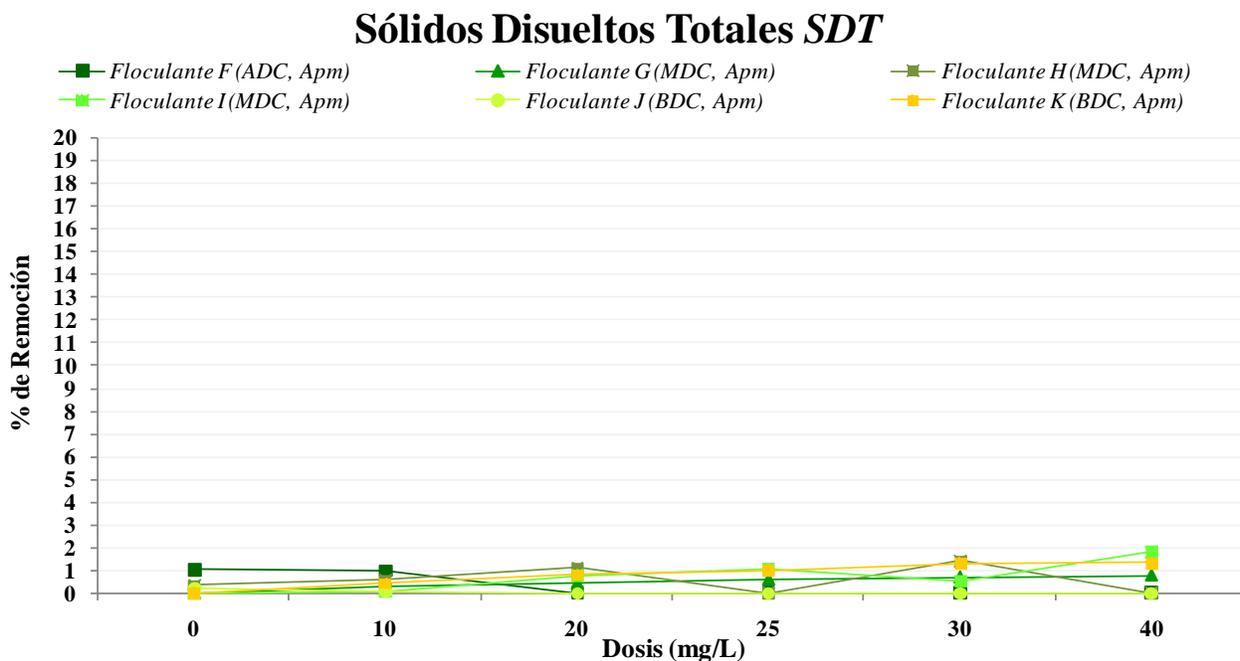


Figura 8.9. Remoción de sólidos disueltos totales *SDT* con base en la dosis y tipo de polielectrolito aniónico y no iónico aplicado.

De manera general, los polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos utilizados en la presente investigación, independientemente de sus densidades de carga, pesos moleculares y dosis aplicadas, no remueven sólidos disueltos totales *SDT* del agua residual del Emisor Central. Por lo que se recomienda un tratamiento terciario para su remoción.

8.6.ANEXO-6. *Evaluación de polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos para remoción de conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en base al tipo y dosis utilizadas*

En la Tabla 8.11 y 8.12 se muestra la concentración de conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) para el agua residual tratada con distintos polielectrolitos (catiónicos, aniónicos y no iónicos) y dosis utilizadas. Por otra parte, en la Figura 8.10 y 8.11 se observa que a pesar de incrementar la dosis del polielectrolito aplicado, la calidad del efluente no mejora, ya que las remociones obtenidas fueron menores al 3% y se consideran despreciables.

