

00578

UNAM
POSGRADO



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN CIENCIAS QUÍMICAS

1

**SELECCIÓN DE UN PRETRATAMIENTO FISICOQUÍMICO
DE AGUAS RESIDUALES CON FINES DE RECARGA
ARTIFICIAL DEL ACUÍFERO DEL VALLE DE MÉXICO**

292891

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS
P R E S E N T A
Q.I. ERNESTO GONZÁLEZ LORENZO

(Química Ambiental)



UNAM
DIRECCIÓN GENERAL DE
ESTUDIOS DE POSGRADO

CIUDAD UNIVERSITARIA, MÉXICO, D.F.

2001



UNAM – Dirección General de Bibliotecas Tesis Digitales Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS © PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis está protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

**ESTA TESIS NO SALE
DE LA BIBLIOTECA**

ORIENTACIÓN: QUÍMICA AMBIENTAL

JURADO ASIGNADO:

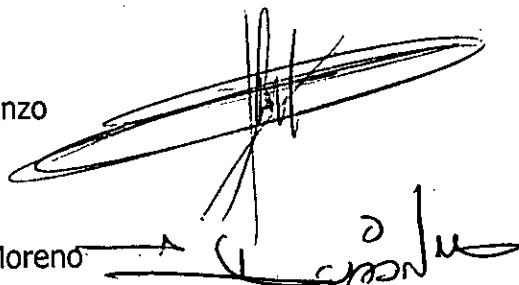
| | | |
|------------------|-------------------------------------|-------------------------------|
| Presidente | Dra. Ma. del Carmen Durán Domínguez | Facultad de Química, UNAM |
| Vocal | Dr. Germán Buitrón Méndez | Instituto de Ingeniería, UNAM |
| Secretario | Dr. Víctor Manuel Luna Pabello | Facultad de Química, UNAM |
| Primer suplente | Dr. Luis Arturo Godínez Mora Tovar | CIDETEQ |
| Segundo suplente | Dr. Jorge de Victorica Almeida | Instituto de Ingeniería, UNAM |

SITIOS DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA:

Instituto de Ingeniería, Coordinación de Ingeniería Ambiental
Facultad de Química, Lab. 301, Conj. E

SUSTENTANTE: Q.I. Ernesto González Lorenzo

DIRECTOR DE TESIS: Dr. Alfonso Durán Moreno



Dedicatorias

A mis padres

Por sus grandes consejos que fueron siempre los cimientos de mi persona y principalmente por permitirme estar aquí

A mis hermanos

Especialmente a Dalila, Beatriz y a Guillermina, por haberme apoyado siempre en el transcurso de mi formación profesional y por haberme inculcado siempre el deseo de superación

Al M. en C. Ernesto Pancardo Olivares, profesor de la insigne Universidad Veracruzana, Facultad de Ciencias Químicas

Por sus invaluable consejos no sólo en el aspecto profesional sino también en el ámbito familiar ya que fui afortunado de haber sido no sólo su alumno sino también su sobrino y gracias a él estoy en un sitio en el que me considero afortunado de estar

A mi Chaparrita, la que incondicionalmente siempre estuvo a mi lado tanto en las buenas como en las malas

Agradecimientos

Al Dr. Alfonso Durán Moreno

Por su amistad y por ser el principal participe en mi formación profesional, ya que gran parte de mis experiencias se deben a sus valiosos comentarios tanto en el aspecto profesional como en el aspecto personal y sobre todo a su confianza cuando las cosas parecían no marchar bien

A la Dra. Rosa María Ramírez Zamora

Por su dirección y asesoría en la parte experimental de este trabajo y sobre todo gracias por compartir algunas de sus experiencias académicas del área ambiental conmigo

A la Dra.-Ing. Ma. del Carmen Durán Domínguez de Bazúa

Por sus recomendaciones durante la realización de este trabajo, por haberme permitido ser participe en otro tipo de actividades profesionales que fueron la base para afianzar mi conocimiento en el área de Química Ambiental y, sobre todo, por brindarme parte de su tiempo siempre que lo necesité

Al Dr. Víctor Manuel Luna Pabello

Por sus consejos y por haberme enseñado, entre muchas otras cosas, que no todo lo que uno sabe es lo que uno escribe y viceversa, o nomás tantito (bien podría ser esto uno de los dogmas de "La no Ciencia")

Al Dr. Germán Buitrón Méndez

Por sus recomendaciones y por haber sido uno de los principales participes en la supervisión de este trabajo

Al Dr. Jorge de Victorica Almeida y al Dr. Luis Arturo Godínez Mora Tovar, que por sus valiosos comentarios y recomendaciones mejoraron el contenido de este trabajo

A la Facultad de Química de la UNAM

Por brindarme la oportunidad de formarme como Maestro en Ciencias

Al CONACyT y a la DGEP, por el apoyo que me brindaron durante el estudio de mi maestría

| | |
|--|----|
| RESUMEN | 7 |
| ABSTRACT | 9 |
| GLOSARIO DE TÉRMINOS | 11 |
| CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN..... | 12 |
| 1.1. ANTECEDENTES | 14 |
| 1.2. OBJETIVO | 15 |
| 1.3 METAS | 15 |
| 1.4. HIPÓTESIS | 16 |
| CAPÍTULO 2. FUNDAMENTOS..... | 17 |
| 2.1. REÚSO DE AGUAS RESIDUALES EN LA RECARGA ARTIFICIAL DE ACUÍFEROS..... | 17 |
| 2.1.1. Experiencias nacionales | 17 |
| 2.1.2. Experiencias internacionales..... | 18 |
| 2.2. LEGISLACIÓN NACIONAL E INTERNACIONAL..... | 21 |
| 2.3. TRENES DE TRATAMIENTO PROPUESTOS | 22 |
| 2.4. ASPECTOS TEÓRICOS DE LOS PROCESOS IMPLICADOS EN LOS TRENES DE TRATAMIENTO..... | 23 |
| 2.4.1. Coagulación-floculación | 23 |
| 2.4.1.1. Características de la materia coloidal..... | 24 |
| 2.4.1.2. Factores que afectan la coagulación | 26 |
| 2.4.1.3. Agentes coagulantes orgánicos e inorgánicos..... | 27 |
| 2.4.1.4. Dosis de agente coagulante | 29 |
| 2.4.2. Ozonación | 29 |
| 2.4.2.1. Propiedades del ozono | 30 |
| 2.4.2.2. Aplicaciones del ozono en el tratamiento de aguas residuales..... | 31 |
| 2.4.2.3. Efecto del ozono en el proceso de coagulación-floculación..... | 32 |
| 2.4.3. Método de Fenton | 34 |
| 2.4.3.1. Reactividad de las especies oxidantes..... | 34 |
| 2.4.3.2. Reacción fotocatalítica de Fenton..... | 35 |
| 2.4.3.3. Reacción térmica de Fenton..... | 35 |
| 2.4.3.4. Aplicación del método de Fenton en el tratamiento de aguas..... | 36 |
| 2.4.3.5. Reactividad de los radicales hidroxilo..... | 37 |
| 2.4.3.6. Oxidación de la materia orgánica..... | 38 |
| 2.4.3.7. Factores que influyen en la reacción de Fenton | 39 |
| 2.4.4. Adsorción | 42 |
| 2.4.4.1. Mecanismo del proceso de adsorción..... | 42 |
| 2.4.4.2. Carbón activado..... | 43 |
| 2.4.4.3. Aplicación del carbón activado en el tratamiento de aguas | 43 |
| 2.4.4.4. Modelación de los equilibrios de adsorción sobre carbón activado | 45 |
| 2.5 DISEÑO DE EXPERIMENTOS..... | 46 |
| CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL..... | 48 |
| 3.1. METODOLOGÍA DE MUESTREO Y CARACTERIZACIÓN DEL AGUA A TRATAR..... | 48 |
| 3.2. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL DE LAS PRUEBAS PARA CADA UNO DE LOS PROCESOS INVOLUCRADOS EN LOS DOS TRENES DE TRATAMIENTO | 50 |
| 3.2.2. Metodología para la coagulación-floculación | 50 |
| 3.2.3. Metodología para la ozonación | 51 |
| 3.2.4. Metodología para la adsorción..... | 53 |
| 3.2.5. Metodología para el método de Fenton..... | 54 |
| 3.2.6. Metodología para el sistema piloto experimental..... | 55 |

| | |
|--|-----------|
| CAPÍTULO 4. RESULTADOS, ANÁLISIS Y DISCUSIÓN | 59 |
| 4.1. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL CRUDA | 59 |
| 4.2. RESULTADOS OBTENIDOS CON EL TREN DE TRATAMIENTO 1 | 62 |
| 4.2.1. Resultados sobre coagulación-floculación..... | 62 |
| 4.2.1.1. Aplicación del modelo de Superficie de Respuesta a los resultados obtenidos con la mejor pareja de agentes coagulante y floculante (Pax XL60 – Zw)..... | 65 |
| 4.2.1.2. Efecto de la reducción de las dosis de agente coagulante y de agente floculante en la remoción de los parámetros clave..... | 69 |
| 4.2.2. Resultados de los experimentos de ozonación..... | 70 |
| 4.2.2.1. Efecto de la dosis de ozono y tiempo de contacto..... | 70 |
| 4.2.2.2. Efecto del pH y de la alcalinidad..... | 71 |
| 4.2.2.3. Resultados del diseño experimental para la ozonación | 73 |
| 4.2.2.4. Determinación de condiciones experimentales adecuadas para la remoción de color a pH ácido en ausencia de H ₂ O ₂ | 76 |
| 4.2.3. Resultados de adsorción sobre carbón activado con el efluente de coagulación-floculación..... | 77 |
| 4.3. RESULTADOS OBTENIDOS CON EL TREN DE TRATAMIENTO 2 | 79 |
| 4.3.1. Resultados del método de Fenton | 79 |
| 4.3.1.1. Determinación de la mejor relación Fe ²⁺ :H ₂ O ₂ | 80 |
| 4.3.1.2. Determinación preliminar de la mejor dosis..... | 81 |
| 4.3.1.3. Confirmación de la mejor dosis de los reactivos de Fenton | 82 |
| 4.3.1.4. Eliminación de microorganismos con el método de Fenton | 84 |
| 4.3.2. Isotermas de adsorción del efluente tratado con el método de Fenton..... | 85 |
| 4.4. SELECCIÓN DEL MEJOR TREN DE PRETRATAMIENTO PARA SU IMPLEMENTACIÓN EN RÉGIMEN CONTINUO..... | 87 |
| 4.5. RESULTADOS OBTENIDOS CON EL PILOTO EXPERIMENTAL | 89 |
| CAPÍTULO 5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES | 94 |
| BIBLIOGRAFÍA..... | 96 |

ANEXOS

| | |
|---|-----|
| ANEXO A1. CARACTERÍSTICAS DE LOS AGENTES COAGULANTES Y FLOCULANTES EMPLEADOS EN EL ESTUDIO DE TRATABILIDAD..... | A1 |
| ANEXO A2. RESULTADOS DEL PROCESO DE COAGULACIÓN - FLOCULACIÓN..... | A5 |
| ANEXO A3. RESULTADOS DE LAS PRUEBAS DE OZONACIÓN..... | A10 |
| ANEXO A4. CARACTERIZACIÓN DE LOS CARBONES ACTIVADOS POR OBSERVACIONES EN UN MICROSCOPIO ELECTRÓNICO DE BARRIDO..... | A13 |
| ANEXO A5. RESULTADOS DEL MÉTODO DE FENTON..... | A14 |
| ANEXO A6. RESULTADOS CON EL SISTEMA PILOTO EXPERIMENTAL..... | A17 |
| ANEXO A7. FOTOGRAFÍAS DE LAS PRUEBAS DE TRATABILIDAD EN RÉGIMENES DISCONTINUO Y CONTINUO..... | A19 |
| ANEXO A8. DISPOSICIÓN DE LOS RESIDUOS GENERADOS DURANTE EL FUNCIONAMIENTO DEL SISTEMA PILOTO EXPERIMENTAL..... | A22 |
| ANEXO A9. PREDIMENSIONAMIENTO DE LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO..... | A23 |
| ANEXO A10. HOJAS DE CÁLCULO EN EXCEL UTILIZADAS PARA EL PREDIMENSIONAMIENTO DE UNA PLANTA DE 1 m ³ /s..... | A38 |

ÍNDICE DE TABLAS

| | |
|---|----|
| Tabla 2.1. Valores de los parámetros fisicoquímicos del agua del Gran Canal y del Río Churubusco (CNA, 1995)..... | 18 |
| Tabla 2.2. Clasificación del material orgánico en solución más relevante el proceso de coagulación (Rebhun y Lurie, 1993; Edzwald, 1993)..... | 25 |
| Tabla 2.3. Agentes oxidantes comúnmente utilizados en el proceso de tratamiento de aguas | 30 |
| Tabla 2.4. Principales constantes físicas del ozono (Razumovskii y Zaikov, 1984) | 31 |
| Tabla 2.5. Aplicaciones del ozono en el proceso de tratamiento de aguas potables y aguas residuales (Langlais <i>et al.</i> , 1991) | 33 |
| Tabla 2.6. Constantes de reacción de ozono y radicales OH para algunos compuestos orgánicos (Legube y Karpel, 1999; Andreozzi <i>et al.</i> , 1999)..... | 34 |
| Tabla 2.7. Aplicación del método de Fenton en el tratamiento de aguas contaminadas con diversas sustancias | 37 |
| Tabla 2.8. Poder de oxidación relativa de diferentes especies químicas (Bishop, 1968)..... | 37 |
| Tabla 3.1. Agentes coagulantes y floculantes empleados en este estudio | 50 |
| Tabla 3.2. Condiciones experimentales de los ensayos de coagulación-floculación | 51 |
| Tabla 3.3. Características de los carbones activados utilizados en las pruebas de adsorción | 53 |
| Tabla 3.4. Elementos del sistema piloto experimental | 56 |
| Tabla 3.5. Puntos de muestreo en el equipo piloto experimental | 58 |
| Tabla 4.1. Características del agua cruda proveniente del Gran Canal y del Río Churubusco | 60 |
| Tabla 4.2. Características del agua cruda proveniente del Gran Canal y del Río Churubusco, parámetros complementarios | 61 |
| Tabla 4.3. Parámetros fisicoquímicos clave iniciales del agua cruda utilizada en los ensayos de coagulación-floculación | 62 |
| Tabla 4.4. Porcentaje de remoción de los agentes coagulantes utilizados en el proceso de coagulación-floculación | 64 |
| Tabla 4.5. Reporte de resultados del modelo de superficie respuesta para el diseño experimental de coagulación-floculación con el sistema coagulante-floculante, Pax X1.60 zwitteriónico | 68 |
| Tabla 4.6. Comparación de los porcentajes de remoción con PAX-X1.60-Zwitteriónico a valores mínimos (coagulante 20 mg/l.; floculante 0.1 mg/l.) y valores máximos (coagulante = 100 mg/l.; floculante 1.0 mg/l.) de concentración (pH=6)..... | 69 |
| Tabla 4.7. Mejores condiciones para la coagulación-floculación del agua cruda resultante de la mezcla de las aguas del Gran Canal y del Río Churubusco en relación 1:1..... | 69 |
| Tabla 4.8. Condiciones para el diseño experimental de oxidación química del agua pretratada con coagulación-floculación..... | 73 |
| Tabla 4.9. Codificación del diseño de experimentos para la ozonación | 74 |
| Tabla 4.10. Ecuaciones del modelo de Superficie de Respuesta obtenidas para el diseño experimental de las pruebas de oxidación con ozono y peróxido de hidrógeno | 74 |
| Tabla 4.11. Resultados del modelo de Superficie de Respuesta para el diseño experimental de los ensayos de ozonación..... | 75 |
| Tabla 4.12. Optimización de las condiciones de ozonación (pH = 6, sin H ₂ O ₂) | 76 |
| Tabla 4.13. Constantes de Freundlich y de Langmuir para las isothermas de adsorción sobre cuatro carbones activados (Dosis de carbón activado de 10 a 110 mg/l. para la remoción de DQO)..... | 77 |
| Tabla 4.14. Constantes de Freundlich y de Langmuir para las isothermas de adsorción sobre cuatro carbones activados (Dosis de carbón activado de 140 a 470 mg/L para la remoción de DQO)..... | 78 |
| Tabla 4.15. Experimentos realizados para la determinación de la mejor relación Fe ³⁺ :H ₂ O ₂ | 80 |
| Tabla 4.16. Experimentos realizados para la determinación de la mejor dosis del reactivo de Fenton | 81 |
| Tabla 4.17. Experimentos realizados para confirmar el valor de la mejor dosis de los reactivos de Fenton | 82 |
| Tabla 4.18. Calidad del agua tratada con las condiciones más adecuadas determinadas para el método de Fenton..... | 83 |
| Tabla 4.19. Remoción de microorganismos con el método de Fenton y con el sistema Pax-X1.60-Zw..... | 84 |
| Tabla 4.20. Constantes de Freundlich y de Langmuir para las isothermas de adsorción sobre cuatro carbones activados. Dosis de carbón activado de 90 a 750 mg/l. para la remoción de DQO del efluente del método de Fenton | 85 |
| Tabla 4.21. Resultados obtenidos con las etapas de tratamiento del tren 1 (Pax XL60-Zw, con dosis mínimas)..... | 87 |
| Tabla 4.22. Resultados obtenidos con las etapas de tratamiento del tren 2 | 87 |
| Tabla 4.23. Producción de lodos y costos para los diferentes agentes coagulantes utilizados y para el método de Fenton..... | 88 |
| Tabla 4.24. Puntos de muestreo en el sistema piloto experimental considerando el método de Fenton como pretratamiento..... | 89 |
| Tabla 4.25. Condiciones experimentales en el equipo piloto considerando el método de Fenton como pretratamiento | 89 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1.1. Requerimientos de calidad para las pruebas de tratabilidad..... | 15 |
| Figura 2.1. Esquema del tratamiento de aguas residuales para la recarga del acuífero de Hueco Bolson en El Paso, Texas (Texas Dept of Resources, 1997)..... | 21 |
| Figura 2.2. Trenes de tratamiento propuestos en esta investigación..... | 23 |
| Figura 2.3. Estructuras hipotéticas de las sustancias húmicas (a) según Gamble y Schnitzer (1974); (b) según Bergmann (1978) (citado por Rebhun y Lurie, 1993)..... | 25 |
| Figura 2.4. Representación esquemática del efecto de los grupos OH ⁻ en el proceso de coagulación-floculación..... | 26 |
| Figura 2.5. Efecto del pH en la reacción del método de Fenton (Walling, 1975)..... | 41 |
| Figura 2.6. Perfil típico de la evolución del pH en las reacciones de Fenton (Walling, 1975)..... | 41 |
| Figura 2.7. Modelo del mecanismo de adsorción sobre carbón activado (Durán-Moreno, 1997; adaptado de Weber, 1979)..... | 43 |
| Figura 3.1. Metodología para el tratamiento de la mezcla 1:1 del agua residual conducida por el Gran Canal y Río Churubusco..... | 49 |
| Figura 3.2. Metodología para las pruebas de coagulación floculación..... | 51 |
| Figura 3.3. Diagrama del dispositivo experimental para las pruebas de ozonación..... | 52 |
| Figura 3.4. Metodología para las pruebas de ozonación..... | 52 |
| Figura 3.5. Dispositivo experimental utilizado para las experiencias de adsorción en régimen intermitente..... | 53 |
| Figura 3.6. Metodología de las pruebas de adsorción..... | 54 |
| Figura 3.7. Metodología de las pruebas con el método de Fenton..... | 54 |
| Figura 3.8. Equipo piloto experimental para los ensayos en continuo..... | 57 |
| Figura 4.1. Eliminación de la DQO _t | 63 |
| Figura 4.2. Eliminación del color..... | 63 |
| Figura 4.3. Eliminación de la turbiedad..... | 63 |
| Figura 4.4. Eliminación de los SST..... | 63 |
| Figura 4.5. Eliminación de la DQO _t | 66 |
| Figura 4.6. Eliminación del color..... | 66 |
| Figura 4.7. Eliminación de la turbiedad..... | 66 |
| Figura 4.8. Eliminación de los SST..... | 66 |
| Figura 4.9. Ensayo preliminar de ozonación a una dosis de 4.5 mgO ₃ /L (pH = 6.46)..... | 70 |
| Figura 4.10. Ensayo preliminar de ozonación a una dosis de 36 mgO ₃ /L (pH = 6.46)..... | 70 |
| Figura 4.11. Experimento de ozonación en medio ácido (pH=4) con una dosis de ozono de 24.3 mgO ₃ /L..... | 72 |
| Figura 4.12. Experimento de ozonación en medio básico (pH=10) con una dosis de ozono de 15 mgO ₃ /L..... | 72 |
| Figura 4.13. Isotermas de Freundlich para la eliminación de DQO (Dosis de carbón activado de 10 a 110 mg/L)..... | 79 |
| Figura 4.14. Isotermas de Freundlich para la eliminación de DQO (Dosis de carbón activado de 140 a 470 mg/L)..... | 79 |
| Figura 4.15. Isotermas de Langmuir para la eliminación de DQO (Dosis de carbón activado de 10 a 110 mg/L)..... | 79 |
| Figura 4.16. Isotermas de Langmuir para la eliminación de DQO (Dosis de carbón activado de 140 a 470 mg/L)..... | 79 |
| Figura 4.17. Determinación de la mejor relación Fe ²⁺ :H ₂ O ₂ con base en la eliminación de la DQO..... | 81 |
| Figura 4.18. Determinación preliminar de la mejor dosis de Fe ²⁺ y de H ₂ O ₂ con base en la eliminación de la DQO..... | 82 |
| Figura 4.19. Experimentos para confirmar la mejor dosis de los reactivos de Fenton..... | 83 |
| Figura 4.20. Isotermas de Freundlich para la eliminación de DQO (Dosis de carbón activado de 90 a 750 mg/L)..... | 86 |
| Figura 4.21. Isotermas de Langmuir para la eliminación de DQO (Dosis de carbón activado de 90 a 750 mg/L)..... | 86 |
| Figura 4.22 Evolución de la DQO en el sistema piloto..... | 91 |
| Figura 4.23 Evolución del N-amoniaco en el sistema piloto..... | 91 |
| Figura 4.24 Evolución de la turbiedad en el sistema piloto..... | 92 |
| Figura 4.25 Evolución del color en el sistema piloto..... | 92 |
| Figura 4.26 Diagrama de bloques del sistema piloto experimental..... | 93 |

ABREVIATURAS

| | |
|-------|---|
| AOX | Halógenos orgánicos absorbibles |
| C.A. | Carbón activado |
| CAG | Carbón activado granular |
| CAP | Carbón activado en polvo |
| CNA | Comisión Nacional del Agua |
| Cond | Conductividad eléctrica |
| COS | Compuestos orgánicos sintéticos (SOC, por sus siglas en inglés) |
| COD | Carbón orgánico disuelto |
| COT | Carbono orgánico total |
| DQO | Demanda química de oxígeno |
| EMA | Entidad Mexicana de Acreditación |
| EPA | Environmental Protection Agency |
| DQO | Demanda química de oxígeno |
| GC | Gran Canal |
| HOT | Halógenos orgánicos totales (TOX, por sus siglas en inglés) |
| MOD | Materia orgánica disuelta (DOM, por sus siglas en inglés) |
| MON | Materia orgánica natural (NOM, por sus siglas en inglés) |
| NOM | Norma Oficial Mexicana |
| POA | Procesos de oxidación avanzada (AOP, por sus siglas en inglés) |
| Pt-Co | Unidades de color Platino-Cobalto |
| RCH | Río Churubusco |
| SAAM | Sustancias activas al azul de metileno |
| SST | Sólidos suspendidos totales |
| THM | Trihalometanos |
| UFC | Unidades formadoras de colonias |
| UNT | Unidades Nefelométricas de Turbiedad |
| VFC | Velocidad de flujo cruzado |
| ZMVM | Zona Metropolitana del Valle de México |

NOMENCLATURA

| | |
|-----------|--|
| A | Área (m^2) |
| AMF | Área máxima de filtración (m^2) |
| ap | Área de cada propela (m^2) |
| ATF | Área total de filtración (m^2) |
| AUT | Altura de unidades de transferencia (m) (HTU, por sus siglas en inglés) |
| C1 | Concentración de NH_3 en el agua a la salida de la torre de aeración (mg/L) |
| C2 | Concentración de NH_3 en el agua a la entrada de la torre de aeración (mg/L) |
| CB | Concentración de adsorbato permisible en el efluente (kg/m^3) |
| CD | Coefficiente de arrastre (adim) |
| Ce | Concentración al equilibrio del adsorbato fase líquida (mg de adsorbato/L de solución) |
| CH | Carga hidráulica ($m^3/m^2.h$) |
| Co | Concentración del adsorbato en el influente (kg/m^3) |
| D | Diámetro (m) |
| D_a | Altura del lecho de arena (m) |
| D_{an} | Altura del lecho de antracita (m) |
| D_{et} | Altura del lecho expandido (m) |
| D_{tot} | Altura total del lecho mínima (m) |
| D_i | Diámetro interno (m) |
| dp | Diámetro de partícula |
| D_1 | Diámetro de separación de paletas externas (m) |
| D_2 | Diámetro de separación de paletas intermedias (m) |
| D_3 | Diámetro de separación de paletas internas (m) |
| Fr | Número de Froude (adim) |
| g | Aceleración de la gravedad (m/s^2) |
| G | Gradiente de velocidad (promedio) (s^{-1}) |
| H | Constante de Henry (adim) |
| K | Constante de velocidad de adsorción ($m^3/kg \text{ soluto.h}$) |
| K_F | Constante experimental de Freundlich ($mg/g)(L(mg)^{1/n})$ |

| | |
|-------------------|--|
| K_{La} | Coefficiente de transferencia de masa |
| K_T | Constante del impulsor (adim) |
| L | Largo (m) |
| L_{Ma} | Flujo molar del agua (mol/s) |
| L_m | Masa velocidad ($kg/m^2 s$) |
| L_p | Largo de cada propela (m) |
| N | Revoluciones del impulsor (rps) |
| n | Número de compartimientos (adim) |
| n_f | Constante experimental de Freundlich (adimensional) |
| NU l' | Número de unidades de transferencia (adim) |
| P | Potencia (HP) |
| p | Perimetro (m) |
| P_t | Presión Total (Pa) |
| Q | Gasto (m^3/s) |
| Q_{aire} | Gasto de diseño de aire (m^3/s) |
| $Q_{t\ aire}$ | Gasto teórico de aire (m^3/s) |
| qe | Concentración al equilibrio sobre carbón activado (mg de adsorbato/g de carbón activado) |
| qmax | Capacidad de adsorción máxima (kg/kg) |
| Q_M | Flujo molar de agua |
| r | Radio (m) |
| Re | Número de Reynolds (adim) |
| rps | Revoluciones por segundo |
| S | Factor de aeración (adim) |
| t | Tiempo (s, h) |
| T | Temperatura (K, °C) |
| V | Volumen (m^3) |
| v | Velocidad lineal (m/s) |
| v_p | Velocidad de rotación propela (m/s) |
| v_b | Velocidad ascendente del agua de retrolavado (m/s) |
| v_s | Velocidad de sedimentación (m/s) |
| w | Ancho del reactor (m) |
| w_p | Ancho de cada propela (m) |
| $X_{1..n}$ | Variables del modelo de superficie respuesta |
| X | Profundidad de lecho (m) |
| Z | Altura (m) |
| Z_a | Altura del lecho de arena (m) |
| Z_{an} | Altura del lecho de antracita (m) |
| Z_e | Altura del lecho expandido (m) |
| Z tanque | Profundidad del tanque (m) |
| ΔP | Pérdida de presión |
| ΔP_r | Pérdida de presión en retrolavado |
| ϵ | Porosidad |
| ϵ_a | Porosidad efectiva arena |
| $\epsilon_{a,an}$ | Porosidad arena-antracita |
| ϵ_{an} | Porosidad efectiva antracita |
| ϵ_e | Porosidad del lecho expandido |
| ϕ | Factor de forma |
| ϕ_a | Factor de forma arena |
| ϕ_{an} | Factor de forma antracita |
| μ | Viscosidad dinámica 20°C |
| ν | Viscosidad cinemática 20°C |
| ρ_{aire} | Densidad del aire |
| ρ_{ran} | Densidad relativa de la antracita |
| ρ_{CA} | Densidad del carbón activado |
| ρ_{ra} | Densidad relativa de la arena |
| ρ_{H2O} | Densidad del agua (20°C) |
| ρ_r | Densidad relativa |

RESUMEN

El presente trabajo estuvo enfocado a la definición de un sistema de pretratamiento fisicoquímico para la depuración de las aguas residuales de la Zona Metropolitana del Valle de México, conducidas por el Gran Canal y el Río Churubusco. La calidad del agua pretratada se considera no tiene ningún impedimento para ser posteriormente depurada con tratamientos fisicoquímicos avanzados con el fin de reinyectar artificialmente esta agua en el acuífero del Valle de México. Con la finalidad de obtener la mejor calidad de agua tratada en este trabajo se propusieron dos trenes de tratamiento: 1) Coagulación-floculación, filtración sobre arena, oxidación avanzada y adsorción sobre carbón activado; 2) Método de Fenton, filtración sobre arena, (aeración) y de adsorción sobre carbón activado. Para cada uno de los procesos propuestos en los trenes de tratamiento se realizaron pruebas de tratabilidad con un agua cruda resultante de una mezcla 1:1 de las aguas del Gran Canal y del Río Churubusco. En las pruebas de coagulación-floculación se probaron seis agentes coagulantes (sulfato de aluminio, cloruro férrico, tres agentes coagulantes de tipo polimérico con base en aluminio y un agente coagulante de origen natural) y tres agentes floculantes (un aniónico, un catiónico y un zwitteriónico). Las variables experimentales consideradas fueron el pH y las dosis de agentes coagulante y floculante. De estas pruebas se concluyó que los mejores resultados se obtienen con un agente coagulante polimerizado (Pax XL60) y con un agente floculante zwitteriónico a dosis de 20 mg/L y 0.1 mg/L, respectivamente. Las mejores remociones se obtuvieron a un valor de pH de 6. Con estas condiciones se logró una reducción de la DQO_t promedio de 469 a 169 mgO₂/L (64%). El agua pretratada con este proceso se utilizó para realizar pruebas subsecuentes de oxidación avanzada y de adsorción sobre carbón activado. En las pruebas de oxidación avanzada se probaron dos condiciones: Ozono solo o combinado con peróxido de hidrógeno. Estas pruebas se realizaron en una columna de burbujeo funcionando a contracorriente. Las variables experimentales fueron las dosis de ozono y de peróxido de hidrógeno, el tiempo de contacto y el valor de pH. Se consideraron dos criterios para evaluar la eficiencia de la depuración del agua con este proceso: La eliminación de la DQO y la del color. Cuando se privilegia el primer criterio, el sistema combinado ozono-peróxido de hidrógeno es el más adecuado, pudiéndose obtener valores residuales de DQO de hasta 76 mgO₂/L. Cuando la eliminación del color se establece como objetivo de tratamiento, los mejores resultados se obtienen utilizando únicamente ozono a 10 mgO₃/L (pH de 6 y tiempo de contacto de 20 min) lográndose obtener un color residual de 17 unidades Pt-Co. En el segundo tren de tratamiento, se utilizó como etapa preliminar el método de Fenton (Fe²⁺:H₂O₂). En estas pruebas, las variables experimentales fueron la relación en peso del sulfato ferroso y del peróxido de hidrógeno, la dosis de estos reactivos y el pH. Las condiciones experimentales más adecuadas fueron: Relación de Fe²⁺:H₂O₂ igual a 1:1, dosis de ambos reactivos igual a 24 mg/L y valor de pH igual a 4. Con estas condiciones los valores residuales de DQO, color y turbiedad fueron iguales a 166 mgO₂/L, 47 Unidades de Pt-Co y 5 UNT, respectivamente. Estos dos últimos valores son muy cercanos a los valores límites propuestos en este estudio: 20 Unidades de Pt-Co y 5 UNT, respectivamente. En las pruebas de adsorción sobre carbón activado se estudiaron cuatro muestras de carbón activado comerciales. Con estas muestras de carbón se realizaron isotermas de adsorción con el agua tratada del proceso de coagulación/floculación, del proceso de oxidación avanzada (previamente tratada por coagulación/floculación) y del agua tratada por el método de Fenton. En los tres casos, los mejores resultados se obtuvieron con las muestras de carbón activado de origen mineral F-400 y LQ-1000. Con base en los resultados de los experimentos realizados en régimen discontinuo, se seleccionó como la mejor opción técnica el tren de tratamiento 2 que incluye la reacción de Fenton, filtración sobre arena y adsorción con carbón activado. Con la finalidad de validar los resultados obtenidos en reactores discontinuos y la viabilidad

de implementar este tren en un régimen continuo, se construyó un equipo piloto experimental a nivel de banco (prototipo de laboratorio) el cual consta de una capacidad para tratar 4L/min. Este equipo piloto contó con reactores con mezclado lento y rápido, con filtración sobre arena, con aeración y con adsorción sobre carbón activado. Entre las particularidades del equipo piloto se utilizó un sistema automático de control de pH, lo que permitió en todo momento trabajar con el valor exacto previamente seleccionado de este parámetro. Los resultados obtenidos con el equipo piloto experimental fueron congruentes con los obtenidos en las pruebas intermitentes, con lo cual quedó demostrada la factibilidad de implementar este tren de tratamiento en régimen continuo. Las corridas realizadas con este equipo piloto permitieron obtener porcentajes de remoción medidas como DQO, color, turbiedad y nitrógeno amoniacal de 87, 91, 97 y 50%, respectivamente. La disposición y/o tratamiento de los residuos generados durante las pruebas de tratabilidad y análisis efectuados al agua residual y residual tratada se describe a manera de tabla, en el Anexo A8. Como última etapa de este trabajo se realizó un cálculo preliminar de las dimensiones que tendrían los sistemas de tratamiento incluidas en el tren 2 para tratar un flujo de $1 \text{ m}^3/\text{s}$ (Anexos A9 y A10).

ABSTRACT

This paper presents the design of a physico-chemical pretreatment system to clean the wastewater from the metropolitan area of the Mexican Valley that are conducted by the so-called Gran Canal and Churubusco River. The characteristics of this wastewater are considered adequate to be treated by advanced physico-chemical treatment systems in order to be artificially reinjected to the groundwater system of the Mexican Valley. In this research two train treatments were studied: 1) Coagulation-flocculation, sand filtration, advanced oxidation and adsorption on activated carbon; 2) Fenton process, sand filtration, (air stripping) and adsorption on activated carbon. For each one of the processes suggested in the two train treatments, degradation tests were made with water samples from the "Great Canal" and Churubusco River in a ratio of 1:1. In the coagulation-flocculation tests, six coagulant reagents were considered (alum, ferric chloride, three coagulant reagents of polymeric kind with aluminum and a coagulant reagent of natural origin), and three flocculant reagents (an anionic, a cationic, and a zwitterionic reagent). The experimental variables considered were pH and the amounts of coagulant and flocculant reagents. The best results from these tests were the ones using the polymeric coagulant reagent (Pax XL60) and the flocculant zwitterionic reagent in concentrations of 20 and 0.1 mg/L, respectively. The best results for the removal values were at pH values of 6. At these working conditions, the value for the COD_t was reduced from 469 to 169 mgO_2/L (64%). The pretreated water with this process was used to do further tests of advanced oxidation and adsorption on activated carbon. On the advanced oxidation tests two conditions were studied: Combined ozone with hydrogen peroxide and ozone alone. These tests were made in a bubbling column working in countercurrent regime. The experimental variables were the ozone and hydrogen peroxide concentrations, contact time and the pH value. Two parameters were considered to evaluate the pollutants removal efficiency in the wastewater: Total COD and color elimination. When the COD is taken into consideration, the combined system ozone- hydrogen peroxide is the best, getting COD residual values of even 76 mgO_2/L . When the color elimination is considered as the main objective of the treatment, the best results are just using 10 mgO_3/L of ozone (pH 6 and 20 min of contact time) obtaining a value of 17 Pt-Co units for the residual color of the water. In the second train treatment, the Fenton method ($Fe^{2+}:H_2O_2$) was used as a preliminary step. For these tests, the experimental variables were the weight ratio of the iron sulfate and the hydrogen peroxide, the amount of these reagents used, and the pH value. The best experimental conditions were: $Fe^{2+}:H_2O_2$ ratio of 1:1, amount of both reagents of 24 mg/L and a pH value of 4. At these working conditions the residual values for total COD, color, and turbidity were 166 mgO_2/L , 47 Pt-Co Units and 5 NTU, respectively. The last two values are very close to the ones suggested in this study as the main goals: 20 Pt-Co Units and 5 NTU, respectively. For the adsorption tests with activated carbon four samples of commercial carbon were studied. Adsorption isotherms for the treated water with the coagulation/flocculation process were made with the four carbon samples, as well as for the advanced oxidation process (previously treated by coagulation/flocculation) and the Fenton Method. Of the three processes, the best results were the ones from the mineral origin activated carbon samples F-400 and LQ-1000. Based on the results of the experiments made in batch conditions, it was selected as the best technical option the second train treatment that includes the Fenton reaction (coagulation-flocculation-oxidation), sand filtration and activated carbon adsorption. In order to validate the results from the batch reactors and the possibility of using this train in a continuous process, an experimental laboratory pilot plant (bench scale) was constructed. This pilot equipment had reactors with low and fast mixing systems, with sand filtration, with aeration and with activated carbon adsorption. Among the novelties of this pilot equipment was an automatic pH controller that allowed the working conditions to be

set at a fixed pH value previously selected. The results from this system were the same as the ones obtained in the batch system. Therefore, it is concluded that it is possible to have this train system in a continuous process. During the experiments conducted with the pilot plant, removal efficiencies of total COD, color, turbidity, and ammonia nitrogen were 87, 91, 97, and 50%, respectively. Disposal and/or treatment of waste generated during degradation and analytic tests of raw wastewater and treated wastewater are described in section A8. As the last stage of this research work, preliminary calculations were made to evaluate the size of a treatment system based on the Fenton train that, under the specified conditions, would be required to treat a $1 \text{ m}^3/\text{s}$ flow of wastewater (see sections A9 and A10).

GLOSARIO DE TÉRMINOS

Absorción: Atracción de una sustancia sólida sobre un fluido con el que está en contacto, de modo que las moléculas penetren en ella

Acuífero: Capa o zona del subsuelo que contiene agua

Adsorbato: Sustancia líquida, sólida o gaseosa que es adsorbida

Adsorbente: Sustancia generalmente sólida con una gran capacidad de adsorción. Que adsorbe

Adsorción: Concentración sobre la superficie de una sustancia gases, vapores, líquidos, cuerpos disueltos, materiales dispersos o coloides

Adsorción: Concentración sobre la superficie de una sustancia, de gases, vapores, líquidos

Aeración: Introducción de aire en las aguas potables

Aireación: Poner al aire o ventilar alguna cosa

Alótopo: Dos o más formas del mismo elemento en el mismo estado físico

Coalescencia: Propiedad de las cosas de unirse o fundirse

Color aparente: El término color aparente engloba no solo el color debido a las sustancias disueltas sino también a las materias en suspensión. El color aparente se determina en la muestra original sin filtración ni centrifugación

Color real: Se asocia al concepto de color puro, esto es, el color del agua cuya turbiedad ha sido eliminada del agua

Lixiviado: Parte soluble de una sustancia sólida o semisólida compleja

Quelante: Ligante capaz de ocupar más de una posición de coordinación sobre un ión metálico central en un complejo; un ligante multidentado

Radical libre: Átomo o fragmento de molécula que tiene uno o más electrones no apareados, por lo que no tiene carga; es altamente reactivo y de vida muy corta

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

La Ciudad de México y zona conurbada cuenta con una población cercana a los 20 millones de habitantes. El abastecimiento de agua para toda esta población representa un gran reto. Sin embargo, el continuo crecimiento urbano, junto con la escasa contribución económica por parte de los consumidores han limitado la capacidad del gobierno para extender la red de abastecimiento de agua a las áreas que carecen del servicio, para reparar fugas y para tratar las aguas residuales (National Research Council, 1995).

Casi el 72% del abastecimiento de agua de la ciudad proviene del acuífero localizado bajo el área metropolitana lo que ha generado una considerable sobre-explotación. Efecto de ello es un hundimiento del suelo de la región; en los últimos 100 años el nivel de la superficie del área metropolitana ha sufrido un descenso de 7.5 metros, con respecto al nivel de referencia original. Esto propicia condiciones para que existan más inundaciones en la ciudad, lo que a su vez provoca daños a la infraestructura, especialmente a las redes de agua potable y drenaje. Estas dificultades, combinadas con el manejo inadecuado de desechos peligrosos, el vertimiento de las aguas residuales domésticas, industriales, agrícolas y de otro origen han provocado que el acuífero y el sistema de distribución sean vulnerables a la contaminación (National Research Council, 1995).

De acuerdo con estudios nacionales e internacionales, una de las alternativas más viables para solucionar el problema de agotamiento de acuíferos es la recarga artificial con aguas residuales tratadas. Aunque existen fuentes alternas de agua que pueden considerarse para su reúso, como por ejemplo el agua de lluvia y el flujo que regresa de la irrigación agrícola, existen factores como el relieve geográfico, la escasa infiltración producto del asfaltado en la zona y disponibilidad de espacio para el almacenamiento de grandes volúmenes de agua que limitan su utilización (National Research Council, 1995; Ernst y Jekel, 1998).

Con base en la información disponible de gastos de bombeo y aforos de las descargas de aguas residuales de la ciudad de México, se observó que la posibilidad de obtener agua con fines de recarga al acuífero es factible. En un estudio realizado por el Instituto de Ingeniería de la UNAM (Sánchez *et al.*, 1997) se calculó la necesidad de una recarga artificial de 10 m³/s al acuífero para poder cubrir la demanda que se tendrá de agua potable en un mediano plazo (año 2010). De este estudio se concluyó que las fuentes más adecuadas para la producción de agua residual tratada son el Río Churubusco y el Gran Canal del Desagüe, con un gasto de 5 m³/s cada uno. Los puntos propuestos de captación de las aguas residuales que deben tratarse para la recarga artificial del acuífero son la Planta de Bombeo No. 7 (km 6+250) sobre el Gran Canal y la Planta de Bombeo "Zona Lago" sobre el Río Churubusco.

Con respecto al tipo de tratamiento al que deberá someterse el agua residual conducida por el Gran Canal y el Río Churubusco, teniendo en consideración cuestiones técnicas como la calidad del efluente a tratar, tiempo residencia, área disponible para la construcción del equipo implicado en el tratamiento y flujo del efluente a tratar, la literatura identifica como factor común la preferencia por los tratamientos fisicoquímicos sobre los biológicos para la depuración de aguas residuales con fines de recarga de acuíferos (Asano, 1992). Sin embargo, a la fecha, no se ha establecido un consenso de un tren de tratamiento óptimo dado que éste depende de las condiciones particulares de cada caso de estudio.

En la Ciudad de México, debido a los gastos variables de sus aguas residuales originados por el empleo de un drenaje combinado y dada las características del efluente a tratar, en este trabajo se consideró como la alternativa más viable el empleo de procesos fisicoquímicos. Los trenes de tratamiento propuestos en este trabajo se eligieron con base en un análisis previo de

las características fisicoquímicas de las aguas residuales (Tabla 4.1) lo cual permitió observar que son al menos 8 los parámetros que deben removerse para poder utilizarse en la recarga del acuífero (demanda química de oxígeno total, olor, sabor, color, turbiedad, sólidos suspendidos totales, carbón orgánico total y parámetros microbiológicos). De estos 8 parámetros, en este estudio se fijó como objetivo obtener un tren de pretratamiento en el que se eliminen significativamente cuatro de ellos: La DQO_t, el color, la turbiedad y los SST.

Estos parámetros se seleccionaron considerando la infraestructura del laboratorio y a que son indicadores globales de la remoción de los contaminantes presentes en el agua residual.

Tomando como base estos parámetros y debido a que los procesos de coagulación-floculación, oxidación avanzada y adsorción son los procesos más adecuados para la remoción de este tipo de contaminantes, en este estudio, se proponen dos trenes de pretratamiento que se consideraron como los más viables; estos trenes son:

- 1) Coagulación-floculación; filtración sobre arena; ozonación y adsorción sobre carbón activado
- 2) Método de Fenton; filtración sobre arena y carbón activado

En el capítulo 2 de fundamentos, se presenta una revisión bibliográfica de los antecedentes del reúso del agua residual con fines de recarga, una descripción de los trenes propuestos para la depuración del agua residual cruda, así como los aspectos teóricos de las condiciones y factores que afectan a los procesos involucrados en cada tren de pretratamiento propuesto en este trabajo.

En el capítulo 3 se agrupa la metodología en 7 secciones. La primera sección describe la metodología del muestreo del agua residual cruda, las siguientes secciones describen la metodología para las pruebas de tratabilidad en régimen discontinuo para los procesos involucrados en los dos trenes de tratamiento propuestos. En la última sección se señala el seguimiento que se le dará al tren de tratamiento seleccionado para su implementación en régimen continuo. Al inicio del capítulo se muestra un diagrama de bloques que sintetiza el tratamiento de la mezcla del agua residual cruda.

En el capítulo 4 se presentan los resultados, análisis y discusión de los experimentos en régimen discontinuo y discontinuo. Por último, en el capítulo 5 se presentan las conclusiones y recomendaciones de este estudio.

En el apartado de anexos se incluyen las características de algunos de los agentes involucrados en los trenes de pretratamiento seleccionados, los resultados completos para cada una de las etapas involucradas y un álbum de fotografías. En el Anexo 8, se menciona a manera de tablas la disposición de los residuos generados durante las pruebas de tratabilidad. Con la finalidad de complementar este estudio, en los Anexos A9 y A10 se presentan los resultados obtenidos para el predimensionamiento de una planta de tratamiento de 1m³/s.

1.1. ANTECEDENTES

La ciudad de México es uno de los ejemplos más alarmantes en cuanto a la sobre-explotación y pérdidas debido a fugas de sus fuentes de agua dulce concierne. El 71% se extrae de los mantos acuíferos; el 26.5% de las cuencas del río Lerma y Cutzamala; y el 2.5% restante de las pocas fuentes superficiales que aún quedan en la cuenca de México, como es el río Magdalena en tanto que aproximadamente un 15% del total del agua suministrada es perdida debido a fugas (National Research Council, 1995).

Debido a que la mayor parte del suministro de agua potable se extrae del manto acuífero, la consecuencia inmediata de esta práctica es el hundimiento, principalmente en la zona del centro de la ciudad y, más grave aún, es el desabasto de agua potable ya que el volumen de recarga natural es mucho menor al de extracción. Esta problemática ha obligado a buscar soluciones a corto y mediano plazo.

Una de las opciones consideradas para suplir la demanda de este líquido es el suministro de agua de fuentes más lejanas. Sin embargo el gasto considerable, tanto de dinero como de energía, que implica el importar este líquido es lo que restringe la aplicación de esta opción. Otro inconveniente es el impacto que ocasiona la extracción del agua en las zonas de bombeo.

Teóricamente, es factible el empleo de aguas residuales tratadas como fuente de suministro para la recarga artificial del acuífero del Valle de México. Con esta acción se resolverían los problemas ocasionados por la disposición de las aguas residuales y los debidos a la sobre-explotación del acuífero. Sin embargo, debe asegurarse que el tratamiento del agua residual tratada para su reinyección al acuífero sea el adecuado para no contaminar el acuífero mismo. En este trabajo se plantea el estudio de un pretratamiento que formaría parte del tren de tratamiento global de las aguas residuales de la ciudad de México para su reinyección artificial al acuífero.

El objetivo del presente trabajo será evaluar un sistema de pretratamiento fisicoquímico para eliminar del agua residual del Gran Canal y del Río Churubusco la mayoría de los contaminantes responsables de la DQO₅, el color y la turbiedad de esta agua, así como eliminar la mayor cantidad posible de sólidos en suspensión. Se postula que el efluente obtenido podrá ser depurado con tratamientos posteriores para alcanzar la calidad necesaria para su reinyección al acuífero del Valle de México.

Ya que a la fecha no existe una norma internacional que regule los valores de un agua con fines de recarga (Asano, 1992), es conveniente señalar que en los trabajos relacionados con la recarga artificial de acuíferos se recomienda que se adopten como referencia las normas relativas a la producción de agua potable (en el caso de México, la NOM-127-SSA1-1994) o el criterio de reinyectar agua de al menos la misma calidad del agua del acuífero, aunque este último resultaría poco ético a la luz de que el acuífero hubiera sido previamente contaminado.

En este estudio, ya que los procesos implicados en los 2 trenes de pretratamiento propuestos no tienen como objetivo obtener una agua de calidad tal a la normada en la NOM-127-SSA1, se proponen como referencia valores límite que se considera es posible obtener con la combinación de los procesos involucrados en cada tren.

En la Figura 1 se muestran los valores de referencia de la calidad del agua residual a tratar y del efluente deseado de los pretratamientos que se probarán en este estudio.

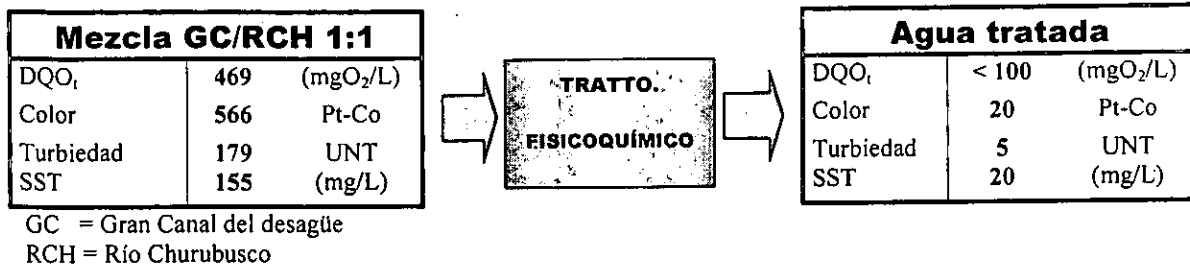


Figura 1.1. Requerimientos de calidad para las pruebas de tratabilidad

1.2. OBJETIVO

El objetivo general de este trabajo es:

Definir un sistema de pretratamiento fisicoquímico para la depuración de la mezcla del agua residual del Gran Canal/Río Churubusco para eliminar la mayoría de los contaminantes responsables de la DQO_t, el color y la turbiedad de esta agua, así como eliminar la mayor cantidad posible de sólidos en suspensión.

1.3 METAS

- Comparar el método de coagulación-floculación con el método de Fenton para el tratamiento de aguas residuales mixtas como las que son producidas en la Ciudad de México
- Evaluar la combinación del método de Fenton con la adsorción sobre carbón activado para la eliminación del parámetro global DQO_t
- Comparar el método de Fenton con el proceso clásico de coagulación-floculación en la remoción de nitrógeno amoniacal
- Evaluar el efecto combinado de una coagulación-floculación con una ozonación con respecto al método de Fenton donde se combinan simultáneamente en una sola etapa una coagulación-floculación y una oxidación avanzada
- Seleccionar el mejor tren de pretratamiento con el que se logre una mayor depuración de la mezcla del agua residual conducida por el gran canal y el Río Churubusco
- Evaluar la factibilidad de implementar el mejor tren de tratamiento seleccionado en régimen continuo

1.4. HIPÓTESIS

La hipótesis propuesta en esta investigación es:

Si el conjunto de los procesos fisicoquímicos incluidos en cada uno de los trenes de pretratamiento propuestos es capaz de depurar la mezcla del agua residual conducidas por el Gran Canal y el Río Churubusco por dos mecanismos principales: La formación de materia precipitable y la destrucción de compuestos orgánicos por reacciones de oxidación, entonces la sinergia que se establezca entre estos mecanismos permitirá eliminar de manera considerable los compuestos responsables de la DQO₅, el color y la turbiedad del agua, así como los SST

Las hipótesis particulares de este trabajo son:

- Si la coagulación-floculación remueve principalmente partículas coloidales y otros sólidos en suspensión, entonces se logrará disminuir el color, la turbiedad y la demanda química de oxígeno en aguas residuales
- Si la ozonación es capaz de transformar una gran parte de compuestos orgánicos e inorgánicos en solución a otros más fácilmente eliminables por tratamientos complementarios como la adsorción sobre carbón activado, entonces con esta combinación de tratamientos se removerán significativamente de las aguas residuales la demanda química de oxígeno total y el color
- Si el método de Fenton remueve mediante la acción combinada de los procesos coagulación-floculación y oxidación de las aguas residuales, los sólidos en suspensión y compuestos orgánicos responsables de color y turbiedad de manera más significativa que el proceso de coagulación-floculación, entonces con tratamientos posteriores al método de Fenton como sería la filtración sobre arena y la adsorción sobre carbón activado se espera obtener un agua cuya calidad cumpla con los requerimientos fijados en este documento

CAPÍTULO 2. FUNDAMENTOS

2.1. REÚSO DE AGUAS RESIDUALES EN LA RECARGA ARTIFICIAL DE ACUÍFEROS

2.1.1. Experiencias nacionales

La Zona Metropolitana del Valle de México enfrenta actualmente problemas de calidad del agua potable, limitaciones en su abastecimiento, pérdidas debidas a fugas en el sistema de distribución del agua, esta última se considera cercana a un 15 y en algunas zonas hasta un 40%, así como un elevado consumo de la misma ocasionado por los altos subsidios otorgados al abastecimiento de agua. Con el objeto de atenuar esta problemática el gobierno de la Ciudad de México planeó una serie de actividades, entre las cuales se incluyó el reúso del agua y la reestructuración de los diversos sistemas de suministro y desagüe de las aguas residuales. Estas actividades de reúso del agua en la ZMVM comenzaron de manera oficial en 1984, con el "Programa Nacional de Uso Eficiente del Agua" (Departamento del Distrito Federal, 1990).

El programa se concentró en varias actividades que incluyeron el establecimiento de nuevos reglamentos para la descarga de aguas residuales en el Distrito Federal de las que destacan el desarrollo de estudios de viabilidad para la construcción de sistemas de tratamiento adicional a los ya existentes, así como de una red de distribución eficiente de reparto de las aguas residuales recuperadas para su reúso, detección de fugas, reparación de la red hidráulica, protección de las zonas naturales de recarga de acuífero, la promoción de proyectos de reúso del agua entre los sectores privado y público, la rehabilitación de las plantas existentes para tratamiento de aguas residuales, costos de operación, la preparación de manuales de operación y mantenimiento, así como de otros registros destinados a mejorar la administración de los sistemas de tratamiento y reúso y la preparación de un cálculo cuantitativo del agua potable utilizada en la actualidad para diferentes actividades que es susceptible de sustituirse con aguas residuales recuperadas (Comisión Estatal de Aguas y Saneamiento, 1993).

En 1995, se emitió un informe preliminar del proyecto "Estudio de factibilidad del saneamiento del Valle de México", elaborado por la Comisión Nacional del Agua, el Gobierno del D.F. y los gobiernos de los Estados de Hidalgo y del Estado de México. Este estudio se refiere a la rehabilitación del sistema de drenaje por medio de la construcción de túneles y sistemas de bombeo que permitan disminuir el flujo del Gran Canal con el propósito de evitar inundaciones en años lluviosos (CNA, 1995).

En este proyecto también se planteó la alternativa de un tratamiento primario avanzado para el agua residual en las plantas Texcoco Norte, Coyotepec y El Salto, incluyendo costos de infraestructura de drenaje, así como los costos de las plantas de tratamiento. Una de las plantas que se contempla es de 30 m³/s. Otros aspectos relevantes en este estudio de referencia son las pruebas de tratabilidad que se realizaron a las aguas residuales.

Algunas de las características de las aguas residuales determinadas en el estudio previamente mencionado se muestran en la Tabla 2.1.

Tabla 2.1. Valores de los parámetros fisicoquímicos del agua del Gran Canal y del Río Churubusco (CNA, 1995)

| Parámetro | Gran Canal | Río Churubusco |
|--|------------|----------------|
| Valor de pH | 7.88 | 7.38 |
| Color, Pt-Co | 304 | 192 |
| Turbiedad, UNT | 106 | 93 |
| Alcalinidad, mg/L | 618 | 257 |
| Dureza, mg CaCO ₃ /L | 252 | 186 |
| SST, mg/L | 252 | 362 |
| DQO _t , mgO ₂ /L | 576 | 445 |

**Estos muestreos fueron realizados entre 1988 y 1993*

Por su parte, el Instituto de Ingeniería de la UNAM en su informe "Actividades en apoyo al proyecto de saneamiento del Valle de México de la Comisión Nacional del Agua" (1995), reportó los resultados obtenidos de las pruebas de tratabilidad enfocadas a tratar aguas residuales producidas en el Valle de México con fines de riego (CNA, 1995).

En este estudio se propuso un tratamiento primario avanzado para las aguas residuales. Para ello se probaron varios tipos coagulantes y floculantes. Con este tratamiento se garantizó la permanencia de la materia orgánica disuelta en el agua y el contenido de nutrimentos como el nitrógeno y fósforo, mientras que se eliminaban patógenos y sólidos. Este tratamiento tenía la ventaja de ser un proceso poco costoso (CNA, 1995).

Entre los resultados más importantes se destaca que los mejores porcentajes de remoción (71% de SST y 36% de DQO_t) se obtuvieron con sulfato de aluminio a una concentración de 50 ppm. Por el contrario, las pruebas con cloruro férrico no fueron satisfactorias debido a la alta concentración de sulfuros en el agua; con cal se obtuvieron buenos resultados pero a dosis de 250 ppm (53% aprox. de SST).

Aunque el estudio mencionado anteriormente fue realizado hace poco más de cinco años, para este trabajo de tesis se consideraron como valiosas las condiciones y resultados experimentales determinados, los cuales sirvieron de referencia en cuanto a dosis y porcentajes de remoción que podrían esperarse con este proceso.

2.1.2. Experiencias internacionales

Existen pocos proyectos realizados para la recarga de fuentes de aguas subterráneas utilizando aguas residuales municipales. Esta situación ha ido cambiando ante la necesidad de proteger dichas fuentes por los problemas ocasionados por su agotamiento. La falta de regulación específica para esta área sugiere que es primordial establecer vigilancia y regulación para planear e implementar nuevos proyectos de recarga usando aguas residuales tratadas (Asano, 1993).

En California (Asano, 1992; 1993), fue realizada una propuesta para la regulación de la recarga a las aguas subterráneas. El método se basó en controlar de manera eficiente la transmisión y transporte de patógenos, nitrógeno y elementos orgánicos en las aguas subterráneas extraídas. Esta propuesta se basa en el control de algunos parámetros tales como: Las áreas de infiltración o de inyección directa, los procesos de tratamiento de aguas residuales, los métodos de recarga, el área de recarga, la proximidad de la extracción del pozo y el estudio monitorio de los pozos. Todo esto con el fin de mantener una calidad microbiológica y química de las operaciones de recarga de aguas subterráneas. Esta regulación proporciona una amplia variedad de criterios para promover los proyectos de recarga de aguas subterráneas empleando aguas residuales municipales tratadas.

En la literatura científica, pocos estudios se han reportado en cuanto al tratamiento de aguas residuales con fines de recarga de acuíferos: Sin embargo, existen algunos reportes de producción de agua potable a partir de aguas residuales, por ejemplo, en Windhoek, Namibia, el abastecimiento de agua potable se hace a partir de las aguas residuales. Estas aguas residuales se someten a tratamiento convencional de lodos activados. El efluente pasa a lagunas de estabilización y posteriormente a un tren de tratamiento fisicoquímico (coagulación-floculación, sedimentación, filtración, adsorción con carbón activado y cloración). El efluente final se mezcla con agua superficial y de otras fuentes que han sido tratadas convencionalmente, de tal manera que se permita cubrir los volúmenes de demanda (van Der Merwe, 1995).

Otro proyecto interesante de purificación y recuperación de aguas residuales es el que se realiza en la ciudad de San Diego, California. El tren de tratamiento que se aplica a las aguas residuales consiste de: Microfiltración o clarificación química, ultrafiltración, ósmosis inversa y, finalmente, desinfección con ozono o luz ultravioleta. Esta agua tratada se vierte a un depósito de aguas superficiales que se utiliza para abastecer de agua natural a una planta potabilizadora (Crook *et al.*, 1990).

Ernst y Jekel (1999) investigaron la combinación de procesos biológicos y procesos fisicoquímicos avanzados en el tratamiento de aguas residuales municipales con el propósito de recarga de fuentes de aguas subterráneas. Estos investigadores estudiaron la combinación de los procesos biológicos de tratamiento de aguas municipales, procesos de membrana y de oxidación.

En este estudio, el efluente de un tratamiento secundario fue nanofiltrado para eliminar el carbono orgánico disuelto y halógenos orgánicos adsorbibles o HOA (AOX, por sus siglas en inglés), a concentraciones menores de 2-3 mg COD/L y < 20 mg HOA/L, respectivamente. En los procesos de membrana se detectó la incrustación de microorganismos sobre las membranas lo cual limitó la velocidad de flujo cruzado (VFC) a cerca de 1 m³/s. Para resolver este problema se recomendó un adecuado pretratamiento por filtración lenta sobre arena.

En Israel, se desarrolló un proyecto de recarga natural de aguas subterráneas con efluentes municipales (tratamiento suelo-acuífero). El método consiste en la depuración del agua mediante el paso del efluente a través de la zona insaturada del suelo hasta alcanzar el acuífero. La operación de recarga es realizada por medio de infiltración, lo cual asegura la separación de la zona de recarga del resto del acuífero. Los procesos de purificación que ocurren en el sistema suelo-acuífero son: Filtración lenta en arena, precipitación química, adsorción, intercambio iónico, degradación biológica, nitrificación, desnitrificación y desinfección. Fueron seleccionados dos sitios de recarga: Uno en Soreq y otro en Yavne. El efluente (20 m³/d) que sirve de recarga para el primer sitio proviene de una planta de tratamiento con proceso biológico y químico. En tanto para el segundo sitio, el efluente (80 m³/d) proviene de una planta de tratamiento con proceso biológico (lodos activados con nitrificación-desnitrificación). El control de calidad del agua en las zonas de recarga fue completa y de muy alta calidad, ya que los valores reportados no sobrepasan los límites máximos permisibles, tanto para agua potable como para los de agua para irrigación (criterio EPA). Los sólidos suspendidos fueron removidos en su totalidad, la capacidad del sistema para remover material orgánico fue efectivo, al igual que se lleva a cabo una nitrificación completa y una desnitrificación parcial. Existió una eliminación excelente de fósforo y no se detectaron bacterias coliformes ni coliformes fecales en las aguas tratadas. En un período de 17 años (1977-1993) cerca de 245 m³ de efluente fue recargado al acuífero Soreq y aproximadamente en 7 años fueron recargados 357 m³ de efluente al acuífero Yavne (Kanarek y Michail, 1996).

En junio de 1985, en la ciudad de El Paso, Texas, inició un proyecto para recargar el acuífero de Hueco Bolson, con un caudal de 37,879 m³/día. Este proyecto involucró tratamientos avanzados del efluente de alcantarillado para recargar directamente a un acuífero natural y así proveer el 65% del suministro de agua de El Paso. A mediados de 1988, la planta operaba con una capacidad de 15,140 m³/día. El proceso de tratamiento involucra dos líneas de igual capacidad, 18,940 m³/día, seguido de dos etapas biológica/física con carbón activado en polvo, en donde se remueven compuestos orgánicos y compuestos nitrogenados. En la segunda etapa de adsorción con carbón activado en polvo, el tratamiento dura 1.25 horas en detención anóxica, seguida de 0.9 horas de detención aerobia en donde se produce desnitrificación y una remoción adicional de materia orgánica.

Posterior al tratamiento con carbón activado en polvo se tiene un tratamiento con cal a un pH de 11.1 (para la remoción de virus y metales). Posteriormente se lleva a cabo una recarbonatación con CO₂ líquido, filtración en arena, desinfección con ozono en dos etapas por un período de tiempo de retención de 7.7 minutos para lograr una completa reacción con el ozono antes de filtrar a través de carbón activado granular, la filtración con carbón activado granular es la etapa final ante de descargar al acuífero (Texas Dept of Resources, 1997). En la Figura 2.1 se muestra el esquema del tratamiento para recarga de ese acuífero.

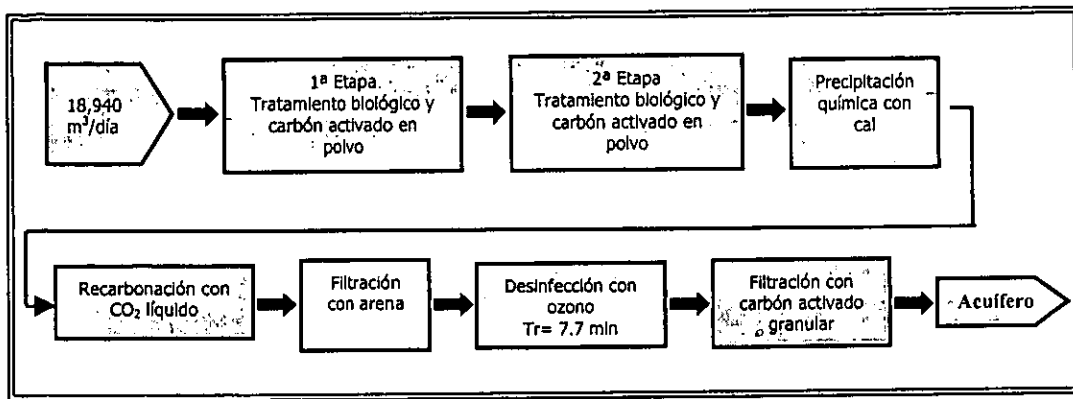


Figura 2.1. Esquema del tratamiento de aguas residuales para la recarga del acuífero de Hueco Bolson en El Paso, Texas (Texas Dept of Resources, 1997)

2.2. LEGISLACIÓN NACIONAL E INTERNACIONAL

Las aguas residuales tratadas tienen que cumplir normas específicas de calidad antes de que puedan volverse a usar o con normas estrictamente definidas antes de que se puedan descargar a una corriente de agua. El aumento en el conocimiento, en años recientes, de los efectos acumulativos de la contaminación ha llevado a una preocupación general y a una legislación cada vez más estricta en lo que concierne a la descarga de residuos industriales líquidos y gaseosos (Winkler, 1998).

En el caso de descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, en México existen normas como la NOM-001 que si bien regulan la calidad de diferentes tipos de efluentes, no todos los parámetros de importancia se encuentran normados. Por otra parte, en el caso del reúso de las aguas residuales tratadas, las características de esta agua son variables, ya que depende del reúso que se les vaya a dar.

A la fecha no existen referencias internacionales sobre la calidad que deba reunir el agua para su inyección en acuíferos. En México, aunque existe un anteproyecto de norma para regular la calidad de esta agua (NOM-006-CNA-1996; "Sector agua- Requisitos sobre el diseño, construcción y operación de la obra de recarga artificial de acuíferos"), en el cual se establece que la calidad del agua de reinyección a un acuífero debe ser igual a la calidad del agua misma del acuífero, a la fecha todavía no ha sido aprobada oficialmente. Con el objeto de no generar algún impacto a la salud y de afectar negativamente la calidad del agua del acuífero que se recargue artificialmente, se considera que lo más conservador es tratar de cumplir con todos los criterios que debe reunir un agua potable (NOM-127-SSA1-1994).

En este trabajo, debido a que los procesos implicados en los trenes de tratamiento propuestos fueron idealmente considerados desde un inicio sólo con un sistema de pretratamiento fisicoquímico con el objeto de adecuar el efluente para posteriores etapas de pulimento, se consideró de antemano que sería poco factible que, incluso el mejor pretratamiento determinado, cumpliera con los límites establecidos por la NOM-127 SSA1-1994 ("Salud ambiental, agua para uso y consumo humano - límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización") por lo tanto en este estudio no se compromete el objetivo de llegar a obtener un agua residual tratada para recarga al acuífero.

Por lo anterior, se decidió seleccionar sólo cuatro parámetros globales de calidad del agua: La DQO_t, el color, la turbiedad y los SST. Los valores adoptados para cada parámetro considerado como objetivo fueron establecidos con base en los porcentajes de remoción que pueden obtenerse con el conjunto de procesos que conforman cada tren de pretratamiento (Tabla 5.6, Metcalf y Eddy, 1996).

2.3. TRENES DE TRATAMIENTO PROPUESTOS

Los trenes seleccionados para el acondicionamiento de las aguas residuales combinadas del Gran Canal del Desagüe y del Río Churubusco son dos: En el primero, se incluye como primera etapa el proceso de coagulación-floculación. Esta propuesta está basada en los antecedentes bibliográficos presentados en las secciones 2.1.1. y 2.1.2. En ellos se encontró que un tratamiento de este tipo ofrece efluentes con calidades que las hacen aptas como aguas de riego agrícola tipo B. Adicionalmente se incluye una etapa de ozonación y adsorción sobre carbón activado. Con la primera se espera disminuir los valores de la DQO_t y el color y con la segunda se esperan abatir los valores de color y también de turbiedad.

En el Tren 2, se aplica el método de Fenton en lugar de la coagulación-floculación. Esta propuesta está respaldada en estudios de tratabilidad efectuados por el Instituto de Ingeniería de la UNAM. En éstos se demostró que este método ofrece buenos resultados para la depuración de aguas residuales muy contaminadas como lo son lixiviados de rellenos sanitarios (Ramírez *et al.*, 2000) logrando remociones de la DQO_t, color y turbiedad hasta un 54, 81 y 96% respectivamente. Así, se espera que el método de Fenton combinado con una adsorción sobre carbón activado ofrezca buenos resultados. De los resultados obtenidos se evaluará cual de los dos trenes es el que ofrece los mejores resultados.

Para cada etapa contemplada, se realizarán pruebas de tratabilidad, las cuales tendrán como objetivo determinar las condiciones experimentales más convenientes. Para el Tren 1, con base en un diseño experimental, se realizarán en primer lugar pruebas de coagulación-floculación con seis agentes coagulantes y con tres floculantes a diferentes concentraciones y condiciones de pH. Posteriormente, una vez que se hayan determinado las mejores condiciones, se producirá un volumen suficiente de agua tratada para ser empleado en los siguientes procesos. Así, el efluente producido con la mejor calidad en cada etapa será el influente para la etapa de tratamiento siguiente.