Tabla 8.11. Concentración de conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en agua residual tratada con distintas dosis y tipos de polielectrolitos catiónicos.

| Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) | | | | | |
|---|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| Dosis (mg/L) | Floculante A (ADC, Apm) | Floculante B (MDC, Apm) | Floculante C (MDC, Apm) | Floculante D (BDC, Apm) | Floculante E (BDC, Apm) |
| 0 | 715 | 823 | 719 | 800 | 714 |
| 10 | 713 | 815 | 716 | 812 | 717 |
| 20 | 714 | 814 | 714 | 809 | 711 |
| 25 | 713 | 813 | 714 | 806 | 707 |
| 30 | 712 | 808 | 713 | 807 | 709 |
| 40 | 711 | 813 | 712 | 805 | 705 |

ADC = alta densidad de carga; MDC = mediana densidad de carga; BDC = baja densidad de carga, Apm = alto peso molecular.

Tabla 8.12. Concentración de conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en agua residual tratada con distintas dosis y tipos de polielectrolitos aniónicos y no iónicos.

| Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) | | | | | | |
|---|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| Dosis (mg/L) | Floculante F (ADC, Apm) | Floculante G (MDC, Apm) | Floculante H (MDC, Apm) | Floculante I (MDC, Apm) | Floculante J (BDC, Apm) | Floculante K (BDC, Apm) |
| 0 | 321 | 791 | 323 | 791 | 364 | 381 |
| 10 | 284 | 788 | 322 | 790 | 363 | 362 |
| 20 | 324 | 788 | 321 | 785 | 364 | 361 |
| 25 | 325 | 786 | 312 | 783 | 365 | 360 |
| 30 | 326 | 785 | 320 | 786 | 365 | 359 |
| 40 | 328 | 785 | 358 | 777 | 364 | 359 |

ADC = alta densidad de carga; MDC = mediana densidad de carga; BDC = baja densidad de carga, Apm = alto peso molecular.

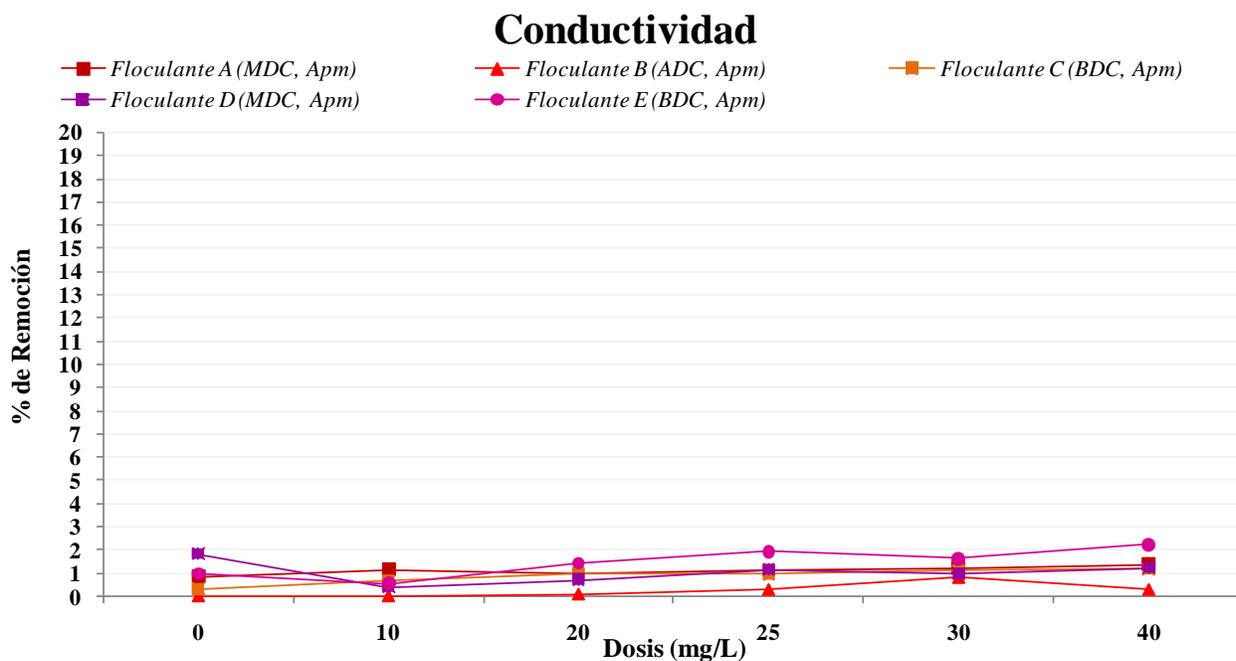


Figura 8.10. Remoción de conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) con base en la dosis y tipo de polielectrolito catiónico aplicado.

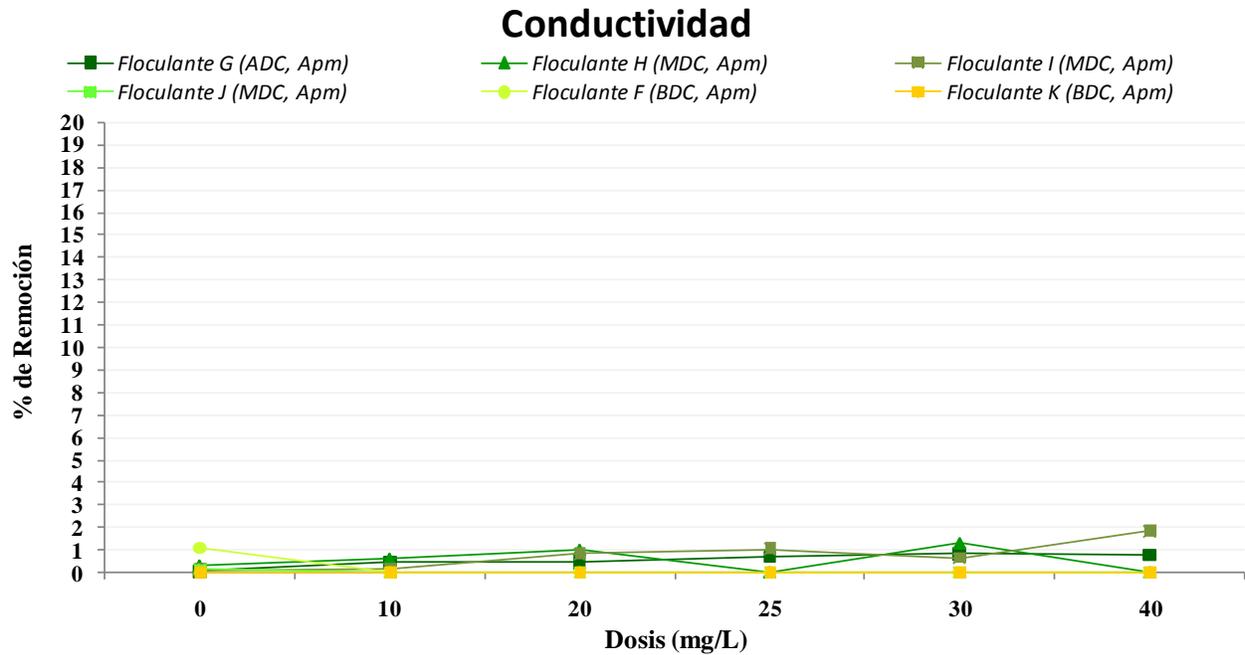


Figura 8.11. Remoción de conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) con base en la dosis y tipo de polielectrolito aniónico y no iónico aplicado.

De manera general, debido a que los polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos (independientemente de sus densidades de carga, pesos moleculares y dosis aplicadas) no tienen la capacidad de remover *SDT*, las concentraciones de conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) presentes en el agua residual del Emisor Central se mantienen inalteradas.