Para el Tren 2 se procederá de manera equivalente. En primer lugar, se determinarán las mejores condiciones de tratamiento y, posteriormente, se producirá suficiente agua para realizar las pruebas de tratabilidad siguientes.

En la Figura 2.2 se muestra el arreglo para los trenes de pretratamiento propuestos para la depuración de la mezcla 1:1 del agua residual conducida por el Gran Canal y el Río Churubusco.

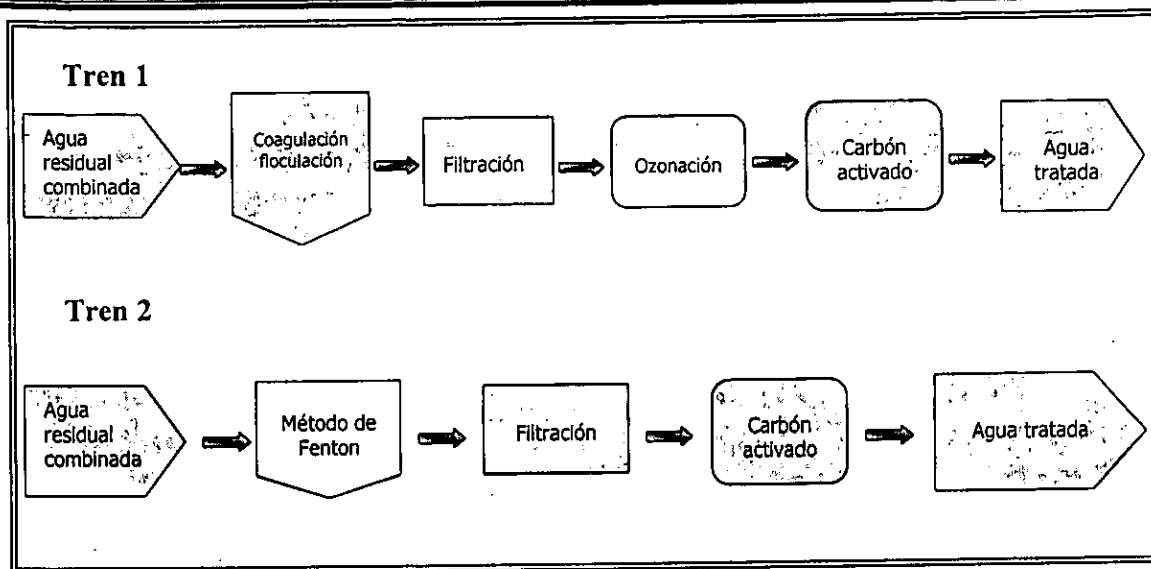


Figura 2.2. Trenes de tratamiento propuestos en esta investigación

2.4. ASPECTOS TEÓRICOS DE LOS PROCESOS IMPLICADOS EN LOS TRENES DE TRATAMIENTO

2.4.1. Coagulación-floculación

La coagulación-floculación es un proceso fisicoquímico ampliamente utilizado en el tratamiento de aguas residuales y en potabilización. Una de las definiciones más sencillas de la coagulación-floculación es la propuesta por Randtke (1988): “La coagulación-floculación es un proceso en el que sales metálicas y/o otros compuestos de naturaleza orgánica son adicionados a los efluentes con la finalidad de desestabilizar el material coloidal y causar la agregación de pequeñas partículas formando agregados de mayor tamaño llamados flóculos, los cuales son fácilmente removidos por sedimentación”.

El proceso de coagulación se realiza en tres etapas:

- La primera etapa consiste en mezclar rápidamente el agente coagulante con el agua a tratar. Esto es esencial para la dispersión del coagulante y para la promoción de colisiones entre partículas
- La siguiente etapa consiste en la neutralización de las cargas superficiales de las partículas
- Finalmente, en la tercera etapa, las partículas neutralizadas se asocian unas con otras debido al mezclado rápido que favorece la formación de microflóculos (Weber, 1979).

El proceso de floculación es posterior al de coagulación y se realiza en dos pasos:

- El primero es la aglomeración, durante la cual los microflóculos se unen formando partículas grandes llamados flóculos. Para aumentar la propagación del crecimiento de los flóculos pueden adicionarse polímeros de cadenas grandes de alto peso molecular
- El segundo paso implica la adsorción de material en suspensión favoreciendo la sedimentación del flóculo. La floculación con polímeros se debe realizar lentamente. Una agitación violenta o rápida puede romper el flóculo formado, disminuyendo el tamaño de las partículas e incrementando el tiempo de sedimentación (Weber, 1979).

De los principales objetivos del proceso de coagulación-floculación pueden citarse la reducción de: 1) Turbiedad, 2) color, 3) trihalometanos (THM), halógenos orgánicos totales o HOT (TOX, por sus siglas en inglés) y 4) microorganismos (Rebhun y Lurie, 1993; Stephenson y Duff, 1996).

2.4.1.1. Características de la materia coloidal

Los sólidos coloidales pueden ser clasificados como hidrofílicos e hidrofóbicos. Los primeros deben su afinidad por el agua a causa de las propiedades químicas de sus grupos funcionales, de los cuales destacan los grupos: Amino, carboxilo, sulfónico e hidroxilo. Por otra parte, los coloides hidrofóbicos deben su escasa o nula interacción a causa de la naturaleza covalente o apolar de sus enlaces de los cuales los enlaces carbono-carbono y carbono-nitrógeno son los más comunes.

Los coloides hidrofílicos deben sus cargas a la ionización de sus grupos funcionales. Cuando el pH del medio coincide con el punto isoeléctrico, la carga neta es cero. Algunos materiales coloidales como los aceites y algunas otras sustancias inertes adsorben preferentemente iones hidroxilo del medio y adquieren carga negativa (Reynolds y Richards, 1996).

En el caso de la producción del agua potable, la materia orgánica coloidal está constituida principalmente por sustancias húmicas y su remoción es el principal objetivo relacionado con el tratamiento por coagulación. La eliminación de las sustancias húmicas es de gran interés debido a que son precursores de la formación de trihalometanos producto del proceso de desinfección (Amirtharajah *et al*, 1993; Benschoten y Edzald, 1990a). El estándar en agua potable para estos compuestos en los EEUA es de 0.1 mg/L como trihalometanos (Benschoten y Edzald, 1990b).

Las sustancias húmicas constituyen el 25% del carbono orgánico total en el mundo y 50% del carbono orgánico en los océanos y aguas dulces. Las sustancias húmicas se definen como Materia Orgánica Natural (MON) o Materia Orgánica Disuelta (MOD). Con base en su solubilidad, las sustancias húmicas se han dividido en ácidos fúlvicos y ácidos húmicos y sus respectivas sales. Los primeros se caracterizan por ser solubles a pH de 2 y son adsorbidos en resinas apolares, mientras que los ácidos húmicos son insolubles a pH 2 (Benschoten y Edzald, 1990a; Rebhun y Lurie, 1993).

Los pesos moleculares atribuidos a los ácidos húmicos están dentro del intervalo de $5 \cdot 10^3$ a 10^5 mientras que los ácidos fúlvicos están dentro del intervalo de 500 a $5 \cdot 10^3$ (g/mol) (Rebhun y Lurie, 1993). Los ácidos fúlvicos se encuentran en mayor proporción en los cuerpos naturales de agua (Thurman, 1985).

En la Tabla 2.2 se muestran algunos de los compuestos clave susceptibles de ser eliminados en el proceso de coagulación-floculación.

Tabla 2.2. Clasificación del material orgánico en solución más relevante el proceso de coagulación (Rebhun y Lurie, 1993; Edzwald, 1993)

| Tipo de material orgánico | Constituyentes | | |
|--|--|---------|---|
| Materia Orgánica Natural (MON) (macromoléculas orgánicas) | Hidrófobos | Ácidos | Substancias húmicas (ácidos húmicos y fúlvicos), alquilos de alto peso molecular, ácidos mono y dicarboxílicos, ácidos aromáticos |
| | | Bases | Proteínas, aminas aromáticas, alquil-aminas de alto peso molecular |
| | | Neutros | Hidrocarburos, aldehídos, cetonas, metil-aminas de alto peso molecular, alcoholes alquílicos, éteres, furanos, pirroles |
| | Hidrofílicos | Ácidos | Hidroxi-ácidos, azúcares, sulfónicos, alquilos de bajo peso molecular, ácidos mono y di carboxílicos |
| | | Bases | Aminoácidos, purinas, pirimidinas, alquilos de bajo peso molecular, aminas |
| | | Neutros | Polisacáridos, alcoholes alquílicos de bajo peso molecular, aldehídos y cetonas |
| Microorganismos-partículas orgánicas | Células vivas Fragmentos celulares | | |
| Partículas coalescidas por macromoléculas orgánicas | Partículas minerales coalescidas a materia orgánica disuelta | | |
| Emulsiones aceitosas | Hidrocarburos de alto peso molecular | | |

En la Figura 2.3 se muestran las estructuras hipotéticas de las sustancias húmicas según distintos autores

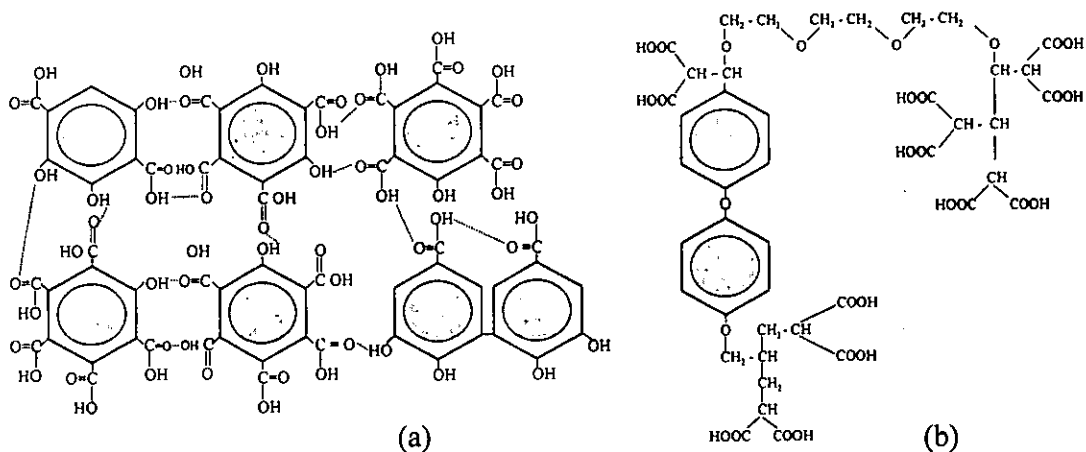


Figura 2.3. Estructuras hipotéticas de las sustancias húmicas (a) según Gamble y Schnitzer (1974); (b) según Bergmann (1978) (citado por Rebhun y Lurie, 1993)

2.4.1.2. Factores que afectan la coagulación

Carga iónica

Muchos compuestos permanecen suspendidos en aguas residuales, estabilizados por diferentes mecanismos, entre ellos la carga eléctrica. El signo de esta carga puede ser positivo o negativo, aunque la mayor parte de los coloides desarrollan una carga negativa. El signo y magnitud de esta carga son afectados por el pH y por el contenido iónico de la fase acuosa (Weber, 1979; Edzwald, 1993).

La carga neta superficial puede ser generada por la ionización de grupos químicos adsorbidos en la superficie del material coloidal, y/o por sus propios grupos funcionales. De la interacción de las partículas minerales portadoras de la carga superficial y de las sustancias húmicas en solución pueden describirse cuatro tipos de interacción:

1. Partículas minerales libres
2. Partículas minerales libres y sustancias húmicas libres en solución
3. Partículas minerales enlazadas a sustancias húmicas (complejos organo-minerales)
4. Complejos organo-minerales y ácidos húmicos libres en solución

Rebhun y Lurie (1993) reportan que las sustancias húmicas contienen en su estructura anillos aromáticos con grupos funcionales fenólicos y carboxílicos, los cuales pueden encontrarse protonados o desprotonados, dependiendo del pH, y que estos grupos son los responsables directos de la formación de los flóculos entre los iones aluminio-MON (Gregor *et al.*, 1997). En Figura 2.4 se muestra el efecto de los iones OH^- en el proceso de coagulación.

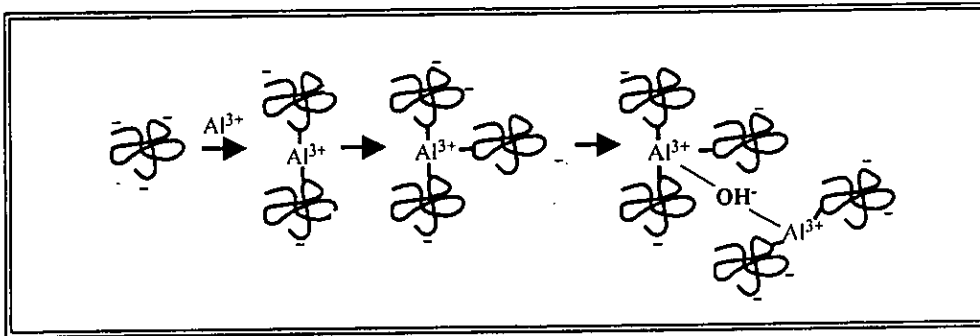


Figura 2.4. Representación esquemática del efecto de los grupos OH^- en el proceso de coagulación-floculación

Influencia del pH en la coagulación- floculación

El control del pH durante el proceso de coagulación es uno de los factores más importantes que gobiernan la remoción de la materia orgánica. Randtke (1988), en uno de sus estudios sintetizó la influencia del pH sobre la coagulación química como un balance de dos fuerzas competitivas:

- 1) Entre los iones H^+ y los productos hidrolizados de los agentes coagulantes (M^+) por los ligandos orgánicos (X^-)
- 2) Entre los iones hidroxilo (OH^-) y aniones orgánicos (X^-) por los productos de la hidrólisis de los agentes coagulantes (M^+).

De lo anterior se puede concluir que si el pH es bajo, los protones compiten con los productos de la hidrólisis de los agentes coagulantes y ocurre una remoción pobre debido a que los ácidos orgánicos no son precipitados. Por otra parte, a valores de pH elevados, el ión hidroxilo (OH^-) compite con los compuestos orgánicos por los sitios de adsorción de los metales y la precipitación de los metales bajo la forma de hidróxidos ocurre por coprecipitación (Semmens y Field, 1980; Crozes *et al.*, 1995). Bajo condiciones más alcalinas las especies coagulantes están menos cargadas positivamente, disminuyendo su atracción por los compuestos orgánicos aniónicos (Ching *et al.*, 1994).

Benschoten y Edzald (1990 a,b), reportaron que el pH óptimo de precipitación en el proceso de coagulación floculación puede afectarse por la presencia de algunos aniones como el fosfato, el cual puede sustituir al ion hidroxilo disminuyendo los sitios de activos del complejo $MON-Al$, provocando a una precipitación pobre, debido a que los iones hidroxilo se encontrarían en una cantidad menor a la necesaria (ver Figura 2.4).

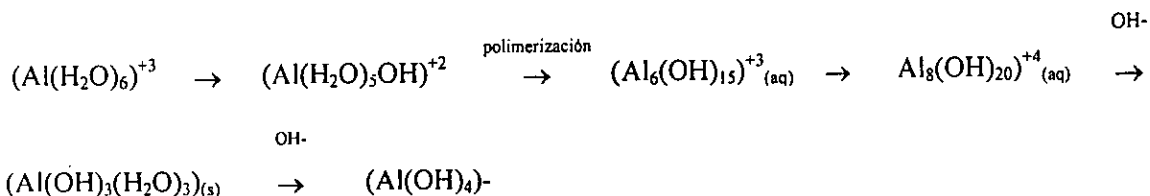
2.4.1.3. Agentes coagulantes orgánicos e inorgánicos

Entre los agentes coagulantes inorgánicos más importantes se encuentran las sales de hierro y de aluminio. Estos compuestos tienen una fuerte tendencia a formar complejos insolubles, especialmente con moléculas polares y con grupos funcionales que contienen oxígeno como grupos carboxilo e hidroxilo. Entre los agentes coagulantes tradicionalmente utilizados, se encuentran la alúmina ($Al_2(SO_4)_3 \cdot nH_2O$), el cloruro de aluminio, el nitrato de aluminio, el policloruro de aluminio, cloruro férrico y el sulfato férrico (Stephenson y Duff, 1996).

Sales de aluminio

Las sales de aluminio son muy eficaces y ampliamente usadas debido a su bajo costo, pero su uso es cuestionado por la presencia de aluminio residual en aguas tratadas y su posible relación con la enfermedad de Alzheimer. Por otra parte, los iones sulfato que permanecen en alta concentración en solución dificultan el tratamiento del efluente en etapas posteriores además de que contribuyen a elevar el contenido de sólidos disueltos totales. Los lodos generados se producen en cantidad excesiva y además son difíciles de secar. Por otro lado, las sales de aluminio no causan corrosión ni ensuciamiento del equipo implicado en el proceso comparado con las sales de hierro (Stephenson y Duff, 1996).

La química del aluminio (III) como agente coagulante/floculante puede ser sintetizada de la manera siguiente (Rebhun y Lurie, 1993):



Los polihidroxo-complejos del aluminio (cargados positivamente) son muy efectivos como agentes coagulantes en un intervalo de pH de 4 a 7. Algunas otras especies monoméricas y poliméricas que han sido reportadas son las siguientes:

- Monómeros $(\text{Al}(\text{OH}))^{2+}$, $(\text{Al}(\text{OH})_2)^+$, $(\text{Al}_2(\text{OH})_2)^{4+}$, $(\text{Al}(\text{OH})_4)^+$
- Polímeros $(\text{Al}_6(\text{OH})_{15})^{3+}$, $(\text{Al}_7(\text{OH})_{17})^{4+}$, $(\text{Al}_8(\text{OH})_{20})^{4+}$, $(\text{Al}_{13}(\text{O}_4(\text{OH})_{12})_7)^{7+}$, $(\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34})^{5+}$

Sales de hierro

El cloruro férrico, el sulfato férrico y el sulfato ferroso se pueden encontrar en forma de soluciones ácidas y disponibles a bajo costo. El sulfato ferroso es el más barato de los químicos normalmente utilizados en el proceso de coagulación-floculación. Comparado con la alúmina, el cloruro férrico coagula en un amplio intervalo de pH, forma un fuerte y pesado flóculo y es menos sensible a problemas relacionados con la calidad del filtrado.

Sin embargo, el cloruro férrico tiene el inconveniente de que es una solución café oscura, ácida, corrosiva que causa daño y ensuciamiento del equipo por lo que se necesitan materiales especiales para su construcción (Stephenson y Duff, 1996).

Polímeros

Un polímero es un polielectrólito sintético conformado por pequeñas subunidades o monómeros. Muchos polímeros sintéticos contienen solamente un tipo de monómero; algunos contiene dos o tres tipos de subunidades diferentes. Las cadenas pueden ser lineales o pueden tener varias ramificaciones (Weber, 1979, Eckenfelder, 1989).

El tipo de carga, carga por unidad de masa (densidad de carga) y el peso molecular determinan la aplicación de cada polímero para usos específicos. Sin embargo, un polímero con una alta densidad de carga no es necesariamente el mejor, frente a uno de baja densidad de carga; lo mismo se aplica para el peso molecular.

Los polielectrólitos contienen grupos adsorbibles y forman puentes entre las partículas o flóculos cargados. Los polielectrólitos no son afectados significativamente por el pH y pueden ellos mismos servir como gomas coagulantes reduciendo la carga efectiva sobre un coloide. Hay tres tipos de polielectrólitos: Los catiónicos, que se adsorben sobre coloides negativos; los aniónicos que reemplazan los grupos aniónicos sobre partículas coloidales y permiten enlaces de hidrógeno entre el coloide y el polímero y los floculantes no iónicos que se adsorben y floculan debido a los puentes de hidrógeno entre las superficies sólidas y los grupos polares en los polímeros (Eckenfelder, 1989).

La principal aplicación de los polielectrólitos en la industria del agua es el espesamiento de los lodos y en el proceso de coagulación/floculación. Este último es seguido normalmente por un proceso de sedimentación y filtración, aunque la flotación es también una opción, especialmente para aguas contaminadas con grasas y aceites. Los polímeros orgánicos pueden ser utilizados como agentes coagulantes primarios en vez de sales metálicas, así como en la fase tradicional de floculación, donde los polímeros enlazan pequeños flóculos ya formados a macroflóculos (Bolto *et al.*, 1996).

Los polímeros catiónicos de bajo peso molecular son principalmente usados para la clarificación de influentes, clarificación secundaria y/o separación de aceites. Los catiónicos de alto peso molecular son usados generalmente para eliminación de desechos orgánicos de las aguas para riego. Los polielectrólitos catiónicos tiene una ventaja distintiva sobre las sales inorgánicas debido al efecto de neutralización de carga sin la formación adicional de sólidos bajo la forma de hidróxidos metálicos. Otro beneficio práctico es el incremento en la capacidad de filtrado (Bolto *et al.*, 1996).

Una de las pocas desventajas de los polielectrólitos es su empleo en aguas crudas con un alto contenido de material coloidal. En este caso su empleo no es costeable debido a las altas dosis empleadas. En este caso suelen utilizarse como "coagulante ayuda" con sales metálicas. Las sales metálicas deberán dosificarse en cantidades mínimas con el objetivo de no incrementar el volumen del flóculo (Bolto *et al.*, 1996).

2.4.1.4. Dosis de agente coagulante

Es común encontrar trabajos relacionados con el tratamiento de efluentes residuales por medio del proceso de coagulación floculación. Sin embargo, no existe una dosis preestablecida para un efluente en específico, sino que es necesario recurrir a estudios experimentales (Weber, 1979). En algunas investigaciones, las mejores condiciones de coagulación (concentración de agente coagulante y pH) son juzgadas con base en la remoción del color y en otras con base en el máximo de remoción de la MON (Gregor *et al.*, 1997).

Algunos investigadores, como Almemark y Ekengren (1989) recomiendan una dosis de 3-6 moles de catión trivalente por gramo de influente medido como carbono orgánico total ó 0.8 a 1.6 g de $\text{FeCl}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$, 0.8 a 1.7 g de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 0.7 a 1.4 g de $\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ó 1.0 a 2.0 g de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ por gramo de influente medido como carbono orgánico disuelto (Stephenson y Duff 1996).

2.4.2. Ozonación

La adsorción sobre carbón activado, la ozonación, la ósmosis reversa y los procesos de oxidación avanzada, POA (AOP, por sus siglas en inglés) son algunos de los procesos más estudiados para la remoción de compuestos orgánicos disueltos y micro-contaminantes. Sin embargo, algunos sólo son capaces de eliminar parcialmente los contaminantes, como es el caso de las aminas y THM sobre carbón activado o incluso sólo de transferir los contaminantes de una fase a otra (Casero *et al.*, 1997; Tang y Tassos, 1997).

De los procesos citados, la oxidación química es la única capaz de convertir los compuestos considerados como recalcitrantes y tóxicos a compuestos inocuos como el dióxido de carbono y el agua. Sin embargo, el costo asociado puede ser comúnmente prohibitivo para su aplicación en el tratamiento de aguas residuales por lo que comúnmente se encuentra acoplada a un proceso biológico (Adams *et al.*, 1997).

Los oxidantes químicos pueden ser aplicados en diferentes etapas durante el proceso de tratamiento dependiendo del propósito deseado. Entre las aplicaciones de los agentes oxidantes se incluyen: La desinfección, control de color y sabor, eliminación de contaminantes específicos, oxidación de metales a su forma insoluble, oxidación de material orgánico y como coagulante ayuda (en el último, el mecanismo no es todavía muy claro) (Glaze, 1990; Langlais *et al.*, 1991). En la Tabla 2.3 se muestran algunos de los agentes químicos utilizados en el tratamiento de aguas y de aguas residuales.

Tabla 2.3. Agentes oxidantes comúnmente utilizados en el proceso de tratamiento de aguas

| Ventajas y desventajas | Agentes oxidantes | | | | Referencia |
|--|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------------------|------------------------------|
| | Cloro | KMnO ₄ | Cl ₂ O | H ₂ O ₂ | |
| Sabor y olor residual | * | - | ** | - | Weber, 1979; |
| Disposición de residuos | - | * | - | - | Glaze, 1990; |
| Formación de compuestos carcinogénicos | ** | - | * | - | |
| Protección residual | ** | - | * | - | Ramalho, 1996; |
| Eliminación de patógenos | ** | * | ** | ** | Šarasa <i>et al.</i> , 1998; |
| Oxidación de material orgánico en solución | * | ** | * | *** | |
| Corrosivo, reactivo | *** | * | *** | *** | Winkler, 1998 |

Notas:

- No contribuye

*, **, *** Indica grado de contribución en orden ascendente

La dosis de permanganato debe ser cuidadosamente controlada ya que un exceso le confiere al agua tratada un tono rosado

A pH básico el Cl₂O se ioniza a clorito y a clorato, éstos ejercen un impacto a la salud, por ello, las condiciones alcalinas deben evitarse cuando existan residuos de Cl₂O

2.4.2.1. Propiedades del ozono

La ozonación es un proceso común de oxidación en el tratamiento de aguas para la remoción de contaminantes específicos, color y olores. También es utilizado para mejorar el proceso de floculación y la biodegradabilidad de materia orgánica. Es un proceso ampliamente utilizado en países desarrollados, principalmente países europeos para la potabilización y para el tratamiento de aguas residuales (Glaze, 1990).

El ozono, descubierto en 1878 por M. Van Marun, es una forma alotrópica del oxígeno con fórmula química O₃. Es un gas azulado de olor picante característico. Posee un fuerte poder oxidante y una gran tendencia a transformarse en oxígeno mediante una fuerte reacción exotérmica que frecuentemente tiene lugar con violencia explosiva. Es uno de los componentes del neblumo (smog) y es extraordinariamente corrosivo. Se forma en el espacio cercano al de las descargas eléctricas, en la electrólisis del agua o haciendo pasar aire húmedo sobre fósforo. También se encuentra en la estratosfera, en la que se forma como consecuencia de la acción de la luz ultravioleta sobre el oxígeno (De Lora y Miro, 1975).

Los compuestos que reaccionan mejor con el ozono son los orgánicos. El estudio de estas reacciones pone de manifiesto el potencial oxidante del ozono. Debido a su reactividad e inestabilidad, el ozono no puede almacenarse, por lo que debe ser producido *in situ* (Langlais *et al.*, 1991). En la Tabla 2.4, se señalan las principales propiedades físicas del ozono.

Tabla 2.4. Principales constantes físicas del ozono (Razumovskii y Zaikov, 1984)

| Constantes físicas | Valores |
|-----------------------------|--|
| Peso molecular | 48 g/mol |
| Punto de ebullición | -111.9°C (760 mmHg) |
| Punto de fusión | 192.7 +2°C (760 mmHg) |
| Temperatura crítica | -12.1°C |
| Presión crítica | 53.6 kgf/cm ² |
| Densidad crítica | 0.437 g/L |
| Volumen crítico | 0.143 |
| Densidad del gas | 2.144 g/L (0°C) |
| Densidad del líquido | 1.151 y 1.614 g/mL (-183°C) (-195.4°C) |
| Tensión superficial | 49.4 dinas/cm (-183 °C) |
| Capacidad calorífica Cp | 43.4 y 33.2 kJ/mol°C (-100°C) y (-173°C) |
| Constantes de Van der Waals | |
| a | 3.545 kgf/cm ² .L ² .mol ⁻² |
| b | 0.04903 L/mol |
| Potencial de ionización | 12.8 eV |
| Momento dipolar | 0.53 +- 0.02 D |
| Constante dieléctrica | |
| O ₃ gas | 1.0019 (0°C) |
| O ₃ líquido | 3.75 (-183°C) |

2.4.2.2. Aplicaciones del ozono en el tratamiento de aguas residuales

El ozono tiene dos aplicaciones principales en el tratamiento de aguas, como oxidante químico para la destrucción de contaminantes disueltos y como agente desinfectante. El ozono tiene algunas ventajas frente al cloro en el control de sabores y olores. En primer lugar, el hecho de que el ozono reaccione muy rápidamente de la solución determina que no comunique ningún sabor al agua. Otra ventaja de su rápida desaparición es que no forma ningún compuesto con el agua, aunque la oxidación tiene lugar rápidamente. Sin embargo, esta propiedad hace imposible conservar en el agua una pequeña cantidad de ozono residual de seguridad para evitar posibles contaminaciones posteriores.

Los sabores y olores son algunas de las características físicas que más preocupan en el tratamiento de las aguas para que el agua sea lo más agradable posible para los sentidos. El ozono se ha empleado con éxito en muchas ocasiones para controlar determinados sabores y colores producidos por diversas sustancias determinadas, como por ejemplo, los fenoles.

La mejor dosis de ozono depende de la cantidad y tipo de materia orgánica oxidable en el agua a tratar y, por tanto, en cada caso es preciso emprender estudios de tratabilidad para determinar la demanda de ozono. La experiencia práctica aconseja que en cualquier tratamiento con ozono no se prescinda totalmente del cloro, que suele emplearse en las fases finales del tratamiento de aguas (De Lora y Miro, 1975).

En la Tabla 2.6 se presentan algunos de las aplicaciones del ozono en el tratamiento de aguas. En estudios realizados en el tratamiento de efluentes contaminados por diversos tipos de sustancias se observó un aumento de la velocidad y biodegradación de los compuestos orgánicos cuando fueron sometidos previamente al proceso químico de ozonación (oxidación avanzada). Lin *et al.* (1993) mencionan en una de sus investigaciones que los efluentes textiles son tratables biológicamente solamente cuando exista una etapa previa de ozonación. Kim *et al.*, (1997), utilizando ácido fúlvico como fuente de carbono orgánico, reportaron un aumento del 31% en la biodegradabilidad de éste cuando fue utilizada una preozonación.

2.4.2.3. Efecto del ozono en el proceso de coagulación-floculación

La ozonación como fase preliminar al proceso de coagulación-floculación ha recibido mucha atención a partir de la década pasada. Algunas plantas de tratamiento han comenzado a instalar la ozonación como fase preliminar, una de las más grandes funciona en la ciudad de Los Angeles, con un flujo de 600 mgd (Rebhun y Lurie, 1993)

La aplicación del ozono como pretratamiento al proceso de coagulación/floculación es, a veces, cuestionada. Si la ozonación oxida, rompe e hidroliza la materia orgánica disuelta puede esperarse una pobre remoción del material orgánico por medio del proceso de coagulación-floculación (Jekel, 1986). Sin embargo, al utilizar fases posteriores como filtración y adsorción sobre carbón activado asistido biológicamente se demostró que el agua preozonada mostraba niveles de remoción más altos de COT que un agua no ozonada. Esto es debido, en parte, a la transformación del COT refractario a COT degradable biológicamente (Rebhun y Lurie, 1993). A manera de síntesis, en la Tabla 2.5, se muestran los posibles puntos de aplicación del ozono en un proceso de tratamiento de agua potable y residual así como sus efectos.

No obstante que se sabe que el ozono causa reducción de las dosis de agentes coagulantes e induce la floculación, el mecanismo aún no ha sido claramente explicado en la literatura. Algunos mecanismos que se consideran se llevan a cabo durante la aplicación del ozono como coagulante - ayuda se citan a continuación (Grasso y Webber, 1988; Edzwald, 1993):

- Oxidación de compuestos orgánicos, su hidrofiliación y su eventual desorción llevando a la desestabilización de las partículas
- Incremento de la complejación del aluminio con materia orgánica
- Incremento de la complejación del Ca^{2+} con materia orgánica
- Reducción de la estabilidad de las partículas debido a la pérdida de material orgánico adsorbido en partículas, polimerización catalítica de la materia orgánica disuelta y reacciones con algas

Las aplicaciones del ozono en el tratamiento de las aguas residuales se resumen a continuación (De Lora y Miro, 1975; Glaze, 1990; Kamiya e Hirotsuji, 1998):

- Desinfección de las aguas y control de algas
- Tratamiento terciario
 - a).- Reducción de la DQO
 - b).- Desinfección como etapa final
 - c).- Aumento del oxígeno disuelto
 - d).- Reducción de color y olor
 - e).- Disminución de la turbiedad
 - f).- Disminución de la demanda de cloro
- Oxidación de micro y macrocontaminantes orgánicos
 - a).- Contaminantes fenólicos
 - b).- Destrucción de trihalometanos
 - c).- Remoción de plaguicidas
- Tratamiento de lodos
 - a).- Oxidación de lodos secundarios para la volatilización parcial o total de compuestos orgánicos que no fueron totalmente biodegradados
 - b).- Oxidación parcial y destrucción de bacterias y otros organismos que son aprovechados como alimento en el reciclado de los lodos activados
- Tratamiento combinado con carbón activado, biofiltración, etc.
- Incremento de la biodegradabilidad
- Control de olores
- Oxidación de contaminantes inorgánicos (hierro y manganeso)
- Pretratamiento en el mejoramiento de procesos subsecuentes (desinfección, coagulación, filtración, adsorción, adsorción asistida biológicamente) (Craveiro de Sa y Malina, 1992; Nishijima y Okada., 1993; Speitel *et al.*, 1989).

Tabla 2.5. Aplicaciones del ozono en el proceso de tratamiento de aguas potables y aguas residuales (Langlais *et al.*, 1991)

| Control de: | Punto de aplicación | Dosis de ozono | Mejor ruta de reacción | Comentarios |
|------------------------------------|---------------------|----------------|------------------------|--|
| Fe/Mn | Pre, Inter | Media | Molecular | El punto de aplicación inter puede ser mejor utilizando aguas con altas concentraciones de COD |
| Color | Inter. | Media-Alta | Molecular | Dos fases estequiométricas |
| Sabor y olor | Inter | Alta | Radical | A bajas dosis de ozono se puede generar olor y sabor |
| COS | Inter | Media-Alta | Radical | La ruta molecular puede ser mejor para algunas especies |
| Partículas | Pre | Baja | Desconocida | Puede requerir altas concentraciones de calcio |
| Algas | Pre, Inter | Baja-media | Desconocida | Puede ser utilizada con flotación |
| Patógenos | Pre, Post | Media-Alta | Molecular | Pre en EEUUA, Post en Europa |
| Productos intermediarios del cloro | Inter, Pre | Baja-Alta | Molecular | Para altos niveles de remoción se requiere la ruta de radicales libres |
| Substancias biodegradables | Inter | Media | Desconocida | Posterior al proceso de ozonación es importante la implementación de un proceso de filtración |

Pre : Pretratamiento de un proceso de coagulación-floculación o de un proceso biológico

Inter : Etapa intermedia en un tren de potabilización o de tratamiento de aguas residuales

Post : Etapa posterior al principal proceso de depuración en el tren de tratamiento de que se trate

2.4.3. Método de Fenton

El método de Fenton fue descubierto hace casi cien años pero su aplicación en el tratamiento de aguas contaminadas con biocidas, compuestos orgánicos tóxicos o no biodegradables no fue practicada sino hasta los 60 (Huang *et al.*, 1993; Legrini *et al.*, 1993; Ollis y Ekabi, 1993; Tang y Tassos, 1997). Este método presenta dos variantes en cuanto a su aplicación, estas son: La reacción fotocatalítica y la reacción térmica de Fenton (Bossman *et al.*, 1998).