8.7. ANEXO-7. Concentración ($\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$)) de contaminantes emergentes en agua residual cruda

Tabla 8.13. Concentración de fármacos en agua residual cruda.

| Contaminantes Emergentes | Tipo de Muestra | | |
|--------------------------|---|---|-----|
| | Agua Residual Cruda para Floculantes Catiónicos | Agua Residual Cruda para Floculantes Aniónicos y No Iónicos | |
| | Concentración, $\mu\text{mol/L}$ | | |
| Fármacos | Ac. Salicílico | 361 | 64 |
| | | 346 | 58 |
| | | 375 | 52 |
| | Naproxeno | 143 | 33 |
| | | 145 | 33 |
| | | 142 | 33 |
| | Diclofenaco | 47 | 13 |
| | | 46 | 15 |
| | | 49 | 11 |
| | Gemfibrozil | 35 | 10 |
| | | 35 | 8 |
| | | 35 | 9 |
| | Ibuprofeno | 16 | 4 |
| | | 16 | 4 |
| | | 16 | 4 |
| | Ketoprofeno | 0.7 | 0.9 |
| | | 0.7 | 0.9 |
| | | 0.7 | 0.8 |
| | Ac. Clofíbrico | 0.7 | 0.1 |
| | | 0.8 | 0.2 |
| | | 0.6 | 0.2 |

Tabla 8.14. Concentración de disruptores endócrinos en agua residual cruda.

| Contaminantes Emergentes | Tipo de Muestra | | |
|--------------------------|---|---|-----|
| | Agua Residual Cruda para Floculantes Catiónicos | Agua Residual Cruda para Floculantes Aniónicos y No Iónicos | |
| | Concentración, $\mu\text{mol/L}$ | | |
| Disruptores Endócrinos | Di-n-butilftalato | 393 | 201 |
| | | 397 | 207 |
| | | 401 | 194 |
| | Di-2(etilhexil) ftalato | 274 | 206 |
| | | 273 | 177 |
| | | 271 | 235 |
| | Nonilfenoles | 78 | 53 |
| | | 82 | 53 |
| | | 85 | 53 |
| | Butilbencilftalato | 21 | 25 |
| | | 20 | 27 |
| | | 22 | 26 |
| | Triclosan | 9 | 4 |
| | | 9 | 4 |
| | | 9 | 4 |
| | Bisfenol-A | 7 | 9 |
| | | 6 | 9 |
| | | 7 | 9 |
| | Estrona | 0.8 | 0.7 |
| | | 0.8 | 0.7 |
| | | 0.8 | 0.7 |
| Estradiol | 0.2 | 0.1 | |
| | 0.1 | 0.2 | |
| | 0.2 | 0.1 | |

8.8. ANEXO-8. Remoción de contaminantes emergentes ($\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$)) en agua residual cruda con distintos tipos de polielectrolitos

Tabla 8.15. Remoción de contaminantes emergentes ($\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$)) con distintos tipos de polielectrolitos (catiónicos, aniónicos y no iónicos) de alto peso molecular.

| Contaminantes Emergentes | Polielectrolitos Catiónicos | | | Polielectrolitos Aniónicos | | | Polielectrolito No iónico | | |
|--------------------------|--|---|--|--|---|--|--|---|--|
| | Concentración en Agua Residual Cruda | Concentración Promedio en Agua Residual Cruda | Concentración Resultante (% de Remoción) | Concentración en Agua Residual Cruda | Concentración Promedio en Agua Residual Cruda | Concentración Resultante (% de Remoción) | Concentración en Agua Residual Cruda | Concentración Promedio en Agua Residual Cruda | Concentración Resultante (% de Remoción) |
| | $\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$) | | | $\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$) | | | $\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$) | | |
| Di-2(etilhexil) Ftalato | 274 | 273 \pm 1.5 | 32 (88%) | 206 | 206 \pm 29.0 | 114 (45%)* | 206 | 206 \pm 29.0 | 120 (42%) |
| | 273 | | | 177 | | | 177 | | |
| | 271 | | | 235 | | | 235 | | |
| Butilbencilftalato | 21 | 21 \pm 1.0 | 8 (62%) | 25 | 26 \pm 1.0 | 12 (54%) | 25 | 26 \pm 1.0 | 3 (89%) |
| | 20 | | | 27 | | | 27 | | |
| | 22 | | | 26 | | | 26 | | |
| Triclosan | 9 | 9 \pm 0.0 | 5 (44%) | 4 | 4 \pm 0.0 | 2.6 (35%)* | 4 | 4 \pm 0.0 | 3.1 (23%) |
| | 9 | | | 4 | | | 4 | | |
| | 9 | | | 4 | | | 4 | | |
| Nonilfenoles | 78 | 82 \pm 3.5 | 28 (66%) | 53 | 53 \pm 0.0 | 44 (17%)* | 53 | 53 \pm 0.0 | 42 (21%) |
| | 82 | | | 53 | | | 53 | | |
| | 85 | | | 53 | | | 53 | | |
| Gemfibrozil | 35 | 35 \pm 0.0 | 21 (40%)* | 10 | 9 \pm 1.0 | 1 (89%)* | 10 | 9 \pm 1.0 | NR |
| | 35 | | | 8 | | | 8 | | |
| | 35 | | | 9 | | | 9 | | |