2.4.3.1. Reactividad de las especies oxidantes

Cuando es necesario utilizar un oxidante de tipo general, el empleo de radicales OH^\bullet es el elegido. La única excepción al proceso de degradación por este medio son los compuestos perhalogenados, como el tetracloruro de carbono. En la Tabla 2.6 se comparan las constantes de reacción aplicando ozono y radicales OH^\bullet como agentes oxidantes.

La generación de los radicales OH^\bullet puede efectuarse mediante varios sistemas. Estos sistemas son: $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$, $\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$, $\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$, UV/O_3 , UV/TiO_2 , radiación ionizante y $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ (von Sonntag *et al.*, 1997). De los anteriores sistemas, la combinación $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$, también conocida como reacción de Fenton, es considerada una de las más promisorias ya que es una técnica que implica dos procesos en un solo reactor: Coagulación-floculación y oxidación avanzada. El ión Fe^{2+} empleado en la reacción es comúnmente obtenido a partir de sulfato ferroso.

Tabla 2.6. Constantes de reacción de ozono y radicales OH^\bullet para algunos compuestos orgánicos (Legube y Karpel, 1999; Andreozzi *et al.*, 1999)

| Soluto | $K_{\text{O}_3} (\text{M}^{-1}\text{s}^{-1})$ | $K_{\text{OH}^\bullet} (\text{M}^{-1}\text{s}^{-1})$ |
|-------------------|---|--|
| Benceno | 2 ± 0.4^a | $7.8 \cdot 10^9$ |
| Nitrobenzeno | 0.09 ± 0.02^a | $3.9 \cdot 10^9$ |
| Tolueno | 14 ± 3^a | $3.0 \cdot 10^9$ |
| m-Xileno | 94 ± 20^a | $7.5 \cdot 10^9$ |
| Ácido fórmico | 5 ± 5^a | $1.3 \cdot 10^8$ |
| Ion formato | 100 ± 20^b | $3.2 \cdot 10^9$ |
| Ácido oxálico | $(< 4 \cdot 10^{-2})^a$ | $1.4 \cdot 10^6$ |
| Ion oxalato | $(< 4 \cdot 10^{-2})^b$ | $7.7 \cdot 10^6$ |
| Ácido acético | $(< 3 \cdot 10^{-3})^a$ | $1.6 \cdot 10^7$ |
| Ion acetato | $(< 3 \cdot 10^{-3})^b$ | $8.5 \cdot 10^7$ |
| Ácido succínico | $(< 3 \cdot 10^{-2})^a$ | $3.1 \cdot 10^8$ |
| Ion succinato | $((3 \pm 1) \cdot 10^{-2})^b$ | $3.1 \cdot 10^8$ |
| Ácido salicílico | $< 500^a$ | $2.2 \cdot 10^{10}$ |
| Ion salilato | $((3 \pm 3) \cdot 10^3)^b$ | $1.6 \cdot 10^{10}$ |
| Clorobenceno | 0.75 | $4 \cdot 10^9$ |
| Ticloroetileno | 17 | $4 \cdot 10^9$ |
| Tetracloroetileno | < 0.1 | $1.7 \cdot 10^9$ |
| n-Butanol | 0.6 | $4.6 \cdot 10^9$ |
| t-Butanol | 0.03 | $0.4 \cdot 10^9$ |

^a pH ácido, en presencia de OH^\bullet —“destructor” (inhibidor de las reacciones con radicales libres)

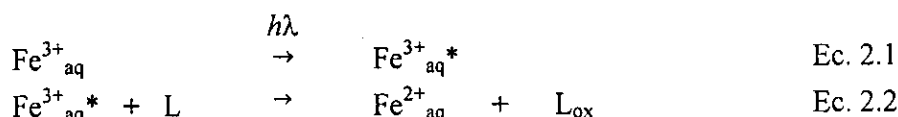
^b en presencia de OH^\bullet —“destructor”

2.4.3.2. Reacción fotocatalítica de Fenton

La reacción fotocatalítica de Fenton es una variante del método de Fenton. En esta reacción se efectúa la reducción fotoquímica de Fe (III) a Fe (II) por medio de irradiación. De este modo se logra una mayor efectividad ya que se encuentra una mayor cantidad de Fe (II) disponible en solución.

El fundamento de la reducción fotoquímica del Fe (III) a Fe (II) se encuentra en su espectro de absorción el cual se extiende desde el UV a la zona del visible. Para el empleo de la reacción fotocatalítica de Fenton se pueden utilizar longitudes de onda entre 280 y 420 nm.

Otro punto de gran importancia es la contribución al proceso de oxidación del material orgánico, ya que el Fe (III) en estado excitado tiene la posibilidad de actuar como agente oxidante (Ec. 2.1 y 2.2.) En este caso, los alcoholes, aminas y ácidos carboxílicos pueden servir de ligandos en complejos de hierro III y así ser oxidados eficientemente



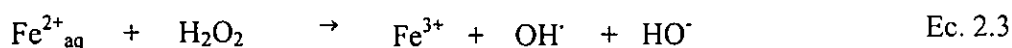
* estado electrónico excitado

L alcoholes, aminas o ácidos carboxílicos

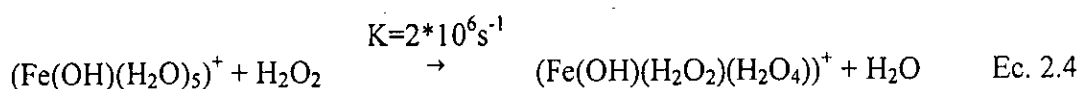
La reacción de generación de radicales OH[•] es un proceso cíclico y sigue la misma secuencia que la reacción térmica (Ec. 2.3 y 2.4).

2.4.3.3. Reacción térmica de Fenton

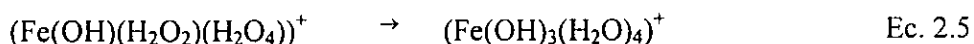
Con base en la interpretación clásica de Haber y Weiss (1934), la reacción del hierro (II) y del H₂O₂ a pH ácido resulta en la formación de radicales OH[•] libres (Ec. 2.3).



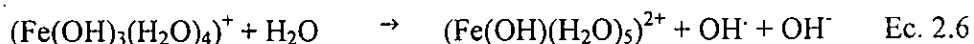
Sin embargo, cálculos termodinámicos recientes han demostrado que una reacción de transferencia de electrones en capas externas entre iones Fe²⁺_{aq} y H₂O₂ como lo propone el mecanismo clásico propuesto por Haber y Weiss (1934), no puede ser posible, ya que la formación del intermediario H₂O₂⁻ no se ve favorecida (Goldstein *et al.*, 1993; Marsarwa *et al.*, 1988). Bossmann *et al.* (1998) mencionan que la formación de radicales hidroxilo se efectúa por formación de un complejo hidratado de hierro II y H₂O₂ ya que éste resulta termodinámicamente más favorable. Este complejo es producido por medio de una reacción de intercambio de ligando (H₂O₂ vs H₂O) en la primera capa de ligando del catión de Fe²⁺_{aq}. Por razones de simplicidad se utiliza para el Fe²⁺_{aq}, en la Ec. 2.4 el complejo monomérico (Fe(OH)(H₂O)₅)⁺ en lugar de ((H₂O)_{4aq}(OH)₂Fe(H₂O)₄)²⁺.



La diferencia entre la constante de reacción monomolecular (ec. 2.4) ($k=2 \cdot 10^6 \text{ s}^{-1}$; Cotton y Wilkinson, 1980) y la de la reacción bimolecular de Fenton (Ec. 2.3) ($60\text{-}80 \text{ M}^{-1}\text{s}^{-1}$) es significativa. De esta comparación se observa claramente que la formación del intermediario en la Ec. 2.3 es más favorable y que no es controlada difusionalmente, como se esperaría para una transferencia de electrones en capas exteriores (reacción bimolecular). De hecho, una reacción de transferencia de dos electrones en capas internas tiene lugar internamente dentro del complejo $(\text{Fe}(\text{OH})(\text{H}_2\text{O}_2)(\text{H}_2\text{O}_4))^+$, se forma como resultado de esta transferencia el complejo intermediario de hierro IV $((\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{H}_2\text{O})_4)^+)$ (Ec. 2.5):



El complejo intermediario de la reacción 2.5 reacciona en medio acuoso y entonces se forman los radicales OH y $\text{Fe}^{3+}_{\text{aq}}$ $((\text{Fe}(\text{OH})(\text{H}_2\text{O})_5)^{2+})$ (Ec. 2.6) (Bossman *et al.*, 1988):



Algunas de las recomendaciones generalmente citadas en bibliografía para que se lleve a cabo esta reacción son:

- Ajustar el pH de las aguas residuales entre 3 y 5
- Añadir hierro (solución de FeSO_4) y
- Añadir lentamente H_2O_2 .

Si el valor de pH es alto, el hierro precipita como $\text{Fe}(\text{OH})_3$ y catalíticamente se descompone el peróxido de hidrógeno a oxígeno.

2.4.3.4. Aplicación del método de Fenton en el tratamiento de aguas

Las aguas residuales, lodos y suelos contaminados pueden ser tratados eficientemente con el método de Fenton con lo que puede lograrse la:

- Degradación de contaminantes orgánicos
- Reducción de toxicidad
- Aumento de la biodegradabilidad
- Remoción de material contaminante, medido como DBO y de DQO
- Remoción de olor y de color

Se ha comprobado con diversos estudios realizados en el tratamiento de contaminantes considerados por la Agencia de Protección Ambiental de los EEUU (EPA) como sustancias con propiedades cancerígenas y efectos al sistema nervioso (pruebas realizadas en animales) que el método de Fenton es un proceso de tratamiento eficiente y, por los subproductos generados (Fe^{3+} y H_2O), altamente confiable y seguro (Tang y Tassos, 1997).

A manera de resumen, en la Tabla 2.7 se presentarán algunos de los compuestos tratados por el método de Fenton.

Tabla 2.7. Aplicación del método de Fenton en el tratamiento de aguas contaminadas con diversas sustancias

| Sustancia oxidada | Comentarios |
|---|--|
| THM (solución sintética) | La oxidación de los THM se incrementa la concentración y con el número de átomos de bromo presentes en la molécula (Tang y Tassos, 1977) |
| Aminas aromáticas (Solución sintética) | La degradación de las aminas puede efectuarse por transformación en productos insolubles, mineralización y productos de rompimiento de anillos aromáticos. El producto final depende fundamentalmente de la concentración de Fe (II) (Casero <i>et al.</i> , 1997) |
| Rellenos sanitarios | En el tratamiento de rellenos sanitarios se observó que la oxidación de la materia orgánica es proporcional al aumento de su peso molecular (Yoon <i>et al.</i> , 1998) |
| Aldehídos (solución sintética) | Debido a que los aldehídos son fuertes agentes reductores pueden introducirse para incrementar la eficiencia del sistema mediante el intercambio y disposición del hierro como Fe(II) (Isak <i>et al.</i> , 1996) |

2.4.3.5. Reactividad de los radicales hidroxilo

Algunos metales presentan propiedades especiales para transferir oxígeno, lo cual requiere del empleo de peróxido de hidrógeno. Por ejemplo, el más común de éstos es el hierro, el cual al reaccionar con el peróxido de hidrógeno forma radicales hidroxilo altamente reactivos. Los radicales hidroxilo son una de las especies químicas conocidas más reactivas, solamente antecedidas por el ion fluoruro (Tabla 2.8).

Tabla 2.8. Poder de oxidación relativa de diferentes especies químicas (Bishop, 1968)

| Especies | Poder de oxidación relativa |
|----------------------------|-----------------------------|
| Fluoruro | 2.23 |
| Radicales hidroxilo | 2.06 |
| Oxígeno atómico | 1.78 |
| Peróxido de hidrógeno | 1.31 |
| Radicales perhidroxilo | 1.25 |
| Permanganato | 1.24 |
| Ácido hipobromoso | 1.17 |
| Bióxido de cloro | 1.15 |
| Ácido hipocloroso | 1.10 |
| Ácido hipoyodoso | 1.07 |
| Cloruro | 1.00 |
| Bromuro | 0.80 |
| Yoduro | 0.54 |

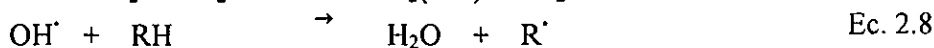
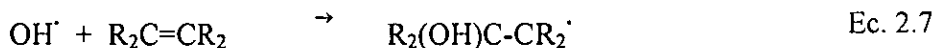
La velocidad de reacción del reactivo de Fenton está generalmente limitada por la velocidad de generación de radicales hidroxilo. La relación típica de Fe:H₂O₂ es de 1:5-10 (relaciones en peso). Sin embargo, para niveles de hierro menores a 25-50 mg/L se pueden requerir tiempos de reacción excesivos (10-24 h). Esto puede deberse a que ciertos productos de la oxidación (ácidos orgánicos) secuestran el hierro y lo remueven del ciclo catalítico. Debido a la pérdida en la selectividad cuando el nivel de contaminantes decrece, cuando la DQO_t es superior a 500 mg/L el reactivo de Fenton es más efectivo como un pretratamiento. Por otro lado, los radicales libres son inhibidos por los quelantes del hierro tales como los fosfatos, EDTA, formaldehído y los ácidos cítrico y oxálico (Bishop, 1968).

2.4.3.6. Oxidación de la materia orgánica

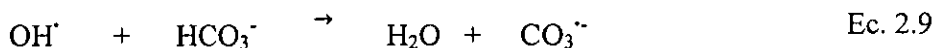
En el proceso de degradación de la materia orgánica, vía radicales libres, tal remoción se efectúa por:

- El ataque subsecuente de los radicales hidroxilo sobre las moléculas orgánicas.
- El ataque de radicales intermediarios sobre otras moléculas orgánicas. Estos radicales son de menor reactividad.

Como primera fase, los radicales OH[•] reaccionan con la materia orgánica por adición a los dobles enlace C=C (Ec. 2.7) o por sustracción de un átomo de hidrógeno a un carbono (Ec. 2.8). Con moléculas que contienen heteroátomos como nitrógeno o azufre, pueden formarse cationes-radicales (von Sonntag, 1997)

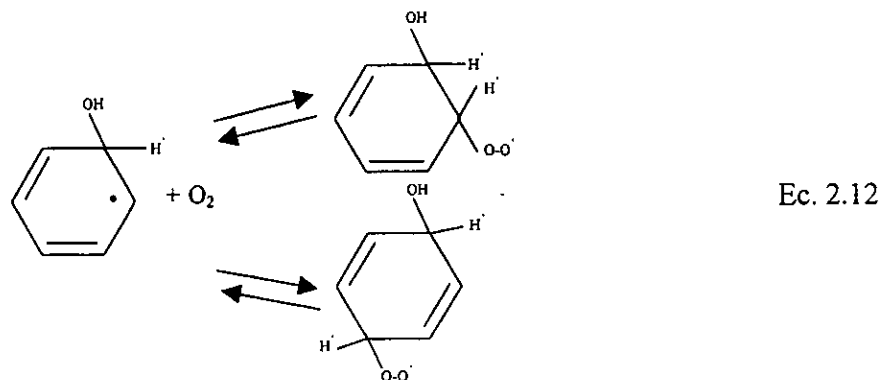


La adición a los dobles enlaces (reacción 2.7) es generalmente más rápida que la sustracción de hidrógeno (Ec. 2.8). Cuando existe bajo contenido de material orgánico, pero se tiene la presencia de iones carbonato y bicarbonato, estos pueden también reaccionar con los radicales OH[•] (Ec. 2.9 y 2.10):



Los radicales CO₃^{•-} formados son de una reactividad mucho menor que los radicales OH[•].

Los radicales formados en la Ec. 2.8 pueden reaccionar posteriormente con el oxígeno disuelto. Esta reacción es irreversible, con excepción de la que ocurre con los compuestos aromáticos (Ec. 2.11 y 2.12).



Los radicales peroxil pueden, posteriormente, reaccionar con moléculas orgánicas y con otros radicales. Estas reacciones producen una fragmentación molecular. El tipo de estructuras resultantes está en función de la molécula originalmente degradada.

En general, el método de Fenton posee tres características atractivas para ser utilizado como tratamiento de depuración de aguas residuales:

- Los radicales OH^\cdot producidos reaccionan con sustancias orgánicas en orden de segundos a una constante de velocidad de reacción de $10^7 - 10^{10} \text{ M}^{-1}\text{s}^{-1}$. Estos radicales reaccionan efectivamente con una variedad de componentes tales como alcoholes, éteres, pinturas, plaguicidas, aromáticos policíclicos, en solución acuosa o residuos acuosos (Haag y Yao, 1992; Kuo, 1992).
- Los agentes reaccionantes, así como los productos finales de la reacción (agua, oxígeno e hidróxido férrico), son ambientalmente amigables debido a que no introducen contaminación adicional.
- El peróxido de hidrógeno es utilizado comúnmente en el tratamiento de aguas residuales industriales para minimizar la demanda química de oxígeno y el costo adicional del ión ferroso es bajo, así que el tratamiento es bastante económico (Casero *et al.*, 1997). Además, el ión ferroso puede regenerarse electrolíticamente (Tzedakis *et al.*, 1989; Hsiao y Nobe, 1993).

2.4.3.7. Factores que influyen en la reacción de Fenton

A continuación se presentan los factores que tienen una influencia significativa en las eficiencias que se obtienen aplicando el método de Fenton en el tratamiento de aguas residuales (Walling, 1975).

Efecto de la concentración de hierro

En ausencia de hierro, no existe evidencia de la formación de radicales hidroxilo. En el caso de aguas conteniendo fenoles, por ejemplo, no hay eliminación de fenol al adicionar H_2O_2 . Sin embargo, cuando se adiciona hierro y, en proporción con la concentración de éste, la velocidad de remoción de fenol aumenta hasta que se alcanza un punto en el cual la posterior adición de hierro tiene un efecto negativo. Este rasgo es característico (una dosis óptima para el hierro) del reactivo de Fenton. La mejor dosis del reactivo de Fenton es variable para cada tipo de agua residual y está definida básicamente por tres factores:

- Una concentración mínima de hierro comprendida entre 3 y 15 mg/L permite que se lleve a cabo la reacción de Fenton dentro de un período razonable de tiempo para minimizar la concentración de los contaminantes orgánicos.
- Una relación constante de *Fe:Sustrato* arriba del mínimo, típicamente una parte de Fe por 10-50 partes de sustrato, produce productos finales deseados
- Una alícuota adicional de hierro satura las propiedades quelantes en las aguas residuales, lo cual es necesario para compensar el efecto del hierro que es secuestrado y que es impedido para catalizar la formación de radicales hidroxilo.

La dosis de hierro puede ser también expresada como una relación con respecto a la dosis de H_2O_2 . El intervalo típico es de una parte de hierro por 5-25 partes de peróxido de hidrógeno (en peso).

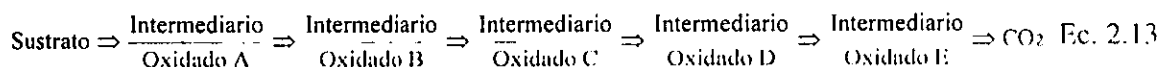
Efecto del estado de oxidación del hierro

Para la mayoría de las aplicaciones del reactivo de Fenton no es muy importante el tipo de sales de hierro que se utilicen (Fe^{2+} o Fe^{3+}) para catalizar la reacción; el ciclo catalítico se inicia rápidamente en presencia de H_2O_2 y de materia orgánica en abundancia. Sin embargo, si la dosis del reactivo de Fenton es baja (por ejemplo, <10-25 mg/L de peróxido de hidrógeno), algunas investigaciones sugieren que debe preferirse el sulfato ferroso. Pueden utilizarse tanto las sales de cloruro o sulfato de hierro. Sin embargo, cuando se utilizan las primeras, se forman cloruros rápidamente sobre todo a concentraciones importantes del reactivo de Fenton (Walling, 1975).

El hierro del reactivo de Fenton puede ser reciclado después de haberse llevado a cabo la reacción. Para ello puede aumentarse el pH para flocular el hierro y separarlo por sedimentación. Posteriormente, los lodos son reacidificados para solubilizar el hierro.

Efecto de la concentración de peróxido de hidrógeno

Los radicales hidroxilo no son selectivos en su reacción con la materia orgánica por lo que es importante conocer los subproductos formados para cada tipo de agua residual que es tratada. Por ejemplo, en una aplicación típica, ocurren las siguientes series de la reacción:



Cada transformación en esta serie tiene una velocidad de reacción diferente y, como el caso de los compuestos fenólicos, considerados como ejemplo, pueden formarse productos intermedios indeseables (quinonas), los cuales requieren de una importante cantidad de peróxido de hidrógeno para que la reacción continúe hasta los productos finales. Lo anterior se presenta frecuentemente cuando el pretratamiento de las aguas residuales conteniendo sustancias orgánicas tiene por objetivo reducir la toxicidad de las mismas. Así, en un agua residual, cuando se incrementa la dosis del peróxido de hidrógeno, puede presentarse una reducción estable de la DQO pero con poco o sin cambio en la toxicidad del agua. Lo anterior continúa hasta que se incrementa la dosis de peróxido de hidrógeno por arriba de un valor límite, después del cual, cualquier incremento de la dosis de peróxido se refleja en una rápida disminución de la toxicidad del agua.

Efecto de la temperatura

La velocidad de reacción con el reactivo de Fenton se incrementa con la temperatura, con el efecto más pronunciado a temperaturas menores de 20°C. Sin embargo, cuando la temperatura aumenta por arriba de 40 ó 50°C, la eficiencia de la utilización del peróxido decrece. Lo anterior se debe a que se acelera la descomposición de peróxido de hidrógeno en oxígeno y agua. Cuando la dosis de peróxido de hidrógeno excede de 10-20 g/L se debe moderar la temperatura no sólo por razones económicas sino por también por razones de seguridad.

Efecto del pH

El efecto del pH sobre la eficiencia de reacción es ilustrado en la Figura 2.5. El pH óptimo se presenta con valores entre pH 3 y 6. La eficiencia sobre el lado básico es atribuida a la transición de hierro para formar un ion ferroso hidratado hasta una especie férrica coloidal. Esta última forma del hierro descompone catalíticamente el peróxido de hidrógeno en oxígeno y agua, sin formar radicales hidroxilo.

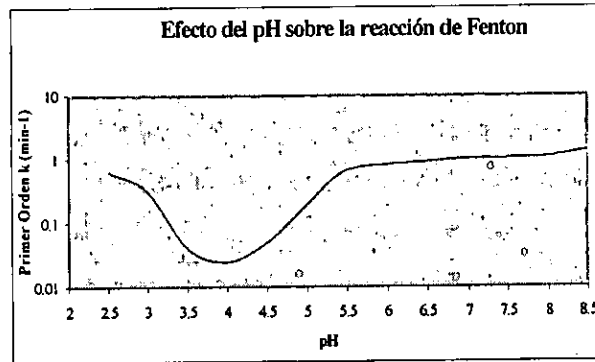


Figura 2.5. Efecto del pH en la reacción del método de Fenton (Walling, 1975)

Existe también un desarrollo reciente que emplea agentes secuestrantes (por ejemplo NTA y ácidos gálicos) para trabajar en un intervalo de pH de 8-9. Sin embargo, no se conocen aplicaciones comerciales de este método. La disminución de la eficiencia de la reacción de Fenton en el intervalo de pH ácido es poco pronunciada dada la función logarítmica del pH y, generalmente, concierne solamente a las aplicaciones con altas dosis de reactivo. Un segundo aspecto del efecto del pH en la reacción de Fenton tiene que ver con la evolución de este parámetro durante el transcurso de la reacción. Para un agua residual con un pH inicial de 6.0, el perfil típico de evolución del pH durante la reacción de Fenton se ilustra en la Figura 2.6.

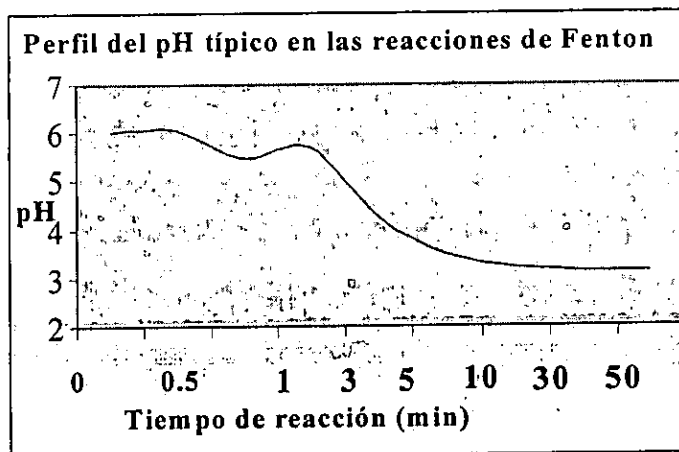


Figura 2.6. Perfil típico de la evolución del pH en las reacciones de Fenton (Walling, 1975)

La primera inflexión es causada por la adición de FeSO_4 , el cual contiene típicamente residuos de H_2SO_4 . Una segunda y más pronunciada inflexión ocurre con el pH cuando el peróxido de hidrógeno es añadido y continúa gradualmente a una velocidad que depende de la concentración del catalizador. Este comportamiento en el pH es atribuido a la fragmentación

de la materia orgánica en ácidos orgánicos. El análisis monitorio de la evolución del pH permite asegurarse que la reacción se desarrolla como se ha planeado. La ausencia de tal disminución de pH puede significar que la reacción se ha inhibido y que la concentración de peróxido está aumentando en la mezcla de reacción lo cual puede significar un peligro potencial.

En aguas residuales altamente concentradas (DQO > 10 g/L) puede ser necesario llevar la oxidación por pasos, reajustando el pH a 4-5 después de cada paso de manera de evitar que el pH descienda demasiado y la reacción se inhiba.

Efecto del tiempo de reacción

El tiempo necesario para completar la reacción de Fenton depende de varias variables, la mayoría de ellas relacionadas con las dosis del catalizador y de las características del agua residual. Para aguas concentradas y complejas la reacción puede tomar varias horas. En tales casos, la reacción en pasos (añadiendo hierro y peróxido de hidrógeno) es más efectiva que añadiendo al inicio todo el hierro y el peróxido.

La determinación de la terminación de la reacción algunas veces puede presentar problemas. La presencia de peróxido de hidrógeno residual interfiere los análisis de las aguas residuales. El peróxido de hidrógeno residual puede ser removido por ajuste del pH, por ejemplo, entre 7-10 o neutralizando con bisulfito. Algunas aguas residuales pueden adquirir un color oscuro cuando se adiciona el peróxido de hidrógeno pero pierden este color cuando se lleva a cabo completamente la reacción.

2.4.4. Adsorción

2.4.4.1. Mecanismo del proceso de adsorción

En la Figura 2.7 se ha representado el mecanismo de la adsorción. En ella se puede observar que la transferencia de una molécula de soluto del cuerpo de la solución hacia un sitio de adsorción sobre el carbón activado se realiza en cuatro etapas consecutivas:

- 1) Transferencia del adsorbato de la fase líquida externa hacia la fase líquida situada en la proximidad de la superficie del agente adsorbente
- 2) Transferencia del adsorbato a través de la película líquida hacia la superficie externa del agente adsorbente
- 3) Difusión del adsorbato al interior de los poros del agente adsorbente debido al efecto del gradiente de concentración. La difusión de la molécula puede realizarse de un sitio de adsorción hacia un otro (difusión superficial) o en la fase líquida que se encuentra en el interior del agente adsorbente (difusión porosa), hasta que esta molécula llega a un sitio de adsorción.
- 4) Adsorción.

Se observa que el proceso de adsorción comprende tres etapas de transferencia y una etapa de fijación sobre el agente adsorbente, lo que constituye la adsorción propiamente dicha. Dado que estas cuatro etapas se efectúan en serie, la velocidad de la adsorción será determinada por la etapa más lenta. Puesto que la última etapa es extremadamente rápida en comparación con las otras tres, su contribución en la cinética de adsorción es despreciable. En los sistemas de adsorción, las condiciones hidrodinámicas son controladas para favorecer un máximo contacto entre la fase líquida. Debido a esto, la etapa 1 del mecanismo de adsorción es generalmente muy rápida y no es considerada como la etapa limitante de la adsorción. Por lo tanto, la cinética de un soluto hacia el agente adsorbente esta determinada por las etapas 2 y 3.

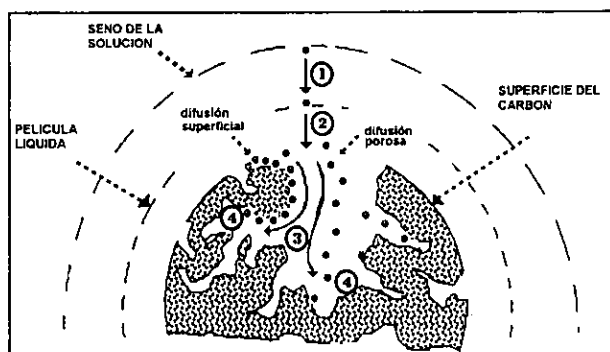


Figura 2.7. Modelo del mecanismo de adsorción sobre carbón activado (Durán-Moreno, 1997; adaptado de Weber, 1979)

2.4.4.2. Carbón activado

Los carbones activados constituyen una familia de materiales de origen carbonoso los cuales son tratados por procesos físicos o químicos para aumentar sus propiedades de adsorción, que están ligadas con la importante porosidad que éstos presentan. Con fines de protección ambiental, los carbones activados son utilizados, tanto en el tratamiento de corrientes gaseosas como líquidas.

El carbón activado puede ser fabricado a partir de materias primas de origen mineral (hulla, coque...), vegetal (cáscaras de coco, madera, turba...) o sintético (polímeros). La fabricación del carbón activado comprende tres etapas principales (activación física):

- Secado de las materias primas a aproximadamente 170°C
- Carbonización lenta entre 170 y 600°C en ausencia de oxígeno, seguida de una eliminación de los productos de carbonización por arrastre con vapor a 750 - 900°C
- Activación por aplicación en continuo de vapor a 900°C y desarrollo de la estructura compleja del carbón.

El carbón activado puede también ser fabricado por activación química. Ésta consiste en mezclar las materias primas (aserrín, turba, melazas, desechos vegetales,...) con productos químicos tales que la cal, el ácido sulfúrico, el cloruro de calcio, el cloruro de zinc, el cloruro de magnesio, el ácido fosfórico, los sulfuros y los tiosulfatos. Después de la carbonización, el carbón es separado de la sustancia inorgánica activante por disolución de ésta mediante un lavado apropiado.

2.4.4.3. Aplicación del carbón activado en el tratamiento de aguas

Aunque el uso del carbón activado se remonta a siglos atrás, las primeras aplicaciones "modernas" del carbón activado se sitúan hacia el fin del siglo XVII cuando Lowitz, en 1785, decolora soluciones utilizando carbón activado (Weber, 1976). La producción comercial del carbón activado comienza en principios de este siglo.

El carbón activado es un material muy efectivo para la remoción por adsorción de compuestos orgánicos solubles en el agua. En el tratamiento de aguas, el carbón activado puede desempeñar una triple función, este material puede funcionar como 1) Material adsorbente, 2)

Como soporte biológico y 3) Como reductor químico (Tien, 1994; Durán-Moreno, 1997). Las estructuras porosas que presentan estos materiales ofrecen áreas enormes para la fijación de compuestos orgánicos en sitios específicos. Asimismo, la rugosidad de la superficie representa un ambiente muy favorable para la fijación y desarrollo de microorganismos, los cuales aprovechan como substratos los compuestos orgánicos en solución y los retenidos por adsorción (Jonge *et al.*, 1996). Las propiedades de reductor químico del carbón activado se deben a la importante deslocalización electrónica en su estructura. Esta última propiedad permite la eliminación del exceso de los agentes oxidantes químicos, ozono y cloro, utilizados en el tratamiento de aguas. Por otro lado, se ha demostrado que el porcentaje de eliminación de compuestos orgánicos por este proceso se incrementa significativamente cuando se emplea una preoxidación química (Glace, 1990).

En plantas de producción de agua potable, la primera aplicación del carbón activado tuvo lugar en Reading, Inglaterra en 1910. El carbón activado fue utilizado para eliminar el exceso de cloro del agua que había sido voluntariamente sobreclorada para oxidar la materia orgánica de ella. En el caso del tratamiento de aguas residuales, las primeras plantas utilizando carbón activado fueron instaladas en Hamm, Alemania, en 1929 y en Michigan, EEUUA, en 1930 (Weber, 1979).

En el tratamiento de aguas potables, el carbón activado fue inicialmente utilizado para la eliminación de olores y de sabores del agua así tratada. En la actualidad, la principal justificación de la utilización del carbón activado en esta área está basada en la importante capacidad que presenta este material para la eliminación de microcontaminantes.

En 1976, la Agencia Americana para la Protección del Ambiente (USEPA) recomendó oficialmente la utilización del carbón activado en las plantas de producción de agua potable susceptibles de recibir influentes contaminados con compuestos orgánicos sintéticos (COS). Desde entonces, en el mundo se ha incrementado enormemente el número de plantas potabilizadoras que cuentan con sistemas de carbón activado.

El carbón activado puede ser utilizado en polvo (CAP) o en granos (CAG) en función de varios criterios técnicos y económicos. Las instalaciones de CAP requieren una inversión inicial menos importante que la de CAG. Por el contrario éstas últimas requieren de costos de operación menos bajos debido principalmente a la posibilidad de regenerar el CAG mientras que el CAP no es reutilizado. Además los lechos de carbón activado permiten la fijación de microorganismos que contribuyen a mejorar las eficiencias del tratamiento lo que conlleva a una vida útil del carbón activado más larga,

Carbón activado en polvo

Típicamente, del 65 al 95% de las partículas del carbón activado en polvo pasan a través de mallas de 325 mesh (44 μm). En las instalaciones de producción de agua potable el CAP es introducido antes de los clarificadores siendo mezclado con los reactivos de floculación. Una de las principales ventajas de la utilización del CAP es la flexibilidad que permite en la operación de las plantas. Efectivamente, el CAP puede ser aplicado solamente cuando se detecten picos de contaminación importante o la llegada de contaminantes específicos.

El CAP también es utilizado en el tratamiento de aguas residuales aplicándose por inyección directa en los tanques de aeración; el carbón activado adsorbe los compuestos tóxicos que

podrían afectar la eficiencia de la operación de los tratamientos biológicos y facilita una posterior biodegradación de estos compuestos.

Carbón activado granular

En plantas grandes de tratamiento de aguas se implementa el CAG en instalaciones similares a las de los filtros de arena. En estas instalaciones el carbón activado desempeña no solamente una función de agentes adsorbente sino también de material filtrante por lo que los lavados de los lechos de carbón son frecuentes. Los filtros de carbón activado son generalmente instalados después de los filtros de arena lo que permite utilizar granos de granulometría pequeña (0.5 – 0.8 mm) permitiendo que los lavados sean menos frecuentes favoreciendo así el desarrollo de una actividad biológica sobre el carbón activado lo que conlleva a su vez a un espaciamiento más importante entre cada regeneración del CAG.

2.4.4.4. Modelación de los equilibrios de adsorción sobre carbón activado

La modelación del funcionamiento de los sistemas de carbón activado se apoyan básicamente en la descripción de las condiciones al equilibrio (isotermas de adsorción), de la cinética del proceso (cinética de adsorción) y de la evolución de las eficiencias de eliminación en continuo en reactores empacados (curvas de operación, también llamadas curvas de “fuga”). Con el fin de evaluar y comparar el uso de distintos carbones activados para una aplicación particular, lo común es realizar isotermas de adsorción y representarlas con algún modelo matemático. Los dos modelos más empleados para representar las isotermas de adsorción son los de Freundlich y de Langmuir (Durán-Moreno, 1997).

Es necesario señalar que, tanto los modelos de Freundlich como los de Langmuir, fueron desarrollados para representar la adsorción de un solo soluto sobre un material adsorbente. Sin embargo, en la práctica del tratamiento de aguas, varios autores han comprobado que es posible representar el conjunto de contaminantes de aguas y de aguas residuales como un solo contaminante ficticio representado por parámetros globales como la DQO o el COT. Por lo tanto, en este trabajo se considera como válida la utilización de estos modelos para la representación de los resultados experimentales de adsorción.

La forma linear del modelo de Freundlich es la siguiente:

$$\ln q_e = 1/n_F (\ln c_e) + \ln K_F \quad \text{Ec. 2.14}$$

donde:

q_e : Concentración al equilibrio sobre el carbón activado (mg de adsorbato/g de carbón activado)

C_e : Concentración al equilibrio del adsorbato en la fase líquida (mg de adsorbato/L de solución)

K_F : Constante experimental de Freundlich (mg/g)(L/mg)^(1/n_F)

n_F : Constante experimental de Freundlich (adimensional).

El modelo de Freundlich es comúnmente empleado para la representación de condiciones de equilibrio de adsorción en tratamiento de aguas. Originalmente, el modelo de Freundlich fue desarrollado empíricamente y las constantes incluidas no tenían un significado físico. Recientemente se ha relacionado la constante K_F con la capacidad máxima de adsorción del

carbón activado y a n_F con la fracción de sitios de adsorción que han sido ocupados por el adsorbato.

En el caso del modelo de Langmuir, la representación de resultados experimentales se realiza comúnmente con la siguiente ecuación lineal:

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_m b C_e} + \frac{1}{q_m} \quad \text{Ec. 2.15}$$

donde:

q_e : Concentración al equilibrio sobre el carbón activado (mg de adsorbato/g de carbón activado)

C_e : Concentración al equilibrio del adsorbato en la fase líquida (mg de adsorbato/L de solución)

q_m : Capacidad máxima de adsorción sobre el carbón activado (mg/g)

b : Constante de Langmuir (L/mg)

La capacidad de adsorción máxima (q_m), representa la cantidad de adsorbato máxima que puede ser retenida, en monocapa, sobre la superficie del carbón activado. El valor de esta constante es muy útil para comparar las eficiencias de adsorción que pueden obtenerse sobre diferentes tipos de carbón activado. La constante b , termodinámicamente, se considera como la relación entre los valores de las constantes de adsorción y desorción del sistema considerado.

2.5 DISEÑO DE EXPERIMENTOS

En los trabajos de investigación experimental donde se prevé la realización de un número importante de experimentos, es común utilizar algún método estadístico de diseño de experimentos con el fin de optimar el tiempo de experimentación y obtener la mayor información posible a partir del menor número de experimentos.

Mongomery (1991) propone tres pasos a seguir para la elección de un diseño experimental: 1) Comprensión y planteamiento del problema, 2) Elección de factores y niveles y, 3) Selección de la variable de respuesta. Siguiendo esta metodología y, con base en trabajos previos realizados sobre el estudio de variables en coagulación floculación (Ramírez *et al.*, 2000), en este trabajo se seleccionó como método de diseño de experimentos el de Superficie Respuesta. Este método se consideró adecuado de acuerdo al tamaño "muestral" de los experimentos que se realizarán, la existencia de restricciones de "aleatorización" y que la "respuesta" que se obtendrá de los experimentos a realizar permitirá evaluar la eliminación de los contaminantes del agua en función de varias variables dentro de límites de valores de las mismas previamente establecidos.

La teoría del método de Superficie Respuesta puede encontrarse en numerosas obras dedicadas al diseño y análisis de experimentos (Biles y Swain, 1980; Montgomery, 1991). En los párrafos siguientes se presentará una breve descripción de este método. El diseño de experimentos por el método de Superficie Respuesta se basa en el principio de que el efecto sobre un resultado experimental provocado por la combinación de varias variables puede ser previsto por los resultados obtenidos con experimentos realizados con valores extremos de estas variables. Así, realizando los experimentos a los valores mínimos y máximos de las

variables de interés, los resultados experimentales generarán modelos matemáticos con los que se podrán prever los resultados de los experimentos con valores intermedios de las variables de estudio. Se seleccionaron modelos lineales del tipo 2^K , en los que K representa el número de variables a estudiar. Para un diseño experimental con 3 variables, el número de experimentos a realizar es igual a 8. Para cada experimento debe considerarse un duplicado, por lo que el número total de experimentos a realizar es igual a 16.

El modelo matemático lineal generado según el método de superficie respuesta, tiene la siguiente forma:

$$\Delta y = a_0 + a_1 X_1 + a_2 X_2 + a_3 X_3 + a_4 X_1 X_2 + a_5 X_1 X_3 + a_6 X_2 X_3 + a_7 X_1 X_2 X_3$$

donde:

Δy : Es el valor de respuesta del experimento, por ejemplo el valor residual de DQO después del tratamiento

a_0 hasta a_7 : Son constantes obtenidos por la resolución matricial del modelo

X_1 hasta X_3 : Son las variables de estudio en el diseño de experimentos

Para probar la importancia de cada uno de los coeficientes del modelo (a_0 hasta a_7), éstos se comparan con los intervalos de confianza de cada parámetro con la ayuda del factor estadístico definido por la formula siguiente:

$$\Delta b_j = \pm \frac{t \cdot S_y}{\sqrt{N}}$$

donde: Δb_j es el intervalo de confianza; t es el valor de la tabla de la *t de Student* correspondiente a los grados de libertad de la estimación de S_y , siendo S_y la desviación estándar y N el número de valores.

Luego entonces, si el valor absoluto de un coeficiente es menor al valor de Δb_j , quiere decir que el valor de este coeficiente no tiene una influencia significativa en el resultado de la función Δy .

CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

En este capítulo se presenta la metodología experimental empleada para realizar las pruebas de tratabilidad de los procesos involucrados en los dos trenes de pretratamiento propuestos para la depuración de una mezcla 1:1 de las aguas residuales conducidas por el Gran Canal (GC) y por el Río Churubusco (RCh) en régimen discontinuo y, posteriormente en régimen continuo.

En la Figura 3.1, se sintetiza, en forma de diagrama de flujo, el seguimiento que se realizó en el tratamiento de la mezcla 1:1 del agua residual cruda del Gran Canal y del Río Churubusco.

Como primera etapa de la metodología experimental, se consideró la realización de una caracterización lo más completa posible, tanto de los dos efluentes por separado, GC y RCh, como de la mezcla de ambos. Posteriormente, se realizaron pruebas de tratabilidad de esta agua siguiendo dos alternativas: Coagulación-floculación y método de Fenton. En cada una de estas etapas se probaron distintas condiciones de experimentación con el fin de determinar las condiciones en las que se obtuvieran los mejores resultados en la eliminación de los contaminantes del agua, seleccionados en la sección 1.1. Con dichas condiciones se pretrataron volúmenes suficientes de agua para ser utilizados en las pruebas posteriores de adsorción con carbón activado y/o ozonación, según fuera el caso. Los resultados obtenidos con los experimentos realizados en régimen discontinuo se analizaron con el fin de seleccionar el tren de tratamiento más conveniente (privilegiando el aspecto técnico) para continuar el trabajo experimental en un piloto experimental que fue operado en régimen continuo. Finalmente, sin ser una prioridad de este trabajo, se realizó un ensayo de predimensionamiento de los sistemas involucrados en el tren de tratamiento que fue seleccionado. Los resultados de esta actividad se presentan en el Anexo 9.

3.1. METODOLOGÍA DE MUESTREO Y CARACTERIZACIÓN DEL AGUA A TRATAR

El agua residual a tratar fue recolectada en dos sitios: La planta de bombeo No. 7 (km 6 +250), sobre el Gran Canal, y la planta de bombeo "Zona Lago", sobre el Río Churubusco. De cada sitio, en cada muestreo, se recolectaron 300 L de agua en bidones de plástico. Las muestras fueron guardadas en un cuarto frío a 4°C antes de dos horas posteriores al muestreo. Para la caracterización del agua, se colocaron muestras en frascos especiales para realizar las pruebas marcadas en las normas NOM-003-ECOL-1997 y NOM-127-SSA1-1994 siguiendo las normas técnicas correspondientes. Solamente para el agua colectada en el primer muestreo se analizaron todos los parámetros marcados por las dos normas anteriormente mencionadas exceptuando los trihalometanos, compuestos radiológicos y huevos de helminto. Los resultados de los parámetros determinados se presentan en la Tabla 4.1. El agua colectada en los muestreos posteriores fue analizada considerando únicamente los parámetros más importantes para evaluar la eficiencia de depuración de los procesos estudiados. Los análisis efectuados al agua colectada en el primer muestreo fueron realizados, tanto por el Instituto de Ingeniería como por un laboratorio acreditado por la Entidad Mexicana de Acreditación (EMA) y por la Comisión Nacional del Agua (CNA).

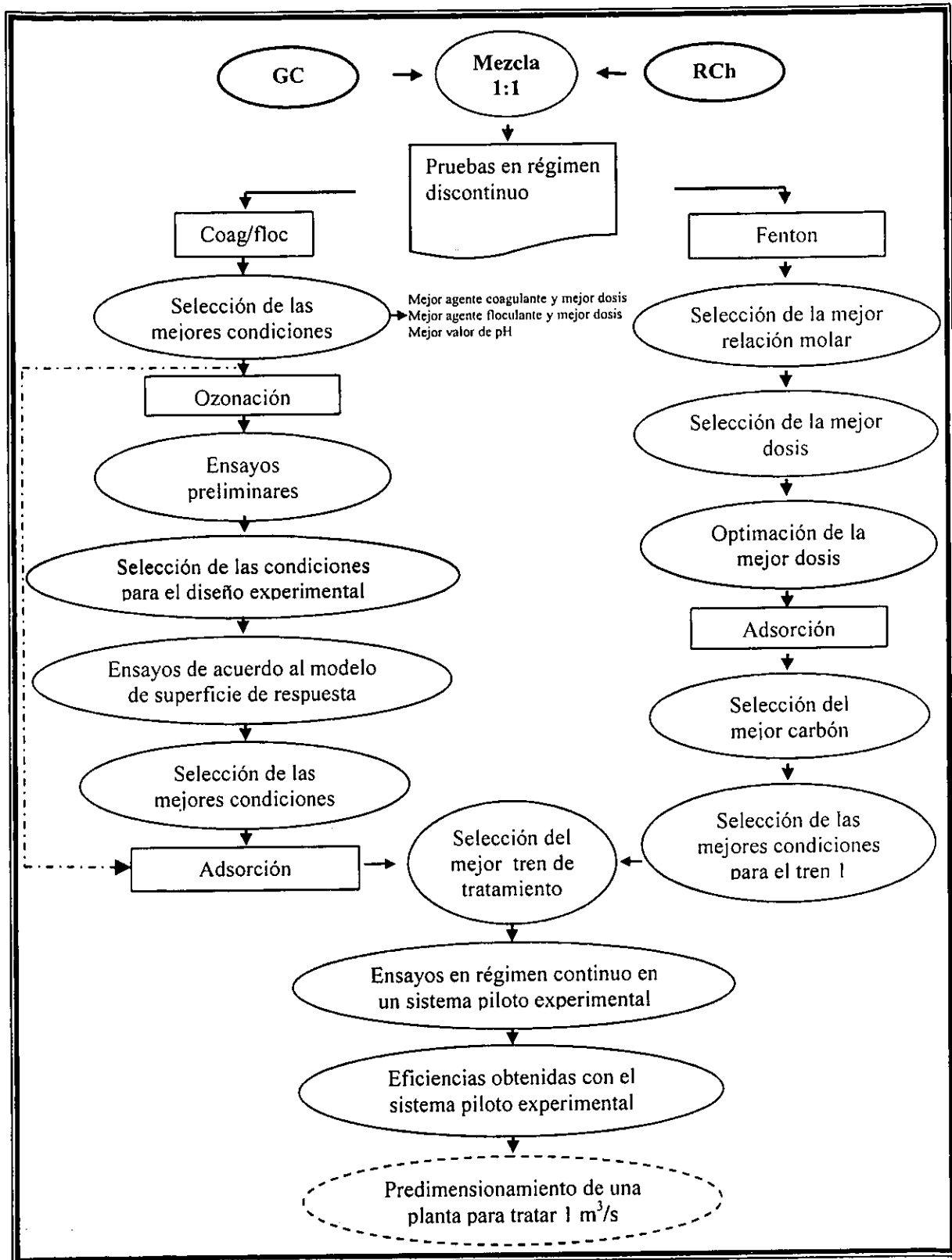


Figura 3.1. Metodología para el tratamiento de la mezcla 1:1 del agua residual conducida por el Gran Canal y Río Churubusco

3.2. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL DE LAS PRUEBAS PARA CADA UNO DE LOS PROCESOS INVOLUCRADOS EN LOS DOS TRENES DE TRATAMIENTO

3.2.2. Metodología para la coagulación-floculación

La coagulación-floculación de aguas se realizó siguiendo la metodología clásica de las pruebas de jarras. Esta parte del estudio se desarrolló con base en un diseño experimental factorial para determinar un modelo matemático que permitió definir las mejores condiciones de eliminación de cuatro parámetros fisicoquímicos globales: Color, turbiedad, sólidos suspendidos totales y DQO.

Los nombres de los agentes coagulantes y floculantes empleados se encuentran en la Tabla 3.1. Las características generales y especificaciones de dichos coagulantes y floculantes se encuentran en el Anexo A1.

Tabla 3.1. Agentes coagulantes y floculantes empleados en este estudio

| Agentes coagulantes | Agentes floculantes |
|--------------------------|-------------------------|
| Sulfato de aluminio | Prosifloc (catiónico) |
| PAX16 | Technifloc (aniónico) |
| PAX XL-60 | 2PNOD2R (zwitteriónico) |
| Technifloc-plus | |
| Ferrix (cloruro férrico) | |
| Tanfloc | |

En el diseño del plan de experimentos para la coagulación-floculación se seleccionaron como variables el pH (X_1), la dosis de agente coagulante (X_2), y la dosis de agente floculante (X_3). Así, para cada pareja de agente coagulante – floculante, de acuerdo con el método de Superficie de Respuesta, deben realizarse 8 experimentos con sus repeticiones dando un total de 16 experimentos. Como se tienen 6 agentes coagulantes y 3 agentes floculantes se tiene un total de 18 parejas y como para cada pareja hay un total de 16 experimentos asociados, el número total de experimentos a realizar para la coagulación-floculación es igual a 288. Las condiciones experimentales fueron fijadas con base en búsqueda bibliográfica, así como en estudios previos realizados en esta área.

La técnica experimental es la siguiente: En vasos de precipitados de un equipo de pruebas de jarras, se adiciona un litro de agua residual compuesta (agua del Gran Canal y del Río Churubusco) y se acondiciona a pH de 6.0 por adición de ácido sulfúrico 1 N o a pH de 9.0 por adición de sosa 1 N. Este líquido es puesto bajo agitación a 80 rpm y se le adicionan simultáneamente los volúmenes adecuados de los agentes coagulantes probados para obtener dosis ya sea de 20 mg de Al/L o de 100 mg de Al/L, esto con base en el contenido de aluminio que especifican los fabricantes en las hojas técnicas de estos productos.

En el caso del agente coagulante Tanfloc, las dosis fueron de 20 y 100 mg/L del producto en polvo. Inmediatamente después de la adición del agente coagulante, se adicionan dosis de 0.1 ó 1 mg/L de agente floculante. La mezcla se agita durante 1 minuto a 80 rpm y después 30 minutos a 30 rpm. Al término de este tiempo, se suspende la agitación y se dejan sedimentar los flóculos durante 30 minutos. En la Figura 3.2 se presenta esquemáticamente la metodología para el proceso de coagulación – floculación.

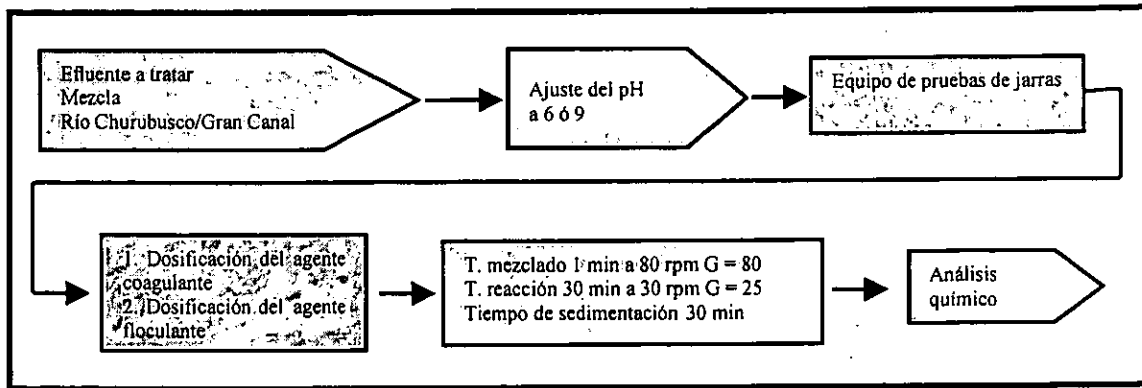


Figura 3.2. Metodología para las pruebas de coagulación floculación

En la Tabla 3.2 se especifica la clave de cada experimento según el diseño de experimentos para una pareja de agentes coagulante - floculante determinada. Como ya se había mencionado anteriormente, los valores probados para el pH son 6 y 9, las dosis del agente coagulante son de 20 y 100 mg de Al/L (salvo para el Tanfloc para el cual se pesó el producto en polvo directamente) y las de agente floculante de 0.1 y 1.0 mg/L.

Tabla 3.2. Condiciones experimentales de los ensayos de coagulación-floculación

| Experimento | pH | Dosis de agente coagulante (mg/L) | Dosis de agente floculante (mg/L) |
|-------------|----|-----------------------------------|-----------------------------------|
| 1 | 9 | 100 | 1.0 |
| 2 | 9 | 100 | 0.1 |
| 3 | 9 | 20 | 1.0 |
| 4 | 9 | 20 | 0.1 |
| 5 | 6 | 100 | 1.0 |
| 6 | 6 | 100 | 0.1 |
| 7 | 6 | 20 | 1.0 |
| 8 | 6 | 20 | 0.1 |

3.2.3. Metodología para la ozonación

Para los ensayos de oxidación, se utilizó una columna de burbujas con un diámetro interno de 5 cm y de una altura de 110 cm y con un volumen de trabajo de 1.5 L. El ozono fue generado con un generador EMERGY TRAILIGAZ LABO 76. Este equipo cuenta con una capacidad de producción de 19 g de O₃/h, usando aire enriquecido con oxígeno como gas de alimentación (Figura 3.3).

El diseño experimental de los ensayos de oxidación se basó en el estudio de cuatro parámetros: Dosis de ozono, tiempo de contacto, pH y relación molar H₂O₂/O₃. El ozono en fase gaseosa se alimentó a la columna a un flujo de 1 L/min conteniendo una concentración variable según los valores seleccionados en el diseño experimental. Para las pruebas de oxidación con H₂O₂/O₃ se manejaron dos relaciones molares, 0.5 y 1.0, respectivamente.

Dado que no existen antecedentes de estudios de ozonación de las aguas residuales empleadas en este trabajo, se decidió realizar una serie de ensayos preliminares para determinar los valores de las variables que serán posteriormente utilizadas en el diseño experimental. En general, todas las pruebas de ozonación se realizaron con el siguiente procedimiento:

1. Ajustar el flujo de gas ozono a la entrada de columna (1 L/min)
2. Determinar del ozono en fase gas a la salida del generador a las condiciones de operación antes mencionadas
3. Aplicar la corriente de ozono a la columna de ozonación considerando la dosis y los tiempos de contacto fijados en el diseño de experimentos. Para las pruebas que incluyen el uso del peróxido de hidrógeno como oxidante, éste se aplica mediante una jeringa en el fondo de la columna y en forma simultánea a la aplicación de la corriente de ozono
4. Tomar muestras de agua al inicio y al final de la prueba de oxidación para determinar la concentración de ozono en fase acuosa, la DQO, el nitrógeno amoniacal, el color, la turbiedad y el pH

Nota: Las dosis de ozono son aplicadas en un intervalo de tiempo de 2 a 5 minutos

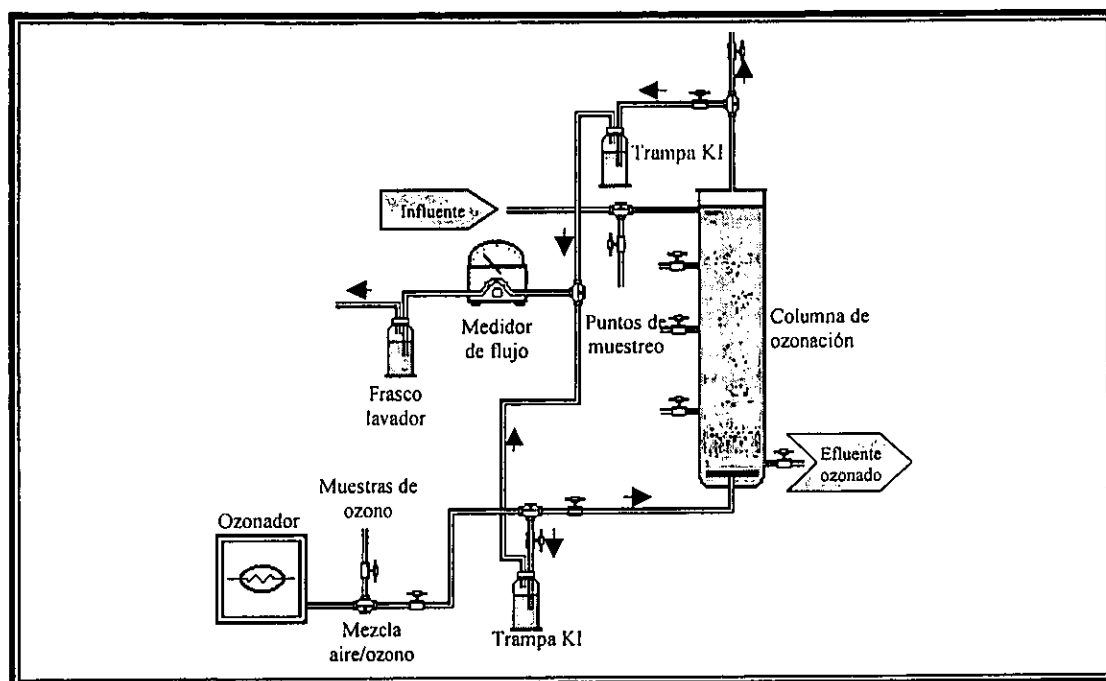


Figura 3.3. Diagrama del dispositivo experimental para las pruebas de ozonación

En la Figura 3.4 se muestra en forma esquemática el procedimiento para las pruebas de ozonación.

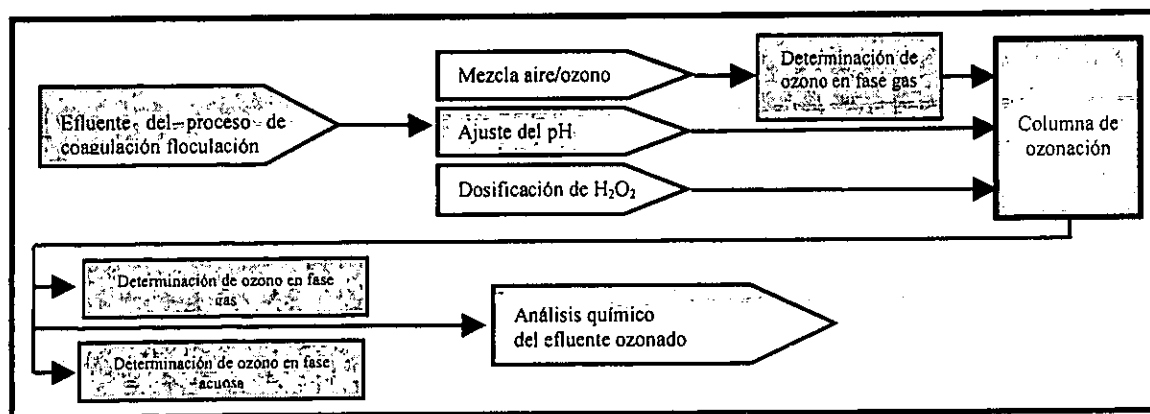


Figura 3.4. Metodología para las pruebas de ozonación

3.2.4. Metodología para la adsorción

Para las pruebas de adsorción con carbón activado se utilizaron cuatro carbones activados comerciales. Las características de estos carbones se encuentran en la Tabla 3.3.

Tabla 3.3. Características de los carbones activados utilizados en las pruebas de adsorción

| CARACTERÍSTICA | F400 | LQ1000 | CG700 | MDNB |
|---|---------|-----------|-----------------|----------------|
| Fabricante | CALGON | CARBOCHEM | NOBRAC | NOBRAC |
| País | EEUUA | EEUUA | México | México |
| Origen | Mineral | Mineral | Cáscara de coco | Madera de pino |
| Activación | Física | Física | Física | Química |
| Densidad aparente (g/mL) | 0.5 | 0.47 | 0.55 | 0.26 |
| Dureza | 75 | 75 | 98 | - |
| Superficie específica (m ² /g) | 1100 | 1100 | 800 | 1000 |
| Índice de yodo (mg/g) | 1050 | 1000 | 700 | 900 |

Los carbones activados fueron lavados varias veces con agua destilada y secados en una estufa a 110°C durante 48 h. El carbón seco fue molido manualmente en un mortero. El polvo obtenido fue tamizado colectando las partículas de carbón que atravesaron la malla 200 (diámetro de 0.74 mm). La eliminación de cenizas se realizó por medio de lavados con agua destilada. El residuo obtenido fue secado en estufa a una temperatura de 110°C durante 72 h. Finalmente, el polvo seco se colocó en frascos de vidrio cerrados y etiquetados.

El dispositivo experimental utilizado para el proceso de adsorción en un reactor intermitente (batch) se representa en la Figura 3.5.

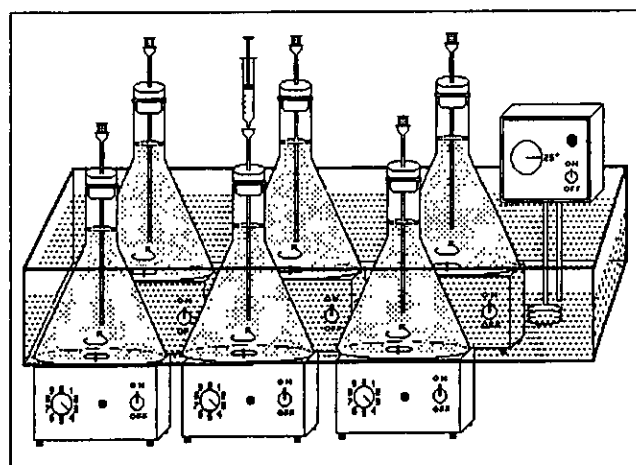


Figura 3.5. Dispositivo experimental utilizado para las experiencias de adsorción en régimen intermitente

La técnica experimental para las isotermas de adsorción es la siguiente: En matraces Erlenmeyer se adicionaron 250 mL de agua previamente tratada con ozono o por el método de Fenton (sección 3.2.5). En cada Erlenmeyer se adicionaron posteriormente diferentes masas de carbón activado para proporcionar dosis de carbón comprendidas entre 10 y 110 mg/L o entre 140 y 470 mg/L. Estas mezclas se agitaron magnéticamente durante 24 h

manteniéndolas a una temperatura de 25°C. Al inicio y al final de los experimentos se tomaron muestras las cuales fueron analizadas después de haber sido filtradas con membranas de nitrato de celulosa de 0.45 µm de diámetro de poro. La metodología de las pruebas de adsorción se resume en la Figura 3.6.

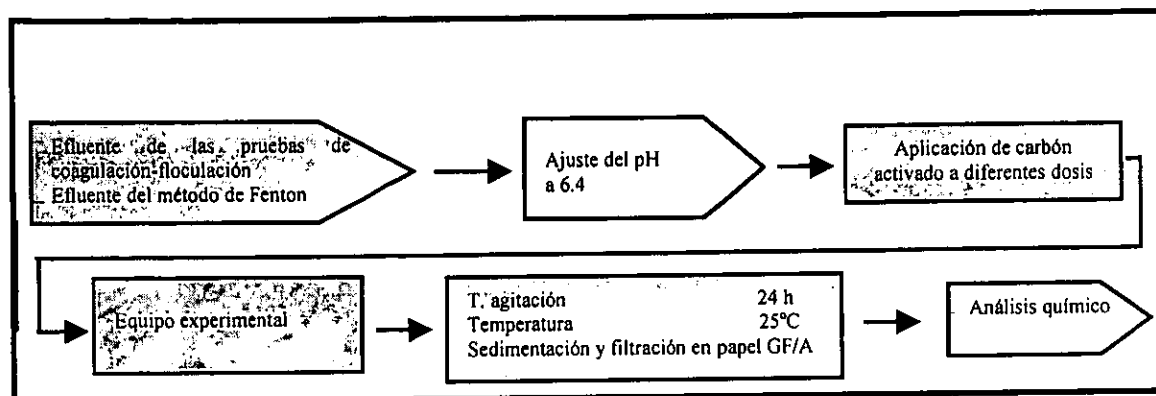


Figura 3.6. Metodología de las pruebas de adsorción

3.2.5. Metodología para el método de Fenton

Las pruebas con el método de Fenton se realizaron en los aparatos clásicos de pruebas de jarras. Los reactores fueron vasos de 1 L de volumen útil. Las variables de estudio seleccionadas fueron las dosis y relaciones (en peso) de los reactivos de sales de hierro y peróxido de hidrógeno, además del pH del agua.

La técnica experimental para el método de Fenton es la siguiente: A un litro de agua cruda se le ajusta el pH a 4 por adición de ácido sulfúrico 0.1 N. Este líquido es puesto bajo agitación a 80 rpm. Posteriormente, se le adiciona de forma simultánea cantidades conocidas y crecientes de una solución al 25% en peso de sulfato ferroso y de una solución al 50% de peróxido de hidrógeno. La mezcla es agitada durante 5 minutos a 80 rpm y después durante 30 minutos a 30 rpm. Al término de este tiempo, se suspende la agitación y se deja sedimentar durante 30 minutos para eliminar los flóculos.

La metodología de las pruebas con el método de Fenton se ilustra en la Figura 3.7.

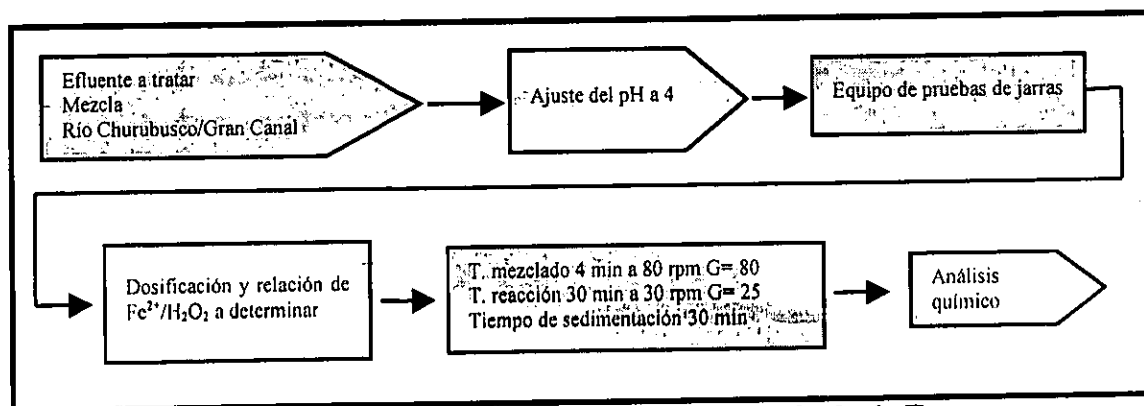


Figura 3.7. Metodología de las pruebas con el método de Fenton

Los experimentos de tratamiento del agua cruda con el reactivo de Fenton se realizaron en tres etapas. En la primera etapa, se determinó el valor óptimo de la relación en peso del hierro y del peróxido de hidrógeno ($\text{Fe}^{2+}:\text{H}_2\text{O}_2$), la cual es una de las principales variables en la reacción de Fenton. Para ello, se mantuvo fija la concentración de hierro y se varió la concentración de peróxido de hidrógeno. En la segunda etapa de la experimentación, una vez

determinada la mejor relación, se realizaron varios ensayos con diferentes dosis de ambos reactivos en un amplio intervalo de concentración. Finalmente, con base en los resultados de las dos anteriores etapas, se realizó una última serie de ensayos en un intervalo más estrecho de dosis de sulfato ferroso y de peróxido de hidrógeno para determinar la mejor dosis de estos reactivos.

En la primera serie de ensayos se aplicó al agua a tratar una dosis fija de 50 mg/L de H_2O_2 y se variaron las dosis de hierro como Fe^{2+} desde 25 a 450 mg/L, lo que representó relaciones en peso de 0.5/1 a 9/1. Estos valores se seleccionaron con base en las dosis recomendadas en la literatura para efluentes con una concentración mayor a 500 mg/L de DQO (Walling, 1975).

3.2.6. Metodología para el sistema piloto experimental

Con el fin de probar en un sistema en régimen continuo el tren de tratamiento seleccionado, en este trabajo se construyó un sistema piloto experimental a la escala de laboratorio. Debido a la posibilidad de utilizar indistintamente los reactores tanto para el tren 1 ó 2, en este sistema piloto se incluye cada una de las etapas probadas en los experimentos por lotes (mezclado lento, mezclado rápido, filtración sobre arena y adsorción con carbón activado).