| | | | | | | | | | |
|-----------------------|-----|------------|------------|-----|-----------|-------------|-----|-----------|---------|
| Ac. Salicílico | 361 | 361 ± 14.5 | 217 (40%)* | 64 | 58 ± 6.0 | 18 (69%)* | 64 | 58 ± 6.0 | NR |
| | 346 | | | 58 | | | 58 | | |
| | 375 | | | 52 | | | 52 | | |
| Diclofenaco | 47 | 47 ± 1.5 | 17 (64%)* | 13 | 13 ± 2.0 | 4 (69%)* | 13 | 13 ± 2.0 | 9 (31%) |
| | 46 | | | 15 | | | 15 | | |
| | 49 | | | 11 | | | 11 | | |
| Bisfenol-A | 7 | 7 ± 0.6 | NR | 9 | 9 ± 0.0 | 4 (56%)* | 9 | 9 ± 0.0 | 7 (22%) |
| | 6 | | | 9 | | | 9 | | |
| | 7 | | | 9 | | | 9 | | |
| Ac. Clofíbrico | 0.7 | 0.7 ± 0.1 | 0.4 (57%)* | 0.1 | 0.2 ± 0.1 | 0.09 (45%)* | 0.1 | 0.2 ± 0.1 | NR |
| | 0.8 | | | 0.2 | | | 0.2 | | |
| | 0.6 | | | 0.2 | | | 0.2 | | |
| Naproxeno | 143 | 143 ± 1.5 | NR | 33 | 33 ± 0.0 | 22 (33%)* | 33 | 33 ± 0.0 | NR |
| | 145 | | | 33 | | | 33 | | |
| | 142 | | | 33 | | | 33 | | |

NR= No removido.

*Promedio obtenido de los floculantes con las mejores remociones.

8.9. ANEXO-9. Remoción de contaminantes emergentes de acuerdo con sus pesos moleculares ($\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$)) con distintos tipos de polielectrolitos

Tabla 8.16. Remoción de contaminantes emergentes de acuerdo con sus pesos moleculares ($\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$)) con polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos.

| Contaminantes Emergentes | | Polielectrolitos Catiónicos | | | Polielectrolitos Aniónicos | | | Polielectrolito No iónico | | | |
|--------------------------|-------------------|--|---|--|--|---|--|--|---|--|-----------|
| | | Concentración en Agua Residual Cruda | Concentración Promedio en Agua Residual Cruda | Concentración Resultante (% de Remoción) | Concentración en Agua Residual Cruda | Concentración Promedio en Agua Residual Cruda | Concentración Resultante (% de Remoción) | Concentración en Agua Residual Cruda | Concentración Promedio en Agua Residual Cruda | Concentración Resultante (% de Remoción) | |
| | | $\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$) | | | $\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$) | | | $\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$) | | | |
| Peso Molecular (g/mol) | + | Di-2(etilhexil) Ftalato | 274 | 273 \pm 1.5 | 32 (88%) | 206 | 206 \pm 29.0 | 114 (45%)* | 206 | 206 \pm 29.0 | 120 (42%) |
| | | | 273 | | | 177 | | | 177 | | |
| | | | 271 | | | 235 | | | 235 | | |
| | | Butilbencilftalato | 21 | 21 \pm 1.0 | 8 (62%) | 25 | 26 \pm 1.0 | 12 (54%) | 25 | 26 \pm 1.0 | 3 (89%) |
| | | | 20 | | | 27 | | | 27 | | |
| | | | 22 | | | 26 | | | 26 | | |
| | Diclofenaco | 47 | 47 \pm 1.5 | 17 (64%)* | 13 | 13 \pm 2.0 | 4 (69%)* | 13 | 13 \pm 2.0 | 9 (31%) | |
| | | 46 | | | 15 | | | 15 | | | |
| | | 49 | | | 11 | | | 11 | | | |
| | Triclosan | 9 | 9 \pm 0.0 | 5 (44%) | 4 | 4 \pm 0.0 | 2.6 (35%)* | 4 | 4 \pm 0.0 | 3.1 (23%) | |
| | | 9 | | | 4 | | | 4 | | | |
| | | 9 | | | 4 | | | 4 | | | |
| | Di-n-butilftalato | 393 | 397 \pm 4.0 | NR | 201 | 201 \pm 6.5 | NR | 201 | 201 \pm 6.5 | NR | |
| | | 397 | | | 207 | | | 207 | | | |
| | | 401 | | | 194 | | | 194 | | | |
| | Estradiol | 0.2 | 0.2 \pm 0.1 | NR | 0.1 | 0.1 \pm 0.1 | NR | 0.1 | 0.1 \pm 0.1 | NR | |
| | | 0.1 | | | 0.2 | | | 0.2 | | | |
| | | 0.2 | | | 0.1 | | | 0.1 | | | |

| Peso Molecular (g/mol) | 200 - 300 | | | | | | | | | | |
|------------------------|-----------|-----------------------|-----|------------|-------------|-----|-----------|-------------|-----|-----------|----------|
| | | | | | | | | | | | |
| ↓ | | Estrona | 0.8 | 0.8 ± 0.0 | 0.6 (25%)* | 0.7 | 0.7 ± 0.0 | NR | 0.7 | 0.7 ± 0.0 | NR |
| | | | 0.8 | | | 0.7 | | | 0.7 | | |
| | | | 0.8 | | | 0.7 | | | 0.7 | | |
| | | Ketoprofeno | 0.7 | 0.7 ± 0.0 | NR | 0.9 | 0.9 ± 0.1 | NR | 0.9 | 0.9 ± 0.1 | NR |
| | | | 0.7 | | | 0.9 | | | 0.9 | | |
| | | | 0.7 | | | 0.8 | | | 0.8 | | |
| | | Gemfibrozil | 35 | 35 ± 0.0 | 21 (40%)* | 10 | 9 ± 1.0 | 1 (89%)* | 10 | 9 ± 1.0 | NR |
| | | | 35 | | | 9 | | | 9 | | |
| | | | 35 | | | 8 | | | 8 | | |
| | | Naproxeno | 143 | 143 ± 1.5 | NR | 33 | 33 ± 0.0 | 22 (33%)* | 33 | 33 ± 0.0 | NR |
| | | | 145 | | | 33 | | | 33 | | |
| | | | 142 | | | 33 | | | 33 | | |
| | | Bisfenol-A | 7 | 7 ± 0.6 | NR | 9 | 9 ± 0.0 | 4 (56%)* | 9 | 9 ± 0.0 | 7 (22%) |
| | | | 6 | | | 9 | | | 9 | | |
| | | | 7 | | | 9 | | | 9 | | |
| | | Nonilfenoles | 78 | 82 ± 3.5 | 28 (66%) | 53 | 53 ± 0.0 | 44 (17%)* | 53 | 53 ± 0.0 | 42 (21%) |
| | | | 82 | | | 53 | | | 53 | | |
| | | | 85 | | | 53 | | | 53 | | |
| | | Ac. Clofíbrico | 0.7 | 0.7 ± 0.1 | 0.4 (57%)* | 0.1 | 0.2 ± 0.1 | 0.09 (45%)* | 0.1 | 0.2 ± 0.1 | NR |
| | | | 0.8 | | | 0.2 | | | 0.2 | | |
| | | | 0.6 | | | 0.2 | | | 0.2 | | |
| | | Ibuprofeno | 16 | 16 ± 0.0 | 13.5 (16%)* | 4 | 4 ± 0.0 | 3.2 (21%)* | 4 | 4 ± 0.0 | NR |
| | | | 16 | | | 4 | | | 4 | | |
| | | | 16 | | | 4 | | | 4 | | |
| - | <200 | Ac. Salicílico | 361 | 361 ± 14.5 | 217 (40%)* | 64 | 58 ± 6.0 | 18 (69%)* | 64 | 58 ± 6.0 | NR |
| | | | 346 | | | 58 | | | 58 | | |
| | | | 375 | | | 52 | | | 52 | | |