El sistema piloto experimental utilizado en este estudio está constituido de los elementos siguientes:

- **Sistema automático de regulación de pH:** Este sistema consta de un electrodo que se introduce en el reactor de mezclado rápido. Este electrodo registra el valor del pH de la solución y envía una señal a un controlador que acciona una bomba de diafragma que inyecta el reactivo de ajuste del pH hasta que el pH se ajusta al valor previamente determinado y programado.
- **Reactor de mezclado rápido:** Este reactor es de vidrio Pyrex tiene un volumen útil de 100 mL y ha sido provisto de tres entradas, dos laterales y una central. En una de las entradas laterales se ajusta un dispositivo en vidrio que permite la entrada simultánea del agua cruda y de los reactivos. La entrada central sirve para la introducción del electrodo de medición de pH. La otra entrada lateral sirve para introducir el reactivo de ajuste de pH.
- **Reactor de mezclado lento:** Consiste de un vaso de vidrio de 2 L de capacidad en el que se recibe la mezcla del agua cruda con los reactivos del proceso de coagulación-floculación o Fenton. En este reactor la mezcla es homogeneizada con un agitador de paleta. El vaso tiene una salida lateral en la parte superior para permitir la salida de la mezcla de agua y flóculos formados.
- **Sedimentador:** El sedimentador es de tipo circular y tiene una capacidad de 2.6 L. En él se separan por gravedad los flóculos los cuales se recolectan por el fondo. En la parte superior, el sedimentador tiene una salida para el agua clarificada.
- **Filtro de arena:** El agua clarificada es recibida en un filtro de arena construido con una columna rectangular de acrílico.
- **Columna de ozonación:** En el caso de ser seleccionado el tren de pretratamiento 1, el sistema piloto contará con un sistema de ozonación del tipo columna de burbujas. La columna es de vidrio Pyrex con un volumen útil de 1.5 L. En el interior de la columna se tiene un difusor de vidrio poroso de borosilicato por la cual se introduce una corriente de aire la cual provoca la formación de burbujas. Por la parte superior del reactor se

introduce el agua a tratar y ésta sale por la parte inferior del reactor. Este arreglo permite que el contacto del aire con el agua se realice a contracorriente.

- **Unidad de adsorción:** La unidad de adsorción consiste de una columna de vidrio que tiene una altura de 27 cm y un diámetro de 3 cm. Esta unidad aloja un lecho de carbón activado de 20 cm de altura.
- **Bombas peristálticas:** El sistema piloto cuenta con cuatro bombas peristálticas, una que alimenta el agua cruda, dos que alimentarán ya sea los reactivos de coagulación-floculación o de Fenton y la cuarta que alimenta el agua proveniente de la columna del filtro de arena.
- **Bombas de diafragma:** El sistema experimental cuenta con una bomba de diafragma que alimenta el reactivo de ajuste para la regulación del pH.

En la Tabla 3.4 se resumen las dimensiones de los principales elementos del sistema piloto. En la Figura 3.8, se representan los elementos principales de los que consta el sistema piloto experimental. En esta figura, los sistemas señalados dentro de los cuadros punteados se utilizarán únicamente en el caso de seleccionar el tren 1.

Tabla 3.4. Elementos del sistema piloto experimental

| Elemento | Dimensiones (m) | Volumen (L) | Tiempo de residencia (min)* |
|-------------------------------------|--------------------------|-------------|-----------------------------|
| Reactor de mezclado rápido | H=0.090 D= 0.038 | 0.102 | 1.5 |
| Reactor de mezclado lento | H=0.18 D= 0.12 | 2 | 30 |
| Columna de sedimentación | H= 0.65 D= 0.07 | 2.5 | 37.5 |
| Filtro de arena | H= 1.00 A= 0.05*0.075 | 3.75 | 56 |
| Altura del lecho de arena | 0.10 | 0.375 | 6 |
| ** Reactor de ajuste de pH | Matraz Erlenmeyer de 2 L | 2 | 30 |
| ** Columna de ozonación | H= 1.10 D= 0.05 | 1.5 | 23 |
| Columna de carbón activado | H= 0.27 | 0.19 | 2.9 |
| Altura del lecho de carbón activado | D = 0.03 0.20 | 0.14 | 2.0 |

* Calculados a un flujo de 0.067 L/min = 4 L/h

** Elementos que dependen del tren de pretratamiento seleccionado

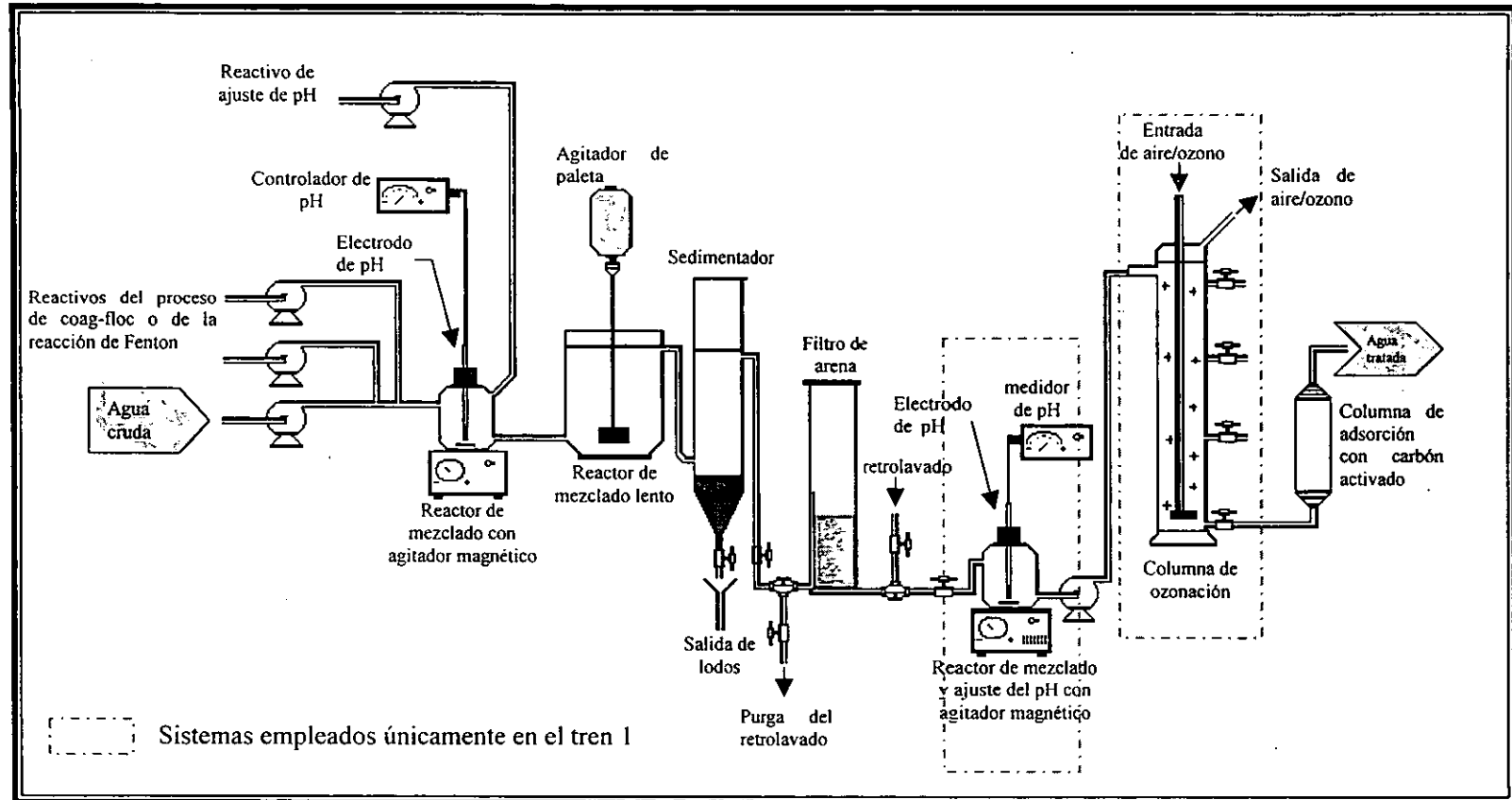


Figura 3.8. Equipo piloto experimental para los ensayos en continuo

Para evaluar el funcionamiento del sistema piloto experimental, se tomarán muestras a la entrada y a la salida de cada uno de las etapas del tratamiento. Los puntos de muestreo considerados se presentan en la Tabla 3.5.

Tabla 3.5. Puntos de muestreo en el equipo piloto experimental

| Número consecutivo | Localización |
|---------------------------|---|
| 1 | Tanque de almacenamiento de agua cruda |
| 2 | Salida del reactor de mezclado lento |
| 3 | Salida de la columna de sedimentación |
| 4 | Salida del filtro de arena |
| 5 | * Entrada de la columna de ozonación |
| 6 | * Salida de la columna de ozonación |
| 7 | Salida de la columna de carbón activado |

* Indica que el punto de muestreo seleccionado depende del tren de pretratamiento seleccionado

El objetivo del sistema piloto experimental es probar la factibilidad de realizar un tratamiento en continuo del agua residual, con las condiciones previamente seleccionadas en los experimentos en reactores discontinuos. Las condiciones de funcionamiento del sistema piloto se determinaran una vez elegido el mejor tren de pretratamiento.

CAPÍTULO 4. RESULTADOS, ANÁLISIS Y DISCUSIÓN

En este capítulo se presentan los resultados correspondientes a cada una de las etapas involucradas para cada tren propuesto así como la caracterización del agua residual a tratar. Con la caracterización del agua cruda se podrá dar seguimiento a la eficiencia a los procesos fisicoquímicos planteados lo que permitirá conocer la eficiencia de cada uno y con ello escoger el mejor tren que garantizará la obtención de un efluente que cumpla con la calidad especificada en la sección 1.1 de este trabajo.

4.1. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL CRUDA

En la Tabla 4.1 se presentan los resultados de los análisis efectuados a las aguas del Gran Canal, del Río Churubusco y de la mezcla 1 a 1 de ambos efluentes. En dicha tabla se incluyen dos columnas conteniendo los límites máximos permisibles de las normas NOM-003-ECOL-1997 y NOM-127-SSA1-1994, respectivamente (por simplicidad, NOM-003 y NOM-127).


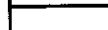

Con el fin de tener una caracterización del agua residual lo más completa posible, se analizaron parámetros adicionales de calidad del agua a los marcados por la NOM-003 y la NOM-127. Algunos de estos parámetros fueron realizados por un laboratorio acreditado ante la EMA debido a que no se contaba con la suficiente infraestructura en el laboratorio donde se realizó este trabajo. También se realizaron análisis de 18 plaguicidas incluyendo los 7 normados por la NOM-127. Para estos compuestos en ningún caso se rebasó el límite máximo permisible, las concentraciones de todos los plaguicidas analizados fueron inferiores de 0.01 mg/L.

De los cuatro parámetros seleccionados como clave en este estudio, sólo los SST están normados en la NOM-003 y la turbiedad y color están normados en la NOM-127. Es necesario mencionar que, en la Normatividad Mexicana, no existen referencias para el tratamiento de aguas residuales con fines de reinyección artificial en acuíferos. Como ya se mencionó en el estudio bibliográfico, sólo existe un anteproyecto de norma que aún no ha sido aprobado.

En la Tabla 4.1 se presentan los resultados de los análisis efectuados a las aguas residuales del Gran Canal y del Río Churubusco. Con el fin de resaltar aquellos valores que se encuentran por arriba de los límites marcados por las normas NOM-003 y NOM-127, se incluyeron algunas columnas donde se presenta el cálculo del número de veces que se sobrepasan dichas normas. Las celdas de los parámetros que no sobrepasan los límites máximos permisibles de estas normas están sombreadas, para los parámetros no determinados y/o para los cuales no existe valor de comparación las celdas se presentan con diagonales. Los parámetros analizados por el laboratorio acreditado ante la EMA se indican mediante un asterisco.

Tabla 4.1. Características del agua cruda proveniente del Gran Canal y del Río Churubusco

| PARÁMETRO | GRAN CANAL | RÍO CHURUBUSCO | MEZCLA | NOM-003 ECOL-1997 | NOM-127 SSA1-1994 | NÚMERO DE VECES QUE SOBREPASA LA NORMA | | | | | |
|--|---------------------|---------------------|---------|-------------------|-------------------|--|---------------------|-------------------|---------------------|-------------------|-------------------|
| | | | | | | GRAN CANAL | | RÍO CHURUBUSCO | | MEZCLA | |
| | | | | | | NOM-003 ECOL-1997 | NOM-127 SSA1-1994 | NOM-003 ECOL-1997 | NOM-127 SSA1-1994 | NOM-003 ECOL-1997 | NOM-127 SSA1-1994 |
| pH | 7.47 | 7.8 | 7.7 | 10.00 | 6.5-8.5 | | | | | | |
| Color, Pt-Co | 604 | 754 | 566 | | 20 | | 30.2 | | 37.7 | | 28.3 |
| Turbiedad, UNT | 189 | 179 | 179 | | 5 | | 37.8 | | 35.8 | | 35.8 |
| Dureza Total (mg CaCO ₃ /L) | 81.81 | 82.82 | 79.79 | | 500 | | | | | | |
| *DBO ₅ , mgO ₂ /L | 243 | 150 | | 20 | | 12.2 | | 7.5 | | | |
| SDT, mg/L | 589 | 1011.5 | 808 | | 1000 | | | | 1.0 | | |
| SST, mg/L | 130 | 185 | 155 | 20 | | 6.5 | | 9.3 | | 7.8 | |
| Nitrógeno total, mg/L | 65 | 54 | 59 | 60 | | 1.05 | | | | | |
| N-Amoniacal, mg/L | 26.01 | 32.95 | 28.98 | | 0.5 | | 52.0 | | 65.9 | | 58.0 |
| *Nitratos como N, mg/L | 0.789 | 0.577 | | | 10 | | | | 0.1 | | |
| *Nitritos como N, mg/L | 0.154 | 0.195 | | | 0.05 | | 3.1 | | 3.9 | | |
| *Grasas y aceites, mg/L | 21 | 20 | | 15 | | 1.4 | | 1.3 | | | |
| *Fenoles, mg/L | 0.077 | 0.112 | | | 0.001 | | 77.0 | | 112.0 | | |
| *SAAM, mg/L | 15.49 | 21.45 | | | 0.5 | | 31.0 | | 42.9 | | |
| *Cianuros como CN-, mg/L | <0.00156 | <0.00156 | | 1 | 0.07 | | | | | | |
| *Cloruros como Cl-, mg/L | 236.14 | 92.1 | | | 250 | | | | 0.4 | | |
| *Fluoruros como F-, mg/L | 0.794 | 0.851 | | | 1.5 | | | | 0.6 | | |
| *Sulfatos como SO ₄ ⁼ , mg/L | 102.48 | 195.56 | | | 400 | | | | 0.5 | | |
| *Coliformes Totales (NMP) | 430*10 ⁴ | 240*10 ³ | | | 2 UFC/100mL | | 215*10 ⁴ | | 120*10 ⁵ | | |
| *Coliformes Fecales (NMP) | 400*10 ³ | 230*10 ⁴ | | 1000 | 0 | 400.0 | 400*10 ³ | 2300.0 | 230*10 ⁴ | | |
| *Aluminio | 0.394 | 0.259 | | | 0.2 | | 2.0 | | 1.3 | | |
| Arsénico | <0.0237 | <0.0237 | <0.0237 | 0.1 | 0.05 | | | | | | |
| Bario | 0.0439 | 0.0633 | 0.0405 | | 0.7 | | | | | | |
| Cadmio | <0.02 | <0.02 | | 0.1 | 0.005 | | | | | | |
| *Cobre | <0.03 | <0.03 | | 4 | 2 | | | | | | |
| *Cromo total | 0.0573 | 0.0612 | 0.0651 | 0.5 | 0.05 | | 1.1 | | 1.2 | | 1.3 |
| Hierro | 0.5813 | 0.2966 | 0.485 | | 0.3 | | 1.9 | | 1.0 | | 1.6 |
| Fósforo total | 8.06 | 11.12 | | 15 | | | | | | | |
| Manganeso | 0.1192 | 0.078 | 0.1005 | | 0.15 | | | | | | |
| Mercurio | <0.001 | <0.001 | | 0.005 | 0.001 | | | | | | |
| Niquel total | <0.06 | <0.06 | | 2 | | | | | | | |
| Plomo | <0.009 | <0.009 | | 0.2 | 0.025 | | | | | | |
| Sodio | 222.9 | 130.6 | 176.8 | | 200 | | 1.1 | | | | |
| *Zinc | 0.201 | 0.253 | | 10 | 5 | | | | | | |

- * Indica que los parámetros fueron determinados por un laboratorio acreditado ante la EMA
-  Indica que los valores comparados se encuentran por debajo de los límites permisibles
-  Indica que los análisis no se realizaron y/o o que no los parámetros no están normados
-  Indica que no existen valores de comparación

A partir de los resultados presentados en la Tabla 4.1, se puede observar que el color y la turbiedad de las aguas residuales presentan lógicamente valores muy elevados comparados con los normados en la NOM-127. El número de veces que se sobrepasan los valores límite de 20 U Pt-Co y 5 UNT se encuentran en un intervalo de 28 a 38 veces. En el caso de los SST, los valores obtenidos para las dos aguas residuales y la mezcla resultante (1:1) se comparan con el valor normado en la NOM-003 igual a 20 mg/L. El número de veces que se sobrepasó este valor límite estuvo entre 6 y 10 veces. Otro de los parámetros que son importantes en el tratamiento de un agua residual con fines de riego es el nitrógeno total. Con respecto a este parámetro, sólo en el caso del agua del Gran Canal se sobrepasa ligeramente la NOM-003 (1.05 veces).

En la Tabla 4.2 se incluyen otros parámetros de calidad que no están normados ni en la NOM-003 ni en la NOM-127 pero que son necesarios para establecer una caracterización más completa de las aguas en estudio. Se realizaron determinaciones para la DBO₅ y DQO los cuales son muy importantes para evaluar el grado de contaminación de un agua. Para la DQO_t, se encontraron valores relativamente altos de 345 mg O₂/L y 449.7 mg O₂/L para las aguas del Gran Canal y del Río Churubusco, respectivamente.

Tabla 4.2. Características del agua cruda proveniente del Gran Canal y del Río Churubusco, parámetros complementarios

| PARÁMETRO | GRAN CANAL | RÍO CHURUBUSCO | MEZCLA |
|--|------------|----------------|---------|
| Conductividad eléctrica, mS/cm | 1.15 | 2.13 | 1.64 |
| Alcalinidad (mg/L) | 628.74 | 361.45 | 490.2 |
| Dureza de calcio (mg CaCO ₃ /L) | 37.37 | 32.32 | 39.39 |
| Dureza de Mg (mg CaCO ₃ /L) | 44.44 | 50.5 | 40.4 |
| DQO _t , mgO ₂ /L | 345 | 449.7 | 468.5 |
| DQO _s , mgO ₂ /L | 211.6 | 325.9 | 292.1 |
| STT, mg/L | 894 | 1496 | 1205 |
| STV, mg/L | 308 | 511 | 370 |
| STF, mg/L | 586 | 985 | 843 |
| SSV, mg/L | 95 | 145 | 110 |
| SSF, mg/L | 35 | 40 | 45 |
| Sólidos sedimentables mL/L | 0.3 | 0.3 | 0.3 |
| Vanadio | <0.0051 | 0.0173 | <0.0051 |

4.2. RESULTADOS OBTENIDOS CON EL TREN DE TRATAMIENTO 1

Las etapas involucradas en el tren de tratamiento 1 son: Coagulación-floculación, ozonación y adsorción sobre carbón activado. A continuación se presentan los resultados obtenidos con los experimentos por lotes para cada una de estas etapas.

4.2.1. Resultados sobre coagulación-floculación

Los experimentos de coagulación-floculación fueron realizados con base en el diseño de experimentos presentado en la sección 3.2.2. En la Tabla 4.3 se presentan los valores iniciales de los parámetros considerados como clave y que también fueron analizados al final de cada ensayo.

Tabla 4.3. Parámetros fisicoquímicos clave iniciales del agua cruda utilizada en los ensayos de coagulación-floculación

| Parámetro | Valor inicial |
|---|---------------|
| DQO _t (mg O ₂ /L) | 468.5 |
| Color (Pt-Co) | 566 |
| Turbiedad (UNT) | 179 |
| SST (mg/L) | 155 |
| pH | 7.7 |
| Conductividad (mS/cm) | 1.622 |
| SDT (mg/L) | 808 |

Se realizaron 288 experimentos de coagulación-floculación con la combinación de 6 coagulantes, 3 floculantes (Tabla 3.1) y 3 variables de experimentación: El pH, la dosis de coagulante y la dosis de floculante.

No resulta práctico presentar las gráficas obtenidas con los 288 experimentos realizados, por lo tanto se decidió seleccionar los mejores resultados obtenidos con cada sistema agente coagulante-floculante y presentarlos en gráficas individuales para cada parámetro de calidad del agua. Es importante señalar que para cada pareja de reactivos, los mejores resultados no necesariamente coinciden con las mismas condiciones experimentales. Del análisis de las gráficas que se presentan a continuación se seleccionará el mejor agente coagulante y, posteriormente, se analizará cada uno de los experimentos realizados con él como fueron planteados en el diseño de experimentos del modelo de Superficie de Respuesta.

En la selección de la mejor pareja agente coagulante-floculante y de las condiciones experimentales con las que se espera obtener las mejores remociones de los contaminantes del agua cruda, se consideraron dos criterios básicos: El primer criterio fue elegir el agente coagulante que ofreciera las mejores remociones de los cuatro parámetros clave. Como segundo criterio, se consideró la selección de las mejores condiciones de remoción que fueran factibles desde los puntos de vista técnico y económico.

En las Figuras 4.1 a 4.4 se presentan los resultados para las parejas de agentes coagulante-floculante de los cuatro parámetros considerados como clave. De estas figuras, para la DQO, puede observarse que los mejores resultados se obtuvieron con los coagulantes Pax XL60 y Ferrix, en cualquiera de sus combinaciones con los tres floculantes. En el caso del color, la

mejor remoción es obtenida con el Pax XL60. Para la turbiedad, los mejores resultados se obtienen con el Technifloc pero estos son muy comparables con los del Pax XL60. En la remoción de este parámetro, los resultados obtenidos con el Ferrix son extremadamente malos comparados con los obtenidos con los otros floculantes. Esto puede atribuirse a la formación del hierro coloidal que resta en suspensión. Finalmente, los resultados de remoción de los SST fueron mejores con el Pax XL60.

Como resultado de esta primera selección se determinó que en promedio los mejores resultados son obtenidos con el coagulante Pax XL60

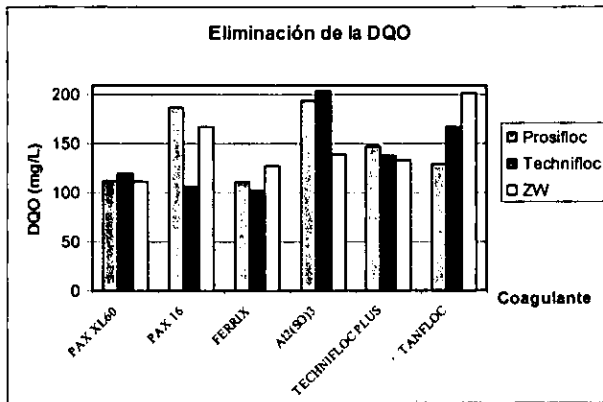


Figura 4.1. Eliminación de la DQO_t

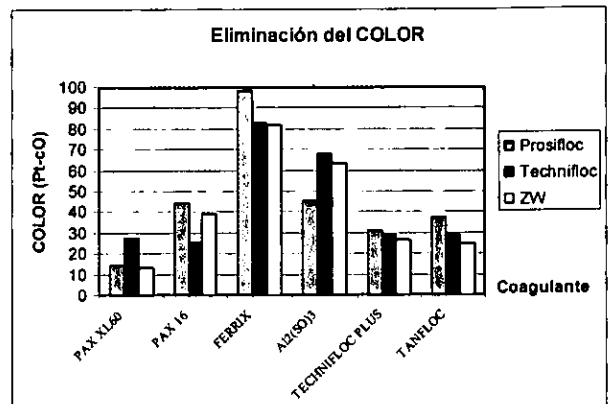


Figura 4.2. Eliminación del color

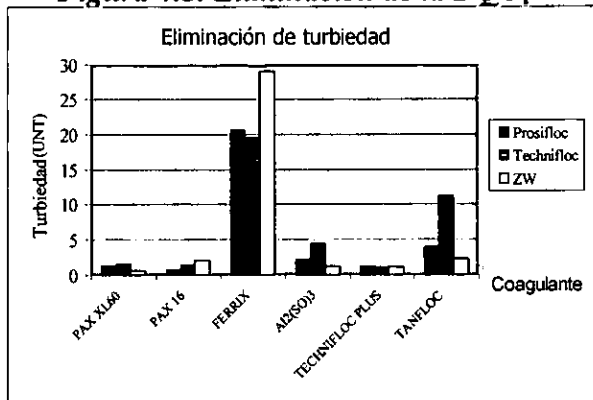


Figura 4.3. Eliminación de la turbiedad

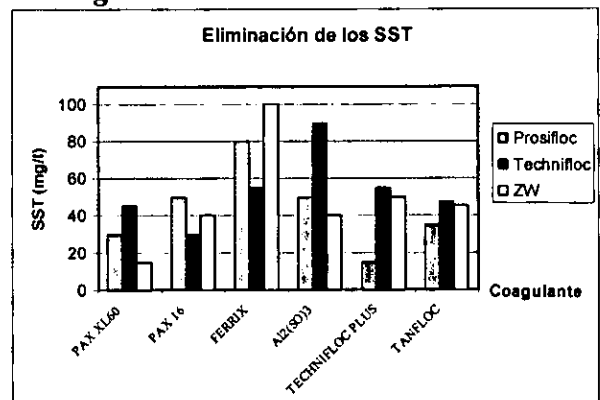


Figura 4.4. Eliminación de los SST

En la Tabla 4.4 se detallan las condiciones experimentales de los ensayos mostrados en las Figuras 4.1 a 4.4. A partir de estas Figuras 4.1 a 4.4 y de la Tabla 4.4 se demostró que, en términos generales los mejores resultados se obtuvieron con el Pax XL60.

Tabla 4.4. Porcentaje de remoción de los agentes coagulantes utilizados en el proceso de coagulación-floculación

| Coagulante | Floculante | Parámetros | | | | | | | |
|---|------------|------------------------|------------|----------------------|------------|----------------------|------------|---------------------|------------|
| | | DQO | | Color | | UNT | | SST | |
| | | 468.5 (valor inicial). | | 566 (valor inicial). | | 179 (valor inicial). | | 155 (valor inicial) | |
| | | Exp. | % remoción | Exp. | % remoción | Exp. | % remoción | Exp. | % remoción |
| PAX-XL60 | Prosifloc | 1 | 76.1 | 6 | 97.44 | 1 | 99.2 | 1 | 80.6 |
| | Tech | 8 | 74.4 | 6 | 95.14 | 8 | 99.1 | 8 | 71.0 |
| | Zw | 5 | 76.3 | 6 | 97.70 | 2 | 99.7 | 5 | 90.3 |
| PAX-XL16 | Prosifloc | 1 | 60.1 | 1 | 92.84 | 2 | 99.6 | 1 | 67.7 |
| | Tech | 1 | 77.3 | 5 | 95.49 | 8 | 99.2 | 1 | 80.6 |
| | Zw | 8 | 64.4 | 7 | 93.11 | 7 | 98.8 | 1,3,1 | 74.2 |
| FERRIX | Prosifloc | 6 | 76.3 | 7 | 82.60 | 2 | 88.5 | 2 | 48.4 |
| | Tech | 5 | 78.1 | 6 | 85.42 | 6 | 89.1 | 6 | 64.5 |
| | Zw | 6 | 72.9 | 5 | 85.60 | 2 | 83.8 | 2,6 | 35.5 |
| Al ₂ (SO ₄) ₃ | Prosifloc | 5 | 58.6 | 6 | 91.96 | 6 | 98.8 | 1 | 67.7 |
| | Tech | 6 | 56.5 | 6 | 87.99 | 6 | 97.5 | 2 | 41.9 |
| | Zw | 1 | 70.3 | 6 | 88.78 | 2 | 99.4 | 5 | 74.2 |
| TECH. PLUS | Prosifloc | 6 | 68.4 | 2 | 94.52 | 6 | 99.4 | 8 | 90.3 |
| | Tech | 6 | 70.5 | 6 | 94.88 | 6 | 99.4 | 5,6,7 | 64.5 |
| | Zw | 8 | 71.6 | 2 | 95.32 | 2 | 99.4 | 2 | 67.7 |
| TANFLOC | Prosifloc | 6 | 72.5 | 6 | 93.37 | 6 | 97.8 | 6 | 77.4 |
| | Tech | 5 | 64.4 | 6 | 94.96 | 2 | 93.7 | 1 | 69.4 |
| | Zw | 5 | 57.1 | 6 | 95.58 | 1 | 98.8 | 2 | 71.0 |

Los valores de la conductividad y de los SDT no se consideraron como indicadores de efectividad del proceso de coagulación-floculación ya que, como era de esperarse, los valores de estos parámetros aumentaron debido a la naturaleza iónica de los reactivos empleados.

De la Tabla 4.4, se puede observar para la combinación Pax XL60/Prosifloc, que el experimento número 1 es el que ofrece mejores resultados. Para Pax XL60/Technifloc el experimento 8 es el más adecuado y para la pareja Pax XL60/zwitteriónico el experimento 5 es el que ofrece los mejores resultados.

Para comprender el significado de los resultados anteriormente presentados es necesario referirse a la naturaleza de cada uno de los reactivos empleados. Se tiene por una parte cuatro coagulantes que incluyen en su formulación aluminio (sulfato de aluminio, Pax XL60, Pax 16 y Technifloc), los otros dos coagulantes son el Ferrix (cloruro férrico) y el Tanfloc (coagulante de origen natural de fórmula desconocida). En lo que respecta a los floculantes, la principal diferencia que presentan entre ellos es la carga eléctrica en solución acuosa, el Prosifloc es aniónico, el Technifloc Plus es catiónico y el 2NPOD2R no tiene carga (zwitteriónico).

De acuerdo con la literatura, la eficiencia de un coagulante depende fuertemente de la valencia del mismo. En el caso del aluminio y del cloruro férrico no existen diferencias de este tipo pues los dos funcionan con valencia 3⁺, por lo tanto su capacidad para neutralizar las cargas eléctricas de las partículas en suspensión en el agua a tratar es equivalente. Sin embargo, en el caso del cloruro férrico se tiene el fuerte inconveniente de que en función del pH éste puede estar presente en forma coloidal lo que impartiría al agua color y aumentaría la turbiedad (Stephenson y Duff, 1996). En los experimentos realizados lo anterior fue notorio sobre todo en los experimentos a pH ácido (experimento 7). Eckenfelder (1989) menciona que las sales férricas forman hidróxidos insolubles en el amplio intervalo de pH de 3 a 13. La carga del flóculo formado es positiva en el intervalo ácido y negativa en el intervalo alcalino,

en el intervalo de pH 6.5 a 8.0 hay mezcla de cargas. Por lo anterior, se considera *a priori* que la utilización de sales de hierro para el tratamiento de aguas residuales como las estudiadas en este trabajo es poco viable.

Con respecto a las diferencias de funcionamiento observadas entre los distintos agentes coagulantes constituidos de aluminio (aunque las dosificaciones siempre se realizaron con base en el contenido de aluminio reportado por el fabricante) era de esperarse que se obtendrían los mejores resultados con aquellos formulados con polímeros. Lo anterior se explica por el hecho de que la cadena del polímero sobre la que están presentes los iones de aluminio contribuyen al enlace de las partículas neutralizadas por este último, favoreciendo entonces la mejor formación de flóculos y en consecuencia un mayor porcentaje de remoción de partículas en suspensión. No es posible ofrecer una explicación más amplia de las diferencias de funcionamiento de los distintos coagulantes formulados con polímeros dado que no fue posible obtener detalles de la estructura química de los mismos por ser objeto de secreto industrial.

En lo que respecta a los floculantes empleados, en términos generales se observaron los mejores resultados con el aniónico y con el zwitteriónico. Para explicar las diferencias de los resultados obtenidos con los tres agentes floculantes utilizados es necesario tener en consideración dos hechos fundamentales: El primero se refiere a la naturaleza de la materia en suspensión que se desea eliminar por coagulación-floculación; el segundo se refiere a la carga eléctrica de los floculantes.

En la bibliografía se ha encontrado que por lo general la materia orgánica coloidal presente en las aguas residuales municipales y domésticas presentan una carga eléctrica negativa (Semmens y Field, 1980; Randtke, 1998). Los agentes coagulantes empleados neutralizan las cargas de estas partículas debido a los iones metálicos cargados positivamente. Podría suponerse que una vez que se ha dado la neutralización de la carga de las partículas puede haber en la superficie de las mismas una tendencia eléctrica positiva (sin ser esto una carga eléctrica formal), por lo que la introducción de moléculas aniónicas podrían favorecer la formación de puentes entre las partículas favoreciéndose entonces fuertemente la formación de flóculos. Un floculante no cargado eléctricamente puede producir un efecto similar de formación de puentes, pero un floculante catiónico podría interferir con la asociación de estas partículas.

4.2.1.1. Aplicación del modelo de Superficie de Respuesta a los resultados obtenidos con la mejor pareja de agentes coagulante y floculante (Pax XL60 – Zw)

Una vez seleccionada la pareja agentes coagulante - floculante, resta seleccionar las mejores dosis de cada uno de ellos. En las Figuras 4.5 a 4.8 se presentan los resultados completos obtenidos con el sistema Pax XL60-Zw en la remoción de la DQO, color, turbiedad y SST, respectivamente.

En las Figuras 4.5 a 4.8 se han representado para cada sistema agentes coagulante – floculante los resultados promedio de los 8 experimentos con su duplicado establecidos según el modelo de Superficie de Respuesta. Las variables de cada experimento ya fueron presentadas en la Tabla 3.2. Los experimentos 1 a 4 se realizaron a pH=9 y los experimentos 5 a 8 se realizaron a pH=6. En los experimentos 1, 2, 5 y 6 se utilizaron las dosis máximas de coagulante (100 mg/L) y en los restantes se utilizaron las dosis mínimas (20 mg/L). Los experimentos nones corresponden a las dosis máximas de floculante y los pares corresponden a las dosis mínimas (1.0 mg/L y 0.1 mg/L, respectivamente).