NR= No removido ; *Promedio obtenido de los floculantes con las mejores remociones.

8.10. ANEXO-10. Remoción de contaminantes emergentes de acuerdo con su pK_a ($\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$)) con distintos tipos de polielectrolitos

Tabla 8.17. Remoción de contaminantes emergentes de acuerdo a su pK_a ($\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$)) con polielectrolitos catiónicos, aniónicos y no iónicos.

| Contaminantes Emergentes | | | Polielectrolitos Catiónicos | | | Polielectrolitos Aniónicos | | | Polielectrolito No iónico | | | |
|--------------------------|------|------------|--|---|--|--|---|--|--|---|--|----------|
| | | | Concentración en Agua Residual Cruda | Concentración Promedio en Agua Residual Cruda | Concentración Resultante (% de Remoción) | Concentración en Agua Residual Cruda | Concentración Promedio en Agua Residual Cruda | Concentración Resultante (% de Remoción) | Concentración en Agua Residual Cruda | Concentración Promedio en Agua Residual Cruda | Concentración Resultante (% de Remoción) | |
| | | | $\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$) | | | $\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$) | | | $\mu\text{mol/L}$ ($\times 10^{-3}$) | | | |
| pK_a | + | 10.7 | Nonilfenoles | 78 | 82 \pm 3.5 | 28 (66%) | 53 | 53 \pm 0.0 | 44 (17%)* | 53 | 53 \pm 0.0 | 42 (21%) |
| | | | | 82 | | | 53 | | | 53 | | |
| | | | | 85 | | | 53 | | | 53 | | |
| | | 10.7 | Estradiol | 0.2 | 0.2 \pm 0.1 | NR | 0.1 | 0.1 \pm 0.1 | NR | 0.1 | 0.1 \pm 0.1 | NR |
| | | | | 0.1 | | | 0.2 | | | 0.2 | | |
| | | | | 0.2 | | | 0.1 | | | 0.1 | | |
| | | 10.3 | Estrona | 0.8 | 0.8 \pm 0.0 | 0.6 (25%)* | 0.7 | 0.7 \pm 0.0 | NR | 0.7 | 0.7 \pm 0.0 | NR |
| | | | | 0.8 | | | 0.7 | | | 0.7 | | |
| | | | | 0.8 | | | 0.7 | | | 0.7 | | |
| | 9.6 | Bisfenol-A | 7 | 7 \pm 0.6 | NR | 9 | 9 \pm 0.0 | 4 (56%)* | 9 | 9 \pm 0.0 | 7 (22%) | |
| | | | 6 | | | 9 | | | 9 | | | |
| | | | 7 | | | 9 | | | 9 | | | |
| | 8.14 | Triclosan | 9 | 9 \pm 0.0 | 5 (44%) | 4 | 4 \pm 0.0 | 2.6 (35%)* | 4 | 4 \pm 0.0 | 3.1 (23%) | |
| | | | 9 | | | 4 | | | 4 | | | |
| | | | 9 | | | 4 | | | 4 | | | |
| | 4.91 | Ibuprofeno | 16 | 16 \pm 0.0 | 13.5 (16%)* | 4 | 4 \pm 0.0 | 3.2 (21%)* | 4 | 4 \pm 0.0 | NR | |
| | | | 16 | | | 4 | | | 4 | | | |
| | | | 16 | | | 4 | | | 4 | | | |