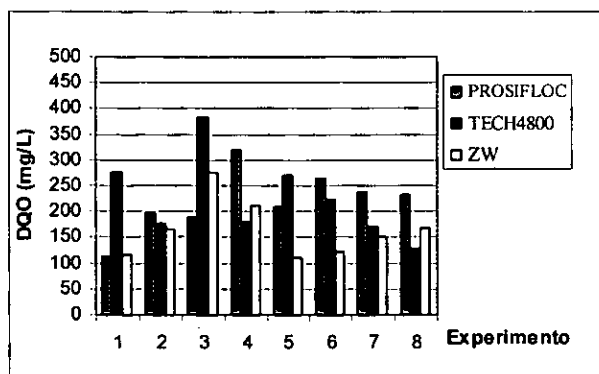


Figura 4.5. Eliminación de la DQO

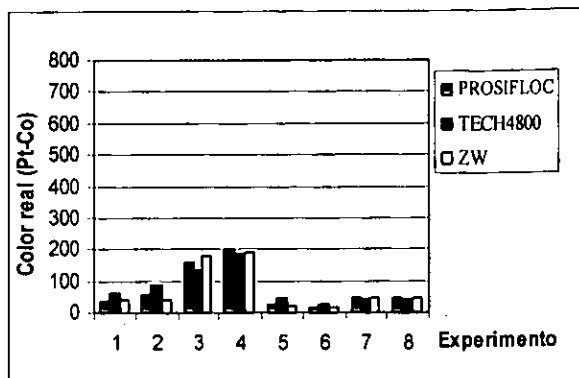


Figura 4.6. Eliminación del color

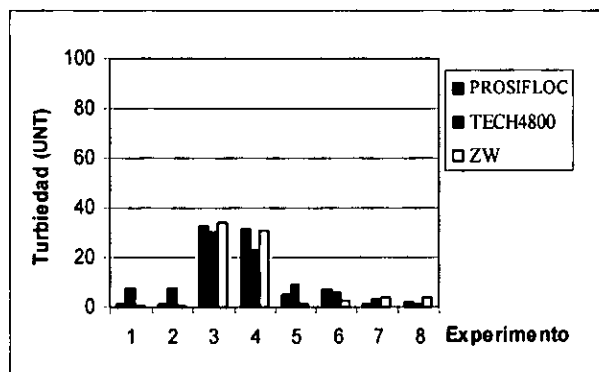


Figura 4.7. Eliminación de la turbiedad

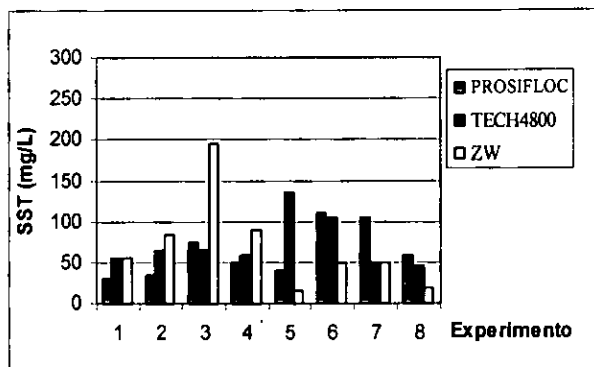


Figura 4.8. Eliminación de los SST

Con relación a la DQO (Figura 4.5), se observó que con el floculante zwitteriónico se presentaron las mejores remociones. Aplicando dosis máximas de coagulante se logró obtener un valor residual de hasta 111 mgO₂/L (con dosis máxima de floculante) (**experimento 5**). Cuando se disminuye la dosis de floculante el residual para la DQO fue de 121 mgO₂/L.

Para el color (Figura 4.6), las mejores condiciones de remoción se dieron a pH = 6, con una dosis máxima de coagulante pero no se observaron diferencias significativas entre los tres floculantes. Los residuales para color no rebasaron las 60 unidades Pt-Co. De acuerdo a lo presentado con este coagulante la mayor remoción de color se obtuvo con el floculante zwitteriónico obteniéndose residuales de 13 unidades Pt-Co (**experimento 6**).

Los valores residuales de turbiedad que presentó Pax XL60 (Figura 4.7) muestran que la mayor remoción ocurrió a pH de 9.0 con el floculante zwitteriónico (**experimento 2**) obteniéndose un valor residual de 0.76 UNT (porcentaje de remoción de 99.7%). En el experimento 2 no existió una marcada diferencia entre los diferentes floculantes. Es conveniente mencionar que se obtuvieron resultados similares con el **experimento 5** obteniéndose un valor residual de turbiedad de 1.15 UNT.

En el caso de los SST, (Figura 4.8) las mejores remociones se obtuvieron en el **experimento 5** (dosis máximas de coagulante y de floculante, pH = 6) con el floculante zwitteriónico. En estas condiciones se obtuvo un valor residual de SST de 20 mg/L.

Del análisis de las cuatro gráficas anteriormente presentadas, se ha observado que las condiciones del **experimento 5** se presentan como la mejor opción para la remoción de la DQO y de los SST. En el caso del color y turbiedad los mejores resultados se obtuvieron con las condiciones de los **experimentos 2 y 6**, respectivamente. Sin embargo, comparando los porcentajes de remoción de color y de turbiedad del experimento 5 con los del experimento 2 y 6 (floculante zwitteriónico) las diferencias son de 3.38% en el caso del color y de 0.8% en el caso de la turbiedad.

Con base en los datos presentados anteriormente se puede concluir que los mejores resultados se obtienen con la combinación del Pax XL60 y el floculante zwitteriónico con las condiciones del **experimento 5** (coagulante 100 mg/L, floculante 1 mg/L, pH=6). Estos resultados fueron confirmados con los obtenidos por el modelo de *Superficie de Respuesta*.

En el Anexo A2 se presentan los resultados completos para los ensayos de coagulación-floculación, así como la resolución del modelo empleado para el cual fue utilizado un programa en Excel.

En la Tabla 4.5 se presenta la hoja de resultados que se obtiene con un programa en Excel para la resolución de este modelo para los experimentos realizados con el coagulante Pax XL60 y los tres floculantes. En esta hoja se señala para cada uno de los seis parámetros analizados en cada experimento, las condiciones en las que se obtiene el residual mínimo. En este reporte de resultados se incluyen los valores óptimos de las constantes del modelo y, los valores de las variables con los que se obtiene la respuesta mínima del parámetro estudiado. En el caso de las columnas de las constantes del modelo se han sombreado aquellas cuyos valores absolutos son inferiores del factor estadístico Δb_j lo que significa que éstas no tienen un efecto significativo en el valor de la función Δy (valor final – valor inicial). Así, por ejemplo, en el caso de la pareja Pax XL60 – Zw, las constantes que no son significativas son a_3 (relacionada con el efecto de la dosis de floculante) y a_{23} (relacionada con el efecto combinado de la dosis de coagulante y del floculante). Lo anterior se traduce en el hecho de la dosis del floculante no influye considerablemente en la eliminación de la DQO.

Siguiendo con el caso de la eliminación de la DQO con la pareja Pax XL60 – Zw, el modelo de *Superficie de Respuesta* indica que en el intervalo de valores de las variables estudiadas, el menor valor residual de DQO que puede obtenerse es igual a 111 mgO₂/L.

Aunque se sabe que el modelo de Superficie de Respuesta es válido únicamente en el intervalo de los valores mínimos y máximos fijados en el diseño de experimentos, se utilizó la ecuación obtenida con los experimentos de DQO para tener un estimado de las condiciones experimentales con las que se obtendría un valor residual de 100 mg/L. Con dicha ecuación se prevé que el objetivo de eliminación de DQO podría obtenerse con las siguientes condiciones: pH = 5.33, coagulante=119.25 mg/L y floculante = 0.145 mg/L.

Tabla 4.5. Reporte de resultados del modelo de superficie respuesta para el diseño experimental de coagulación-floculación con el sistema coagulante-floculante, Pax XL60 –zwitteriónico

REPORTE DE RESULTADOS FINALES

PAX XL60

| | MODELO DE SUPERFICIE RESPUESTA | | | | | | | | CONDICIONES ÓPTIMAS | | | | RESULTADOS EXPS. | | |
|-----------------------------|--------------------------------|----------------|----------------|----------------|-----------------|-----------------|-----------------|------------------|----------------------|----|------|------|----------------------|---------------|-----------------|
| | a ₀ | a ₁ | a ₂ | a ₃ | a ₁₂ | a ₁₃ | a ₂₃ | a ₁₂₃ | DELTA B _j | pH | coag | floc | Valores iniciales | Mínimo exp | Remoción (%) |
| PAX XL-60 -PROSIFLOC | | | | | | | | | | | | | | | |
| COLOR | -606.63 | 40.50 | -40.50 | -6.38 | -27.63 | -8.25 | 3.50 | 0.88 | 12.65209 | 6 | 100 | 0.1 | 679 | 14.5 | 97.86 |
| TURBIEDAD | -168.63 | 6.44 | -6.63 | -0.16 | -8.76 | 0.55 | -0.39 | -0.08 | 2.499734 | 6 | 20 | 1 | 179 | 1.35 | 99.25 |
| SST | -91.88 | -15.63 | -9.38 | -0.63 | -5.63 | 5.63 | -18.13 | 10.63 | 5.671882 | 9 | 100 | 1 | 155 | 30 | 80.65 |
| SDT | 179.81 | -33.56 | 50.94 | -10.31 | 7.31 | 3.06 | 1.56 | 3.19 | 12.24696 | 9 | 20 | 1 | 808 | 884 | -9.41 |
| COND . ELÉCTRICA | 348.38 | -68.63 | 102.13 | -21.00 | 13.62 | 8.25 | 1.00 | 9.25 | 24.73489 | 9 | 20 | 1 | 1.622 | 1.763 | -8.69 |
| DQO | -247.75 | -15.50 | -24.25 | -33.50 | -25.50 | -20.75 | -2.00 | 12.75 | 11.0859 | 9 | 100 | 1 | 468.5 | 112 | 76.09 |
| PAX XL-60-TECHNIFLOC | | | | | | | | | | | | | | | |
| COLOR | -600.19 | 38.69 | -22.44 | -6.94 | -20.31 | -12.56 | 6.31 | 1.44 | 10.11178 | 6 | 100 | 0.1 | 679 | 27.5 | 95.95 |
| TURBIEDAD | -167.92 | 6.21 | -3.59 | 1.49 | -6.04 | 0.34 | -0.68 | -1.01 | 1.87812 | 6 | 20 | 0.1 | 179 | 1.6 | 99.11 |
| SST | -82.50 | -11.25 | 17.50 | 3.75 | -18.75 | -5.00 | 1.25 | -5.00 | 5.715386 | 6 | 20 | 0.1 | 155 | 45 | 70.97 |
| SDT | 176.19 | -45.31 | 45.94 | -1.19 | -2.06 | -0.94 | 1.81 | -5.94 | 12.71753 | 9 | 20 | 0.1 | 808 | 893 | -10.52 |
| COND . ELÉCTRICA | 339.13 | -90.50 | 91.63 | -3.00 | -4.25 | -1.12 | 3.25 | -11.12 | 25.36987 | 9 | 20 | 0.1 | 1.622 | 1.7795 | -9.71 |
| DQO | -242.00 | 27.75 | 10.50 | 49.25 | -38.25 | 26.50 | -12.75 | -13.50 | 14.95024 | 6 | 20 | 0.1 | 468.5 | 128 | 72.68 |
| PAX XL-60-ZWITTER | | | | | | | | | | | | | | | |
| COLOR | -606.81 | 40.31 | -43.06 | -0.06 | -28.94 | -1.94 | 2.44 | -0.44 | 12.89487 | 6 | 100 | 0.1 | 679 | 13 | 98.09 |
| TURBIEDAD | -169.25 | 6.93 | -8.50 | 0.33 | -7.43 | 0.63 | -0.55 | -0.25 | 2.602172 | 9 | 100 | 0.1 | 179 | 0.6 | 99.66 |
| SST | -85.00 | 36.25 | -18.75 | 8.75 | -17.50 | 10.00 | -25.00 | -8.75 | 10.46547 | 6 | 100 | 1 | 155 | 15 | 90.32 |
| SDT | 183.81 | -25.19 | 37.44 | 2.31 | 3.94 | 8.81 | -13.56 | -14.56 | 9.861408 | 9 | 20 | 0.1 | 808 | 886 | -9.65 |
| COND . ELÉCTRICA | 274.38 | -7.50 | 155.75 | 49.88 | -37.88 | -61.50 | -70.25 | 53.63 | 39.12347 | 6 | 20 | 0.1 | 1.622 | 1.475 | 9.06 |
| DQO | -303.50 | 27.25 | -36.75 | -1.50 | -15.00 | 5.75 | -13.25 | -15.50 | 10.31614 | 6 | 100 | 0.1 | 468.5 | 111 | 76.31 |

4.2.1.2. Efecto de la reducción de las dosis de agente coagulante y de agente floculante en la remoción de los parámetros clave

Una vez seleccionada la pareja coagulante- floculante resta seleccionar las mejores dosis de cada uno de ellos. Según el conjunto de resultados presentados anteriormente, los mejores resultados se obtienen con las dosis máximas tanto de coagulante como de floculante. Sin embargo, un sencillo análisis de los porcentajes de remoción de los cuatro parámetros clave indica que las diferencias de remoción (Tabla 4.6) a los valores mínimos y a los valores máximos de concentración son inferiores a 13%. Por lo tanto se considera que económicamente es más viable trabajar a las condiciones mínimas de concentración de coagulante y de floculante.

Tabla 4.6. Comparación de los porcentajes de remoción con PAX-XL60-Zwitteriónico a valores mínimos (coagulante = 20 mg/L; floculante 0.1 mg/L) y valores máximos (coagulante = 100 mg/L; floculante 1.0 mg/L) de concentración (pH=6)

| Parámetro | Valor inicial | Cantidad residual a dosis mínimas | Cantidad residual a dosis máximas | Requerimiento de calidad del agua tratada | Remoción a dosis mínimas (%) | Remoción a dosis máximas (%) | Diferencia de remoción (%) |
|--|---------------|-----------------------------------|-----------------------------------|---|------------------------------|------------------------------|----------------------------|
| DQO _r (mgO ₂ /L) | 468.5 | 169 | 111 | 100 | 63.93 | 76.31 | 12.38 |
| Color (Pt-Co) | 566 | 47 | 22.5 | 20 | 91.7 | 96.0 | 4.3 |
| Turbiedad (UNT) | 179 | 3.9 | 1.5 | 5 | 97.82 | 99.16 | 1.34 |
| SST (mg/L) | 155 | 20 | 15 | 20 | 87.10 | 90.32 | 3.22 |

Las mejores condiciones para el proceso de coagulación-floculación están resumidas en la Tabla 4.7.

Tabla 4.7. Mejores condiciones para la coagulación-floculación del agua cruda resultante de la mezcla de las aguas del Gran Canal y del Río Churubusco en relación 1:1

| Variable | Mejor condición |
|----------------------------|-----------------|
| Agente coagulante | PAX XL 60 |
| Agente floculante | Zwitteriónico |
| pH | 6 |
| Dosis de agente coagulante | 20 mg/L |
| Dosis de agente floculante | 0.1 mg/L |

4.2.2. Resultados de los experimentos de ozonación

Con el agua producida con las mejores condiciones de coagulación-floculación se realizaron las pruebas de ozonación. En estos ensayos se realizó una primera serie de pruebas con el fin de seleccionar las condiciones que serán posteriormente utilizadas en el diseño de experimentos con el modelo de superficie respuesta. Las variables que se estudiaron fueron: Dosis de ozono, tiempo de contacto, pH y efecto de la alcalinidad.

En estos ensayos se utilizó la DQO como parámetro indicador de la eficiencia de oxidación. Se evaluó las dosis de ozono determinando la concentración de ozono en la fase gas, así como el residual en la fase líquida para determinar los tiempos en los cuales se cubría la demanda de ozono del agua tratada. En todos los casos se utilizó un agua pretratada por coagulación-floculación con el sistema Pax XL60 – agente floculante zwitteriónico, dosis de 20 mg/L y 0.1 mg/L, respectivamente; en el pretratamiento el pH inicial era igual a 6.

4.2.2.1. Efecto de la dosis de ozono y tiempo de contacto

Se realizaron dos experimentos para determinar preliminarmente la influencia de la dosis de ozono y del tiempo de contacto en la eliminación de la DQO. En el primer experimento se utilizó una dosis de 4.48 mgO₃/L en la fase gas, la cual se encuentra dentro del intervalo de dosis comúnmente utilizado en el tratamiento de aguas residuales. En el segundo experimento se utilizó una dosis muy importante de ozono, 36 mgO₃/L en la fase gas, con el fin de determinar cuál era la máxima eliminación de DQO que podría obtenerse con este proceso. En estos experimentos no se controló el pH, siendo éste de 6.46. En estos experimentos el agua fue ozonada con una corriente constante de gas durante 20 minutos. En la Figuras 4.9 y 4.10 se presentan los resultados obtenidos en estos dos experimentos.

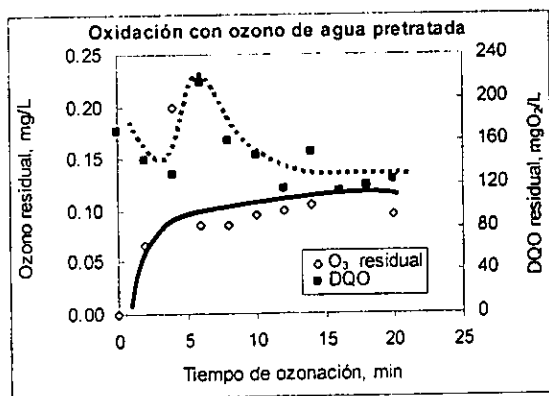


Figura 4.9. Ensayo preliminar de ozonación a una dosis de 4.5 mgO₃/L (pH = 6.46)

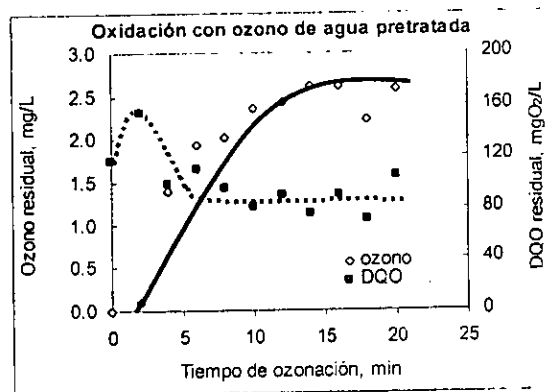


Figura 4.10. Ensayo preliminar de ozonación a una dosis de 36 mgO₃/L (pH = 6.46)

En la Figura 4.9, se observa que la evolución de la DQO residual sigue una tendencia característica de la ozonación de aguas que contienen contaminantes mixtos con una estructura química compleja. En los primeros instantes de la ozonación, la DQO disminuye por oxidación de la materia orgánica contenida en el agua. Sin embargo, después de aproximadamente 10 minutos de ozonación la DQO aumenta ligeramente. Este hecho se debe a que la oxidación destruye moléculas complejas que anteriormente no habían podido ser oxidadas durante la determinación de la DQO y que al ser transformadas a moléculas más sencillas son entonces fácilmente oxidadas durante el análisis de la DQO. Después de este pico de aumento de DQO, ésta disminuye de manera relativamente constante hasta un valor límite de $120 \text{ mgO}_2/\text{L}$ a los 20 minutos de tiempo de contacto. Por otro lado, el seguimiento realizado de la concentración del ozono residual, permitió determinar que, en las condiciones experimentales probadas, la demanda de ozono se cubre en un periodo comprendido entre 10 y 15 minutos de tiempo de contacto. La concentración de ozono residual límite en la fase líquida fue igual a $0.1 \text{ mgO}_3/\text{L}$.

Los resultados presentados en la Figura 4.10 confirman la observación de un aumento de la DQO en los primeros 5 minutos de ozonación. Como era de esperar, con una la dosis aplicada de $36 \text{ mgO}_3/\text{L}$, la eliminación de la DQO fue más rápida con respecto al experimento con una dosis de $4.48 \text{ mgO}_3/\text{L}$. En el primer experimento, la estabilización del valor de la DQO residual se obtuvo aproximadamente después de 10 minutos de tiempo de ozonación, mientras que en este segundo experimento dicha estabilización fue observada aproximadamente a partir de 5 minutos de ozonación. Con respecto al ozono residual en la fase líquida, éste fue de aproximadamente $2.5 \text{ mgO}_3/\text{L}$ después de 15 minutos de tiempo de ozonación. Con este segundo experimento se pudo determinar que se puede lograr un valor residual de DQO de aproximadamente $80 \text{ mgO}_2/\text{L}$ por una oxidación con ozono a un valor de pH cercano a la neutralidad. Debe remarcarse que la dosis de ozono aplicada en este segundo experimento es muy elevada con respecto a las dosis aplicadas en la práctica en el tratamiento de aguas. Por otro lado, debe señalarse que el consumo de ozono en estos experimentos se debió tanto a la materia orgánica presente en el agua como por especies inorgánicas oxidables, como es el caso de aquellas responsables de la alcalinidad del agua. Para evaluar lo anterior se realizaron experimentos complementarios en los que se controló el pH para disminuir o incrementar la alcalinidad del medio.

4.2.2.2. Efecto del pH y de la alcalinidad

Debido al efecto inherente de la alcalinidad en el consumo de ozono, se consideró necesario realizar experimentos complementarios en los que se eliminan estas especies por medio del control del pH a valores ácidos; la alcalinidad se elimina al transformarla en CO_2 . Sin embargo, el ajuste a pH ácido trae como consecuencia que el ozono presente en la fase líquida se encuentre principalmente en la forma de ozono molecular cuya reactividad es menor a la del ozono cuando éste reacciona por un mecanismo de radicales libres. Por lo anterior se realizó un ensayo complementario, primero ajustando el pH a 4 para eliminar la alcalinidad por aeración y posteriormente se ajustó el pH a 10 para favorecer la formación de radicales libres (Figura 4.11).

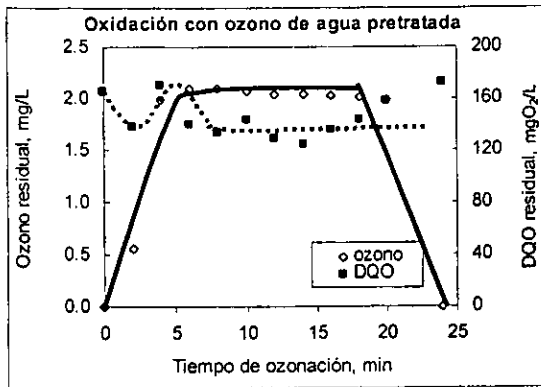


Figura 4.11. Experimento de ozonación en medio ácido (pH=4) con una dosis de ozono de 24.3 mgO₃/L.

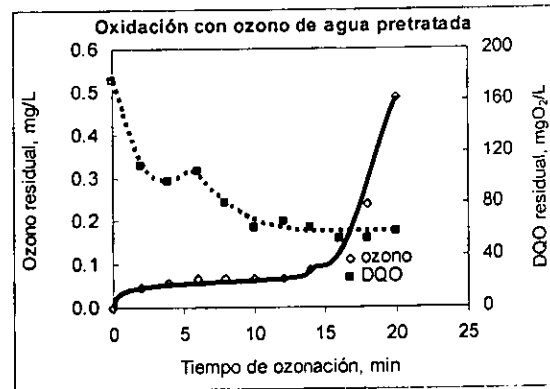


Figura 4.12. Experimento de ozonación en medio básico (pH=10) con una dosis de ozono de 15 mgO₃/L.

En la Figura 4.11 se observa que la disminución de la alcalinidad se traduce en una disminución del tiempo de contacto necesario para cubrir la demanda de ozono, además de que se obtienen concentraciones residuales de ozono importantes, comparables a las obtenidas en el experimento presentado en la Figura 4.10, en el cual se utilizó una dosis mayor de ozono (36 mgO₃/L). En cuanto a la DQO, se observó en este experimento que la remoción es baja, obteniéndose valores de DQO residual superiores a 120 mgO₂/L. En este experimento, a los 18 minutos de ozonación se suspendió la introducción de la mezcla ozono-aire, lo cual se reflejó en una caída drástica de la concentración de ozono residual en la fase líquida; en menos de 4 minutos ya no se detectó ozono residual.

En la Figura 4.12 se presentan los resultados de un ensayo de ozonación realizado a pH=10. El objetivo de este experimento fue demostrar cuál sería la eficiencia de eliminación de DQO por reacción con el ozono vía un mecanismo de radicales libres. En esta figura se pudo observar que la eliminación de DQO es considerablemente mayor a la obtenida en los experimentos anteriores realizados a valores de pH ácidos y cercanos a la neutralidad (mecanismo de reacción con ozono molecular). En este caso, se obtuvo un valor residual de DQO de aproximadamente 60 mgO₂/L. Por otro lado, en este experimento se pudo observar que la demanda de ozono se cubrió en menos de 5 minutos de tiempo de contacto. Además, se pudo constatar que una vez que se alcanzó el máximo de eliminación de la DQO, los valores de ozono residual se incrementaron rápidamente alcanzándose un valor de 0.5 mgO₃/L a 20 minutos de ozonación. Por lo anterior, se considera *a priori* que los mejores resultados de oxidación serán obtenidos a valores de pH básicos.

Con base en los experimentos preliminares ya presentados, se demostró que los mejores resultados de eliminación de DQO se obtienen a valores de pH básico, por lo que para la elaboración del diseño experimental se consideró aceptable adoptar como valor máximo de pH el valor de 10; este valor es técnicamente factible de obtener en la práctica del tratamiento de aguas. Para establecer el valor mínimo de pH para la construcción del diseño experimental se compararon los resultados de los experimentos realizados a pH=4 (Fig. 4.11) y a pH=6 (Fig. 4.10). Si bien en ambos experimentos la dosis de ozono aplicada no es la misma, en los

dos casos la cantidad de ozono utilizada fue muy alta y se alcanzó un valor estable de DQO residual. Entre estos dos experimentos, se obtuvieron mejores resultados en la eliminación de la DQO a un pH cercano a la neutralidad (pH = 6.46). Por lo tanto, se considera que un valor de pH=6 es aceptable como valor mínimo, además de que este valor es cercano al pH que tiene el agua después del pretratamiento con coagulación-floculación.

Los tiempos de contacto de 5 y 20 minutos se fijaron como los valores mínimo y máximo, respectivamente, considerando que en la mayoría de los experimentos preliminares la demanda de ozono se cubrió aproximadamente a los 5 minutos de ozonación y que, por otra parte, a los 20 minutos de tiempo de ozonación ya se había alcanzado una estabilidad en cuanto a los valores residuales de la DQO.

Las dosis mínima y máxima de ozono se seleccionaron con base en los valores recomendados en la literatura para el tratamiento de aguas residuales, en donde se propone como dosis máxima de ozono igual a 50 mgO₃/L para que un proceso de ozonación sea económicamente viable (Langlais *et al.*, 1991).

Las variables del diseño experimental y los valores de las mismas para los ensayos de ozonación se presentan en la Tabla 4.8. En el diseño experimental se incluyó como variable adicional la dosificación de peróxido de hidrógeno. Esto se hizo con el objetivo de favorecer los mecanismos de reacción vía radicales libres los cuales, según los resultados presentados en la Figura 4.10 ofrecen los mejores valores de eliminación de DQO.

Tabla 4.8. Condiciones para el diseño experimental de oxidación química del agua pretratada con coagulación-floculación

| Variable | Valores mínimos | Valores máximos |
|---|-----------------|-----------------|
| X ₁ = pH | 6 | 10 |
| X ₂ = Tiempo de contacto | 5 min | 20 min |
| X ₃ = Dosis de ozono | 25 mg/L | 50 mg/L |
| X ₄ = Relación molar O ₃ /H ₂ O ₂ | 0.5 | 1.0 |

4.2.2.3. Resultados del diseño experimental para la ozonación

Con base en la Tabla 4.8 y siguiendo un modelo de diseño de experimentos del tipo 2^K (K=número de variables) se realizaron 16 experimentos de ozonación, con sus respectivos duplicados lo que da un total de 32 experimentos. En la Tabla 4.9 se presenta la codificación de los 16 experimentos requeridos según el método de superficie respuesta.

En cada uno de los experimentos realizados se evaluaron las concentraciones de ozono en el aire a la entrada [(O₃)_e] y a la salida [(O₃)_s] de la columna de ozonación, la concentración del ozono residual en la fase líquida [(O₃)_R], el pH final del agua tratada y los valores residuales del color, de la turbiedad y de la DQO. La totalidad de los resultados obtenidos en esta etapa se encuentran en el Anexo A3.

Tabla 4.9. Codificación del diseño de experimentos para la ozonación

| Experimento | X ₁ =pH | X ₂ = Tiempo de contacto | X ₃ = Dosis de ozono | X ₄ = Relación molar H ₂ O ₂ /O ₃ |
|-------------|--------------------|-------------------------------------|---------------------------------|---|
| 1 | 10 | 20 | 50 | 1 |
| 2 | 10 | 20 | 50 | 0.5 |
| 3 | 10 | 20 | 25 | 1 |
| 4 | 10 | 20 | 25 | 0.5 |
| 5 | 10 | 5 | 50 | 1 |
| 6 | 10 | 5 | 50 | 0.5 |
| 7 | 10 | 5 | 25 | 1 |
| 8 | 10 | 5 | 25 | 0.5 |
| 9 | 6 | 20 | 50 | 1 |
| 10 | 6 | 20 | 50 | 0.5 |
| 11 | 6 | 20 | 25 | 1 |
| 12 | 6 | 20 | 25 | 0.5 |
| 13 | 6 | 5 | 50 | 1 |
| 14 | 6 | 5 | 50 | 0.5 |
| 15 | 6 | 5 | 25 | 1 |
| 16 | 6 | 5 | 25 | 0.5 |

Para modelar los resultados obtenidos en los experimentos de oxidación, se utilizó el programa Excel para resolver una ecuación de tipo lineal según lo plantea el modelo de diseño de experimentos de Superficie de Respuesta. Esto es, para cada uno de los parámetros indicadores de la calidad del agua se obtiene una ecuación que predice cuál será el valor de dicho parámetro en función de los valores que tengan las variables estudiadas, en este caso, pH (X₁), tiempo de contacto (X₂), dosis de ozono (X₃) y relación molar H₂O₂/O₃ (X₄). Las "constantes" de las ecuaciones obtenidas del modelo de Superficie de Respuesta para la DQO, el color y la turbiedad se presentan en la Tabla 4.10. Debe recordarse que la ecuación del modelo de Superficie de Respuesta considerando un comportamiento lineal con cuatro variables es del tipo:

$$\Delta y = a_0 + a_1 X_1 + a_2 X_2 + a_3 X_3 + a_4 X_4 + a_{12} X_1 X_2 + a_{13} X_1 X_3 + a_{14} X_1 X_4 + a_{23} X_2 X_3 + a_{24} X_2 X_4 + a_{34} X_3 X_4 + a_{123} X_1 X_2 X_3 + a_{124} X_1 X_2 X_4 + a_{134} X_1 X_3 X_4 + a_{234} X_2 X_3 X_4 + a_{1234} X_1 X_2 X_3 X_4 \quad \text{Ec. 4.1}$$

Tabla 4.10. Ecuaciones del modelo de Superficie de Respuesta obtenidas para el diseño experimental de las pruebas de oxidación con ozono y peróxido de hidrógeno

| PARÁMETRO | Δb_j | a ₀ | a ₁ | a ₂ | a ₃ | a ₄ | a ₁₂ | a ₁₃ | a ₁₄ |
|-----------|--------------|-----------------|-----------------|-----------------|------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|
| DQO | 0.927 | 96.9 | -1.01 | -7.3 | 1.86 | 2.49 | 1.84 | 0.93 | 2.57 |
| COLOR | 2.62 | 52.8 | 6.33 | -19.6 | -8.07 | 4.49 | 9.17 | -12.6 | -0.6 |
| TURBIEDAD | 0.28 | 5.33 | -0.08 | -2.00 | 0.88 | 1.44 | 1.03 | -0.65 | -0.39 |
| PARÁMETRO | Δb_j | a ₂₃ | a ₂₄ | a ₃₄ | a ₁₂₃ | a ₁₂₄ | a ₁₃₄ | a ₂₃₄ | a ₁₂₃₄ |
| DQO | 0.927 | 0.73 | 1.03 | 0.19 | -4.81 | -2.57 | 2.02 | 0.31 | 0.77 |
| COLOR | 2.62 | -3.05 | -3.73 | 1.78 | 0.48 | -2.39 | -2.37 | -5.41 | -8.25 |
| TURBIEDAD | 0.28 | 0.04 | -0.53 | 0.005 | 0.2 | 0.22 | 0.04 | 0.29 | -1.17 |

Nota: Los valores en negritas son superiores en valor absoluto al valor de Δb_j y por lo tanto son significativos

Los valores de los coeficientes presentados en la Tabla 4.10 se pueden interpretar de la siguiente manera: El efecto individual de un cambio de pH (a₁) es significativo en la remoción de la DQO y del color pero no de la turbiedad; los efectos individuales de un cambio del tiempo de contacto (a₂), de la dosis de ozono (a₃) y de la relación molar H₂O₂/O₃ (a₄) son significativos en la remoción de los tres parámetros DQO, color y turbiedad. Cada uno de los

efectos combinados de cambios de pH y de tiempo de contacto (a_{12}) y de cambios de pH y de dosis de ozono (a_{13}) son importantes en la remoción de los tres parámetros fisicoquímicos del agua antes mencionados. En lo que respecta al efecto combinado de cambios en el pH y en la relación molar de los oxidantes (a_{14}) se tienen efectos importantes en la remoción de la DQO y de la turbiedad pero no en la remoción del color. La interpretación de los valores de los otros coeficientes es del mismo estilo. Cabe remarcar que, aparentemente, el efecto combinado de cambios de la dosis de ozono y de la relación molar de ozono y peróxido de hidrógeno (a_{34}) no tienen un efecto significativo en la remoción de la DQO, del color ni de la turbiedad. Por otro lado, con base en los valores absolutos de los coeficientes de la Tabla 4.10, también se puede concluir que, en la remoción de la DQO, del color y de la turbiedad, el tiempo de contacto (a_2) es la variable más importante.

Con las ecuaciones del modelo de Superficie de Respuesta es posible obtener los valores de las variables para los cuales la remoción de cada uno de los parámetros, DQO, color y turbiedad es máxima (Δy mínimo). Para obtener estos valores se utilizó el "solver" del programa Excel 97. Los resultados que se obtuvieron se presentan en la Tabla 4.11.

Tabla 4.11. Resultados del modelo de Superficie de Respuesta para el diseño experimental de los ensayos de ozonación

| Parámetro | Valor mínimo de Δy^* | Valores codificados | | | | Valores transformados | | | |
|-----------|------------------------------|---------------------|----------------|----------------|----------------|-----------------------|----|----------------|---|
| | | X ₁ | X ₂ | X ₃ | X ₄ | pH | t | O ₃ | H ₂ O ₂ :O ₃ |
| DQO | 76.49 | -1 | 1 | -1 | -1 | 6 | 20 | 25 | 0.5 |
| Color | 19.94 | 1 | 1 | 1 | 1 | 10 | 20 | 50 | 1 |
| Turbiedad | 1.355 | 1 | 1 | 1 | 1 | 10 | 20 | 50 | 1 |

* Δy = valor inicial - valor residual

De la Tabla 4.11 se puede concluir que si se toma en cuenta la DQO como principal parámetro de evaluación del tratamiento, las mejores condiciones para la oxidación avanzada corresponderían a las presentadas en la primera línea. Por el contrario, si se fija como objetivo la eliminación de color y de turbiedad, esto implicaría otras condiciones de tratamiento. En ambos casos, los mejores valores de eliminación se obtienen a un tiempo de contacto de 20 minutos.

Los resultados anteriores deben ser interpretados cautelosamente. El modelo de Superficie de Respuesta indica que la máxima eliminación de DQO (valor residual más bajo) se obtiene a pH=6. Sin embargo, los experimentos preliminares de oxidación indicaron que los mejores resultados se obtuvieron a pH básico. La explicación que se propone a estos resultados es que, en los experimentos realizados a pH básico se oxidan compuestos orgánicos de estructura molecular compleja transformándose en moléculas más sencillas, las cuales pueden ser entonces cuantificadas como DQO. Lo anterior sucede en menor grado en los experimentos realizados a pH ácido y, por lo tanto, los valores residuales de DQO obtenidos en estos experimentos son menores.