| | | | | | | | | | | | | |
|----------------------|------|--------------------|-------------------------|-----------|------------|------------|-----------|-------------|------------|-----------|------------|-----------|
| pK _a ↓ | 4.7 | Gemfibrozil | 35 | 35 ± 0.0 | 21 (40%)* | 10 | 9 ± 1.0 | 1 (89%)* | 10 | 9 ± 1.0 | NR | |
| | | | 35 | | | 9 | | | 9 | | | |
| | | | 35 | | | 8 | | | 8 | | | |
| | 4.45 | Ketoprofeno | 0.7 | 0.7 ± 0.0 | NR | 0.9 | 0.9 ± 0.1 | NR | 0.9 | 0.9 ± 0.1 | NR | |
| | | | 0.7 | | | 0.9 | | | 0.9 | | | |
| | | | 0.7 | | | 0.8 | | | 0.8 | | | |
| | 4.15 | Naproxeno | 143 | 143 ± 1.5 | NR | 33 | 33 ± 0.0 | 22 (33%)* | 33 | 33 ± 0.0 | NR | |
| | | | 145 | | | 33 | | | 33 | | | |
| | | | 142 | | | 33 | | | 33 | | | |
| | 4.14 | Diclofenaco | 47 | 47 ± 1.5 | 17 (64%)* | 13 | 13 ± 2.0 | 4 (69%)* | 13 | 13 ± 2.0 | 9 (31%) | |
| | | | 46 | | | 15 | | | 15 | | | |
| | | | 49 | | | 11 | | | 11 | | | |
| | 3.18 | Ac. Clofibrico | 0.7 | 0.7 ± 0.1 | 0.4 (57%)* | 0.1 | 0.2 ± 0.1 | 0.09 (45%)* | 0.1 | 0.2 ± 0.1 | NR | |
| | | | 0.8 | | | 0.2 | | | 0.2 | | | |
| | | | 0.6 | | | 0.2 | | | 0.2 | | | |
| | - | 2.97 | Ac. Salicílico | 361 | 361 ± 14.5 | 217 (40%)* | 64 | 58 ± 6.0 | 18 (69%)* | 64 | 58 ± 6.0 | NR |
| | | | | 346 | | | 58 | | | 58 | | |
| | | | | 375 | | | 52 | | | 52 | | |
| | | | Di-2(etilhexil) Ftalato | 274 | 273 ± 1.5 | 32 (88%) | 206 | 206 ± 29.0 | 114 (45%)* | 206 | 206 ± 29.0 | 120 (42%) |
| | | | | 273 | | | 177 | | | 177 | | |
| | | | | 271 | | | 235 | | | 235 | | |
| | | Butilbencilftalato | 21 | 21 ± 1.0 | 8 (62%) | 25 | 26 ± 1.0 | 12 (54%) | 25 | 26 ± 1.0 | 3 (89%) | |
| | | | 20 | | | 27 | | | 27 | | | |
| | | | 22 | | | 26 | | | 26 | | | |
| | | Di-n-butilftalato | 393 | 397 ± 4.0 | NR | 201 | 201 ± 6.5 | NR | 201 | 201 ± 6.5 | NR | |
| | | | 397 | | | 207 | | | 207 | | | |
| | | | 401 | | | 194 | | | 194 | | | |

NR= No removido ; *Promedio obtenido de los floculantes con las mejores remociones.