Debido a lo anterior se considera que, en este estudio, la DQO parece no ser el mejor parámetro indicador de la eficiencia del tratamiento por ozonación dado que, un valor residual bajo de DQO no necesariamente indica una alta eliminación de la materia contaminante oxidable. Por ello, parece más juicioso considerar los parámetros color y turbiedad para establecer las mejores condiciones experimentales para la oxidación del agua residual considerada en este estudio. Sobre esta base, las mejores condiciones de oxidación del agua estudiada son: Valor de pH=10, tiempo de contacto = 20 minutos, dosis de ozono = 50 mg/L, dosis de peróxido de hidrógeno = 1 mg/L.

Ahora bien, por economía, un proceso de ozonación es más rentable en la medida en que la dosis de ozono aplicado sea lo más baja posible. Asimismo, aunque el peróxido de hidrógeno mejora la eficiencia del tratamiento global, convendría suprimirlo para utilizar el mínimo de reactivos. Por otra parte y, dado que el efluente del proceso de coagulación-floculación tiene un pH de 6, lo más conveniente sería trabajar con este valor de pH. En cuanto al tiempo de ozonación, éste determina el tamaño del equipo cuando se ha fijado previamente el gasto de agua a tratar. El tamaño del equipo repercute fuertemente en los costos de inversión pero tiene un efecto mucho menos considerable en los costos de operación que son los que preponderantemente determinan la viabilidad económica de un proceso de ozonación. Por lo anterior, se consideró interesante realizar experimentos complementarios tomando en cuenta como principal indicador de la eficiencia del tratamiento la remoción del color, a pH=6, sin peróxido de hidrógeno y con tiempos de contacto variables.

4.2.2.4. Determinación de condiciones experimentales adecuadas para la remoción de color a pH ácido en ausencia de H₂O₂

Para encontrar mejores condiciones de oxidación, considerando como principal indicador de la eficiencia del tratamiento la remoción del color, se realizaron los experimentos que se presentan en la Tabla 4.12. Se probaron tres dosis de ozono y se cuantificó en función del tiempo el color residual del agua ozonada.

Tabla 4.12. Optimación de las condiciones de ozonación (pH = 6, sin H₂O₂)

| Tiempo (min) | Evolución del color (U Pt-Co) a diferentes dosis de ozono | | |
|--------------|---|-------------------------|-------------------------|
| | 10 mg O ₃ /L | 15 mg O ₃ /L | 25 mg O ₃ /L |
| 0 | 43 | 43 | 43 |
| 4 | 32 | 31 | 31 |
| 8 | 27 | 20 | 3 |
| 12 | 24 | 17 | 0 |
| 16 | 21 | 15 | |
| 20 | 17 | 10 | |

A partir de la Tabla 4.12 se puede observar que una dosis de ozono igual a 10 mgO₃/L durante 20 minutos es suficiente para disminuir el color por abajo del valor objetivo fijado en este trabajo como igual 20 unidades de Pt-Co. Por lo anterior, se considera que las mejores condiciones para el proceso de ozonación para la disminución del color son una dosis de 10 mgO₃/L, un pH igual a 6 y un tiempo de contacto de 20 minutos no siendo necesaria la adición de peróxido de hidrógeno.

El conjunto de experimentos de ozonación del agua efluente de un proceso de coagulación-floculación indica que, en el mejor de los casos puede obtenerse una DQO residual de aproximadamente 77 mgO₂/L y un color residual de 17 U Pt-Co. Estos valores no son muy distintos de los obtenidos únicamente con coagulación-floculación (111 mgO₂/L y 22.5 Pt-Co). Por lo tanto, se considera que, desde el punto de vista costo – beneficio, el empleo de la ozonación para el tratamiento de esta agua residual no es justificable. Por lo anterior se decidió que las pruebas subsecuentes con carbón activado se realizarían utilizando directamente el efluente de coagulación-floculación.

4.2.3. Resultados de adsorción sobre carbón activado con el efluente de coagulación-floculación

El tratamiento del agua residual con carbón activado suele estar considerado como un proceso de pulimento de refino de aguas (Metcalf y Eddy, 1996). El carbón activado se emplea para eliminar microcontaminantes, parte de la materia orgánica disuelta y como soporte biológico. Las pruebas de adsorción y capacidad de adsorción son algunas de las pruebas más comunes en la caracterización de un carbón activado (Julien *et al.*, 1998). Las pruebas realizadas en este trabajo incluyen el estudio 4 tipos de carbones en experimentos por lotes: F-400, LQ1000, Madera y CG-700.

Para la representación de las isothermas de adsorción se seleccionaron los modelos de Freundlich y de Langmuir. Estos modelos fueron desarrollados por sus autores para representar la adsorción de un solo soluto sobre un material adsorbente. Sin embargo, en el tratamiento de aguas, varios autores han comprobado que es posible representar el conjunto de contaminantes de aguas y de aguas residuales como un solo contaminante ficticio representado por parámetros globales como la DQO o el COT. En este trabajo para evaluar la eficiencia del proceso de adsorción se utilizó como variable la demanda química de oxígeno (DQO). El agua utilizada en las pruebas de adsorción fue la producida en el tratamiento con coagulación-floculación utilizando la combinación Pax XL60-Zw.

Los resultados para el proceso de adsorción del efluente de coagulación-floculación con Pax XL60 y zwitteriónico se presentan a continuación (los resultados para las pruebas de coagulación-floculación con el efluente del método de Fenton son presentados en la sección 4.3.2).

Los valores para cada isoterma según los modelos de Freundlich y Langmuir son presentados en las Tablas 4.13 y 4.14, respectivamente para dosis de 10-110 mg/L y 140-470 mg/L. En las Figuras 4.13 a 4.16 se representaron las isothermas según los modelos de Freundlich y Langmuir.

Tabla 4.13. Constantes de Freundlich y de Langmuir para las isothermas de adsorción sobre cuatro carbones activados (Dosis de carbón activado de 10 a 110 mg/L para la remoción de DQO)

| Constantes de Freundlich y de Langmuir para DQO (Dosis de 10 a 110 mg/L) | | | | | | | | |
|--|------------|---------|----------|----------|--------|--------------|----------|-------|
| Carbón | $\ln(K_F)$ | $1/n_F$ | K_F | n_F | r^2 | qm (mg/g) | b | r^2 |
| F-400 | 5.3937 | 0.4557 | 220.01 | 2.19 | 0.8688 | 2.5E+03 | 1.98E-02 | 0.934 |
| LQ1000 | 4.0639 | 0.7661 | 58.2 | 1.3053 | 0.9922 | 5.0E+03 | 6.99E-03 | 0.999 |
| Madera | -37.597 | 10.385 | 4.69E-17 | 9.62E-05 | 0.8835 | -172.42 | -1.2E-02 | 0.990 |
| CG-700 | -17.86 | 5.4947 | 1.75E-08 | 1.82E-01 | 0.9105 | -238.1 | -8.8E-03 | 0.938 |

Tabla 4.14. Constantes de Freundlich y de Langmuir para las isotermas de adsorción sobre cuatro carbones activados (Dosis de carbón activado de 140 a 470 mg/L para la remoción de DQO)

| Constantes de Freundlich y de Langmuir para DQO (Dosis de 140 a 470 mg/L) | | | | | | | | |
|---|------------|---------|-------|-------|--------|--------------|----------|-------|
| Carbón | $\ln(K_F)$ | $1/n_F$ | K_F | n_F | r^2 | qm (mg/g) | b | r^2 |
| F-400 | 3.8753 | 0.8287 | 48.19 | 1.206 | 0.9799 | 3333.3 | 1.07E-02 | 0.981 |
| LQ1000 | 1.8957 | 1.6079 | 6.657 | 0.622 | 0.8922 | 5000 | 7.27E-03 | 0.949 |
| Madera | 2.8219 | 0.365 | 16.8 | 2.739 | 0.8382 | 909.09 | 2.3E-02 | 0.798 |
| CG-700 | 2.9092 | 0.265 | 18.54 | 3.773 | 0.8568 | -500 | -6.5E+02 | 0.903 |

En las Tablas 4.13 y 4.14 se puede constatar que el carbón F400 es el adsorbente que presenta los valores de K_F más elevados, lo cual indica que con respecto a los otros tres carbones, el F400 tiene una afinidad significativamente mayor por la materia contaminante medida como DQO del agua utilizada. Por otro lado, es uno de los carbones que presenta también un valor relativamente alto para la constante n_F . Si se considera válida la tendencia de relacionar a esta constante con la fracción de sitios de adsorción ocupados, entonces un valor pequeño del recíproco de n_F implica una fracción alta de sitios de adsorción ocupados. Lo anterior en la práctica significa que se puede lograr una importante eliminación de contaminantes del agua mediante el proceso de adsorción con el carbón F400.

A partir de los valores de las constantes de Langmuir, se puede concluir que para las dosis de carbón activado que van de 10 a 110 mg/L, únicamente se obtienen resultados representativos con los carbones F400 y LQ1000, ambos de origen mineral. Para dosis de 140 a 470 mg/L, el único carbón que no presenta resultados representativos es el CG700 (cáscara de coco), debido a que tanto q_m como b son negativos lo cual no tiene ningún significado físico. De lo anterior puede concluirse que para este carbón se necesitarían aplicar dosis muy elevadas para poder adsorber los contaminantes presentes en esta agua, lo cual no es económicamente viable. Los carbones activados que presentan las capacidades de adsorción más elevadas de DQO son el LQ100 ($q_m = 5000$ mg/g) y el F400 (q_m promedio = 2916.7 mg/g).

Las Figuras 4.13 a 4.16 permiten observar que en general, los resultados son representados satisfactoriamente por los modelos de Freundlich y Langmuir. A partir de estas Figuras 4.13 y 4.14 puede inferirse que los mejores valores de remoción de DQO se obtienen con los carbones F400 y LQ1000. Para las dosis máximas examinadas para estos adsorbentes de cada intervalo (10-110 y 140-260 mg/L), se obtienen concentraciones residuales comparables entre ambos carbones.

En cuanto el modelo de Langmuir (Figuras 4.15 y 4.16), éste no permite obtener información concluyente en el intervalo de dosis de 10 a 110 mg/L. Sin embargo, para dosis aplicadas de 140 a 470 mg/L de carbón activado, la remoción de DQO del agua clarificada se realiza de manera más eficiente por el F400 y el LQ1000.

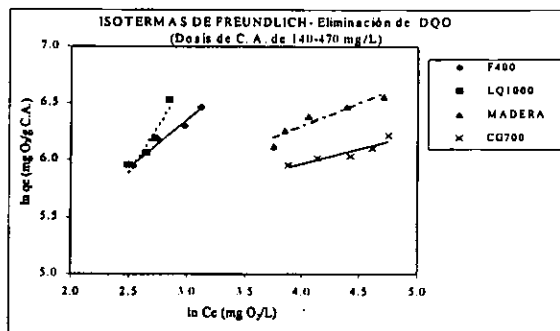
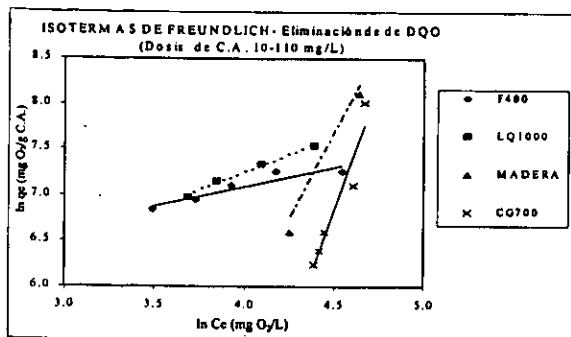


Figura 4.13. Isotermas de Freundlich para la eliminación de DQO (Dosis de carbón activado de 10 a 110 mg/L)

Figura 4.14. Isotermas de Freundlich para la eliminación de DQO (Dosis de carbón activado de 140 a 470 mg/L)

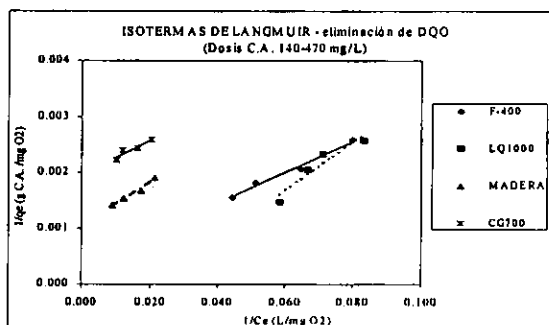
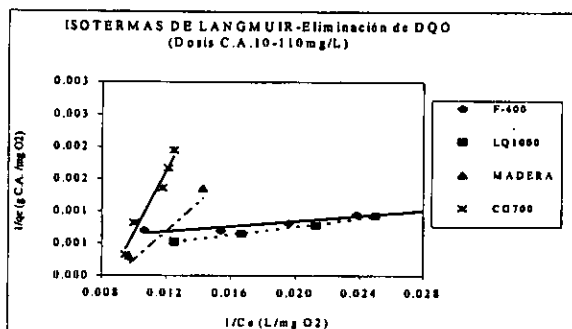


Figura 4.15. Isotermas de Langmuir para la eliminación de DQO (Dosis de carbón activado de 10 a 110 mg/L)

Figura 4.16. Isotermas de Langmuir para la eliminación de DQO (Dosis de carbón activado de 140 a 470 mg/L)

4.3. RESULTADOS OBTENIDOS CON EL TREN DE TRATAMIENTO 2

Como se mencionó en la sección 2.3, este tren 2 quedó definido por los procesos que involucran: La reacción de Fenton, filtración y adsorción sobre carbón activado. Los resultados que a continuación se presentan son los correspondientes a la reacción de Fenton y adsorción sobre carbón activado. La metodología empleada en esta última fue la misma que se utilizó para las pruebas de adsorción efectuadas para el efluente de las pruebas de coagulación-floculación-ozonación.

4.3.1. Resultados del método de Fenton

Para establecer las mejores condiciones experimentales para el tratamiento del agua residual de la mezcla del Gran Canal y del Río Churubusco con el método de Fenton se realizaron tres series de experimentos las cuales son:

- Determinación de la mejor relación $Fe^{2+}:H_2O_2$,
- Determinación preliminar de la mejor dosis y
- Confirmación de la mejor dosis

ESTA TESIS NO SALE
DE LA BIBLIOTECA

4.3.1.1. Determinación de la mejor relación $Fe^{2+}:H_2O_2$

Las relaciones másicas $Fe^{2+}:H_2O_2$ probadas en esta etapa se presentan en la Tabla 4.15. Éstas estuvieron comprendidas en el intervalo de 0.5:1 a 9:1. La dosis de H_2O_2 se mantuvo constante a 50 mg/L y se varió la dosis de sulfato ferroso desde 25 a 450 mg/L.

El pH en los experimentos disminuyó conforme aumentaba la dosis aplicada de Fe (II). Esto se debió a que se utilizó H_2SO_4 para lograr la disolución de Fe_2SO_4 . Debe señalarse que el valor mínimo y máximo del pH en estos experimentos se encontraron muy próximos del intervalo recomendado en la literatura para las mejores condiciones de aplicación del método de Fenton (ver Fig. 2.6).

Tabla 4.15. Experimentos realizados para la determinación de la mejor relación $Fe^{2+}:H_2O_2$

| Experimento | Relación $Fe^{2+}:H_2O_2$ | Dosis ($Fe^{2+}:H_2O_2$) mg/L | pH |
|-------------|---------------------------|------------------------------------|------|
| 1 | 0:1 | 0:50 | 3.99 |
| 2 | 0.5:1 | 25:50 | 3.2 |
| 3 | 1:1 | 50:50 | 3.17 |
| 4 | 1.75:1 | 75:50 | 3.11 |
| 5 | 2:1 | 100:50 | 3.23 |
| 6 | 3:1 | 150:50 | 3.21 |
| 7 | 4:1 | 200:50 | 3.15 |
| 8 | 5:1 | 250:50 | 3.16 |
| 9 | 6:1 | 300:50 | 3.16 |
| 10 | 7:1 | 350:50 | 2.95 |
| 11 | 8:1 | 400:50 | 2.93 |
| 12 | 9:1 | 450:50 | 2.9 |

En cada uno de los experimentos mencionados en la tabla anterior, se determinó la turbiedad, el color y la DQO. Este último parámetro fue el que se consideró como base para determinar la eficiencia del tratamiento. Las tablas de resultados globales se presentan en el Anexo A5.

En la Figura 4.17 se presentan los valores de DQO obtenidos en esta primera serie de experimentos. En dicha figura se puede observar que los mejores resultados (menor valor de DQO residual) se obtuvieron en los experimentos 2, 3, y 4. Con el último (relación 1:1) donde se obtuvo la mayor eliminación de DQO (valor residual igual a 108 mgO_2/L). Este experimento fue el que se seleccionó como el mejor de los 12 realizados.

Los resultados determinados contrastan con los valores de relación $Fe^{2+}:H_2O_2$ recomendados en la literatura, los cuales están comprendidos entre 1:5 y 1:10 (Walling, 1975). Sin embargo, cabe señalar que estos valores se recomiendan cuando el valor inicial de la DQO del agua a tratar es superior a 500 mg/L . En el caso del agua residual tratada en este trabajo, la DQO inicial era igual a 370 mgO_2/L . En los experimentos subsecuentes se trabajará con una relación $Fe^{2+}:H_2O_2$ de 1:1 (en peso).

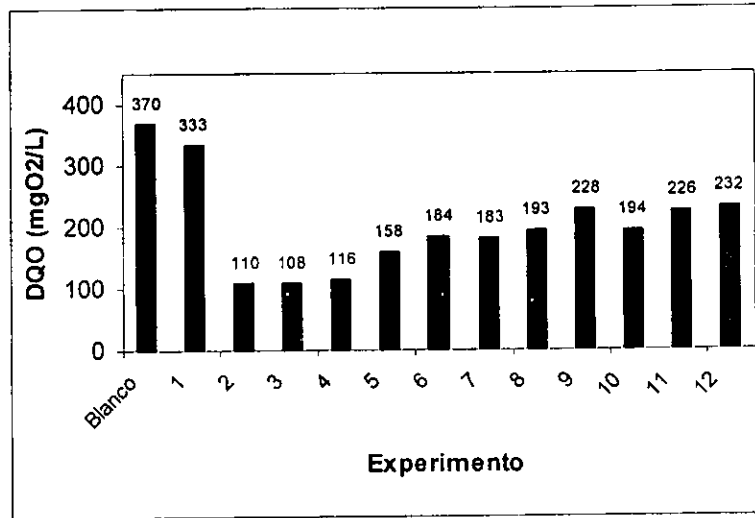


Figura 4.17. Determinación de la mejor relación $Fe^{2+}:H_2O_2$ con base en la eliminación de la DQO

4.3.1.2. Determinación preliminar de la mejor dosis

Una vez seleccionada la mejor relación másica entre las concentraciones del sulfato ferroso y del peróxido de hidrógeno, se procedió a determinar la mejor dosis de estos reactivos. Para ello se probó un intervalo amplio de concentraciones desde 10 mg/L a 50 mg/L. Las variables utilizadas en esta segunda serie de experimentos se presentan en la Tabla 4.16. Los resultados de estos experimentos se presentan en la Figura 4.18.

Tabla 4.16. Experimentos realizados para la determinación de la mejor dosis del reactivo de Fenton

| Experimento | Dosis ($Fe^{2+}:H_2O_2$) mg/L | pH |
|-------------|---------------------------------|------|
| Blanco | 0:0 | 4.00 |
| 1 | 10:10 | 3.79 |
| 2 | 15:15 | 3.60 |
| 3 | 20:20 | 3.50 |
| 4 | 25:25 | 3.49 |
| 5 | 30:30 | 3.41 |
| 6 | 35:35 | 3.39 |
| 7 | 40:40 | 3.39 |
| 8 | 45:45 | 3.37 |
| 9 | 50:50 | 3.35 |

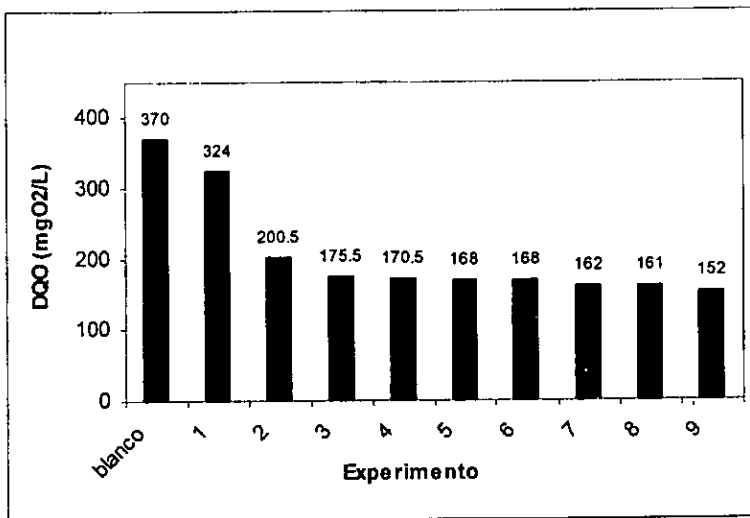


Figura 4.18. Determinación preliminar de la mejor dosis de Fe^{2+} y de H_2O_2 con base en la eliminación de la DQO

Los valores de la DQO reportados en la Figura 4.18 son los correspondientes a un pH próximo a 4. En dicha figura se observa que, en general, a mayor dosis de los reactivos de Fenton mayor es la eliminación de la DQO. Al aumentar la dosis de 10 a 20 mg/L se observa una disminución muy pronunciada del valor de la DQO y a partir de los 20 mg/L la DQO disminuye ligeramente. Así, la diferencia de los valores residuales de las DQO cuando se aplica una dosis de 50 mg/L y una de 25 mg/L es de 11 %. Por lo anterior, se considera que la mejor dosis considerando tanto los aspectos técnicos como económicos es cercana a 25 mg/L. Con el fin de precisar el valor de la mejor dosis se realizaron ensayos complementarios en un intervalo de dosis más estrecho.

4.3.1.3. Confirmación de la mejor dosis de los reactivos de Fenton

En la serie de experimentos que se presenta a continuación se probaron dosis en un intervalo de concentraciones estrecho que va de 24 mg/L a 30 mg/L. En la Tabla 4.17 se presentan los valores de las dosis empleadas y los valores de pH que se tuvieron durante dichas pruebas.

Tabla 4.17. Experimentos realizados para confirmar el valor de la mejor dosis de los reactivos de Fenton

| Experimento | Dosis (Fe^{2+} : H_2O_2) mg/L | pH |
|-------------|--|------|
| Blanco | 0:0 | 4.00 |
| 1 | 24:24 | 3.62 |
| 2 | 26:26 | 3.44 |
| 3 | 28:28 | 3.40 |
| 4 | 30:30 | 3.40 |

En la Figura 4.19 se presentan los resultados de los experimentos realizados para confirmar la mejor dosis de los reactivos de Fenton. De dicha figura se constata que no existen diferencias significativas en la eliminación de la DQO para las dosis probadas, por lo que considera que la dosis más adecuada en esta serie de experimentos es la dosis de 24 mg/L.

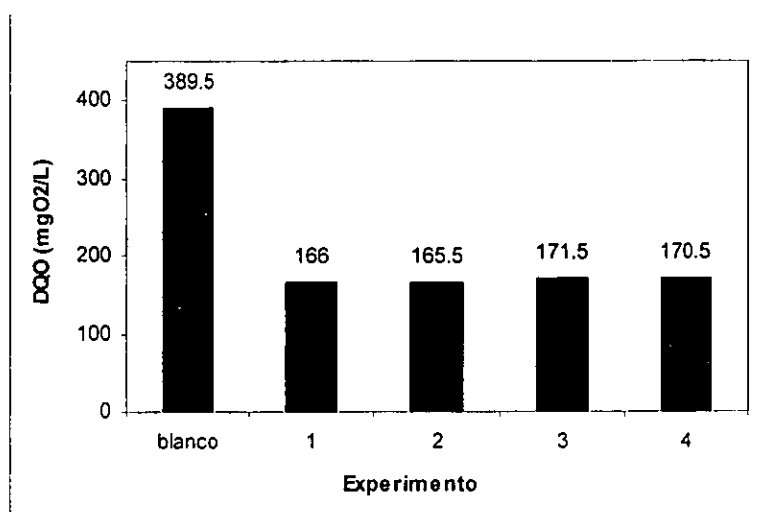


Figura 4.19. Experimentos para confirmar la mejor dosis de los reactivos de Fenton

Las ligeras diferencias reportadas en cada una de las etapas experimentales son atribuidas a las variaciones normales que se presentan durante la etapa analítica e incluso a la evolución del agua a tratar.

En la Tabla 4.18 se resumen algunos otros de los parámetros del experimento 1 en el cual es utilizada la dosis de 24 mg/L tanto de Fe²⁺ como de H₂O₂. Los valores de estos parámetros fisicoquímicos se comparan con los del agua cruda y con ellos se calcularon los porcentajes de remoción.

Tabla 4.18. Calidad del agua tratada con las condiciones más adecuadas determinadas para el método de Fenton

| Parámetro | Agua cruda | Agua tratada Dosis Fe ²⁺ :H ₂ O ₂ (mg/L:mg/L) | Porcentaje de remoción (%) | Valores propuestos para el agua tratada | No. de veces que sobrepasa los valores límite establecidos |
|---------------------------------------|------------|--|----------------------------|---|--|
| DQO (mgO ₂ /L) | 389.5 | 166 | 57 | 100 | 0.66 |
| Color (U Pt-Co) | 189 | 46.5 | 75 | 20 | 1.33 |
| Turbiedad (UNT) | 130 | 5.21 | 96 | 5 | 0.042 |
| SST (mg/L) | 192 | 21 | 89 | 20 | 0.05 |
| N-NH ₄ ⁺ (mg/L) | 50 | 40 | 20 | - | - |
| pH | 4.00 | 3.62 | - | - | - |
| Conductividad (mS/cm) | 1.87 | 2.26 | - | - | - |
| SDT (g/L) | 0.945 | 1.13 | - | - | - |

- No aplica

La comparación de los valores de los parámetros del agua tratada con respecto a los valores límites establecidos en este estudio, permiten constatar que, con el método de Fenton, se obtiene un agua de buena calidad. La turbiedad, el color y los SDT del agua tratada son comparables con los marcados como valores límites propuestos para el agua tratada.

Con respecto al valor alcanzado para la DQO, se observa que éste es ligeramente más alto al logrado para el proceso de coagulación-floculación tradicional. Sin embargo, son precisamente las moléculas pequeñas generadas durante el proceso de oxidación las que contribuyen al aumento de la DQO. Estas moléculas, por una parte, pueden seguir degradándose hasta CO₂ y H₂O por la acción de radicales intermediarios.

En este trabajo, aún a pesar de la complejidad de la matriz del agua tratada, un estudio cinético de la reacción para determinar el tiempo de reacción pudo ser factible. Sin embargo por cuestiones técnicas y de diseño, el tiempo implicado para la reacción del método de Fenton fue determinado con base en los tiempos teóricos para el proceso clásico de coagulación y tiempo promedio utilizado en una etapa de sedimentación. Las condiciones y tiempo implicados en este proceso se mencionan en el diagrama de flujo en el Capítulo 3 (metodología para el método de Fenton).

Con respecto a la remoción de color, ésta se debe a la eliminación de la turbiedad, a la precipitación de algunos iones metálicos durante el proceso de adsorción y oxidación y a la degradación de las macromoléculas las cuales debido principalmente a sus enlaces cromóforos (ligaduras conjugadas) generan color. La remoción de los valores de la turbiedad se debe principalmente a la eliminación del material en suspensión y coloidal, además de los flóculos generados por microorganismos. El efluente generado por este método es estable y sin olor. Al ajuste a valores de pH básico no se observó incremento significativo en cuanto a color y turbiedad.

Es muy importante mencionar que, como se indica en la Tabla 4.18, con el método de Fenton se observa una disminución del nitrógeno amoniacal contrariamente a lo observado en coagulación-floculación en donde este parámetro no es afectado. Este hecho es determinante para la selección entre uno u otro tren de tratamiento. Otro factor importante a considerar es el efecto desinfectante del reactivo de Fenton. Este aspecto fue estudiado de manera paralela en el Instituto de Ingeniería (Ramírez *et al.*, 2000). Los resultados obtenidos en este estudio y para lo cual fue utilizada el agua pretratada bajo las mismas condiciones establecidas para el proceso de coagulación-floculación y de la reacción de Fenton se presentan en el apartado siguiente.

4.3.1.4. Eliminación de microorganismos con el método de Fenton

En dicho estudio se probó el funcionamiento del reactivo de Fenton como desinfectante del agua. Se obtuvieron resultados muy favorables con el método de Fenton en la remoción de coliformes totales, coliformes fecales y Salmonella (Tabla 4.19). En el agua tratada con el método de Fenton no fue detectada la presencia de estos microorganismos. Lo anterior representa una gran ventaja con respecto al método clásico de coagulación-floculación en el cual también se observa una disminución del número de microorganismos presentes pero no con la eficiencia obtenida con el método de Fenton.

Este poder desinfectante de los reactivos de Fenton se atribuye a la acción oxidante de los radicales hidroxilo producidos en el medio.

Tabla 4.19. Remoción de microorganismos con el método de Fenton y con el sistema Pax-XL60-Zw

| Microorganismos | Agua cruda | Fenton | Pax XL60 - Zw |
|---------------------------------|------------|--------|---------------|
| Coliformes totales (NMP/100 mL) | 1.2 E8 | 0 | 3 E4 |
| Coliformes fecales (NMP/100 mL) | 5 E6 | 0 | 1 E3 |
| Salmonella (NMP/100 mL) | 7 E3 | 0 | 0 |

NMP= Número más probable

En el Anexo A7 se muestran dos fotografías de las pruebas con el método Fenton.

4.3.2. Isotermas de adsorción del efluente tratado con el método de Fenton

Los resultados para las pruebas de adsorción con el efluente del método de Fenton se presentan como isotermas de adsorción, de acuerdo con los modelos de Freundlich y Langmuir. Los valores para cada isoterma de adsorción de DQO, según los dos diferentes modelos, son presentados en la Tabla 4.20 para dosis de 70-750 mg/L. En las Figuras 4.20 y 4.21 se ilustraron las isotermas según los modelos de Freundlich y Langmuir, para la DQO.

Tabla 4.20. Constantes de Freundlich y de Langmuir para las isotermas de adsorción sobre cuatro carbones activados. Dosis de carbón activado de 90 a 750 mg/L para la remoción de DQO del efluente del método de Fenton

| Constantes de Freundlich y de Langmuir para DQO | | | | | | | | |
|---|---------|--------|----------|----------|----------------|--------------|-----------|----------------|
| Carbón | ln(K) | 1/n | K | n | r ² | qm (mg/g) | b | r ² |
| F-400 | -0.498 | 1.529 | 6.08E-01 | 6.54E-01 | 0.9447 | 3333.33 | 1.99E-03 | 0.816 |
| LQ1000 | 1.964 | 0.925 | 7.156 | 1.081 | 0.9982 | 2500 | 2.42E-03 | 0.847 |
| Madera | -8.1085 | 3.051 | 3.00E-04 | 3.28E-01 | 0.8083 | 250 | 2.64E-02 | 0.908 |
| CG-700 | 3.313 | 0.4167 | 27.46 | 2.399 | 0.8847 | -84.03 | -8.43E-03 | 0.876 |

A excepción del carbón CG700, los modelos de Freundlich y Langmuir representan correctamente los resultados de adsorción de los contaminantes dosificados por el método de la demanda química en oxígeno. Las capacidades máximas de adsorción (qm) son más elevadas para los carbones F400 y LQ1000, de origen mineral. Los valores calculados de este parámetro para estos dos carbones es similar al obtenido en la adsorción del efluente de la coagulación-floculación con el coagulante Pax XL60 y el floculante zwitteriónico. Estos resultados indican que los efluentes de ambos pretratamientos pueden ser posteriormente tratados, de manera más eficiente, mediante un proceso de adsorción con estos carbones que, con respecto al de madera y al CG700. Este último presenta eficiencias poco significativas de remoción de DQO, para las dosis evaluadas.

Es conveniente señalar que a pesar de presentar qm comparables, el F400 y el LQ1000 en la adsorción de DQO de los efluentes de coagulación-floculación y el método de Fenton, los valores de las constantes del modelo de Freundlich son más elevadas para el efluente de coagulación-floculación con respecto al efluente del método Fenton, en particular en el caso del F400.

Este último resultado puede ser debido a que las características fisicoquímicas de los contaminantes presentes cambian de manera significativa durante el método de Fenton, ya que se aplica una oxidación avanzada, con lo cual se producen moléculas más polares, que son menos adsorbibles en carbón activado que el efluente obtenido en coagulación-floculación. Lo anterior podría ser una desventaja de este método, sin embargo, hay que considerar también que la oxidación además de cambiar la capacidad de adsorción de las moléculas aumenta su biodegradabilidad, lo que sería una ventaja para sistemas de carbón activado asistidos biológicamente ya que esto aumenta su remoción por la combinación de los procesos de adsorción y de biodegradación.

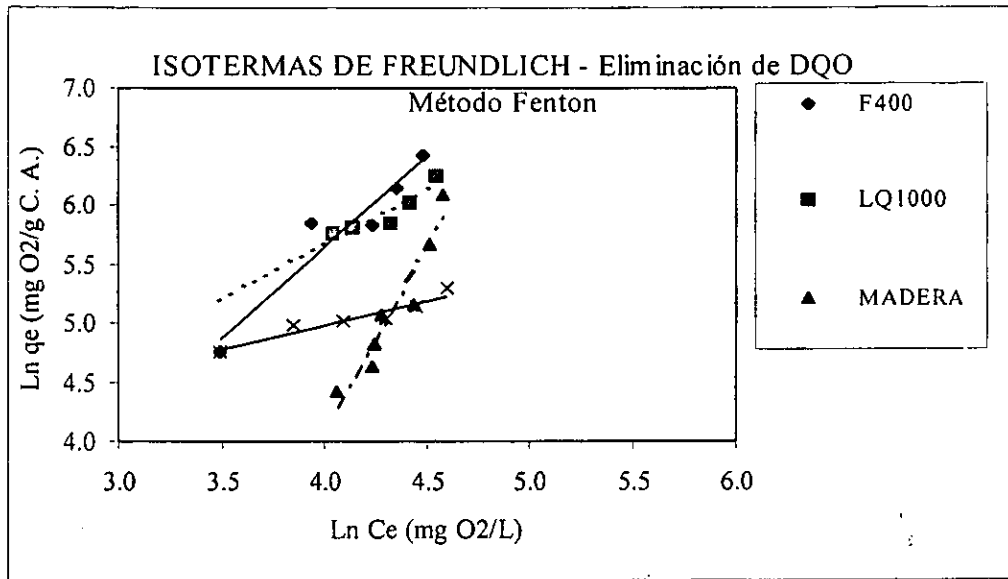


Figura 4.20. Isotermas de Freundlich para la eliminación de DQO (Dosis de carbón activado de 90 a 750 mg/L)

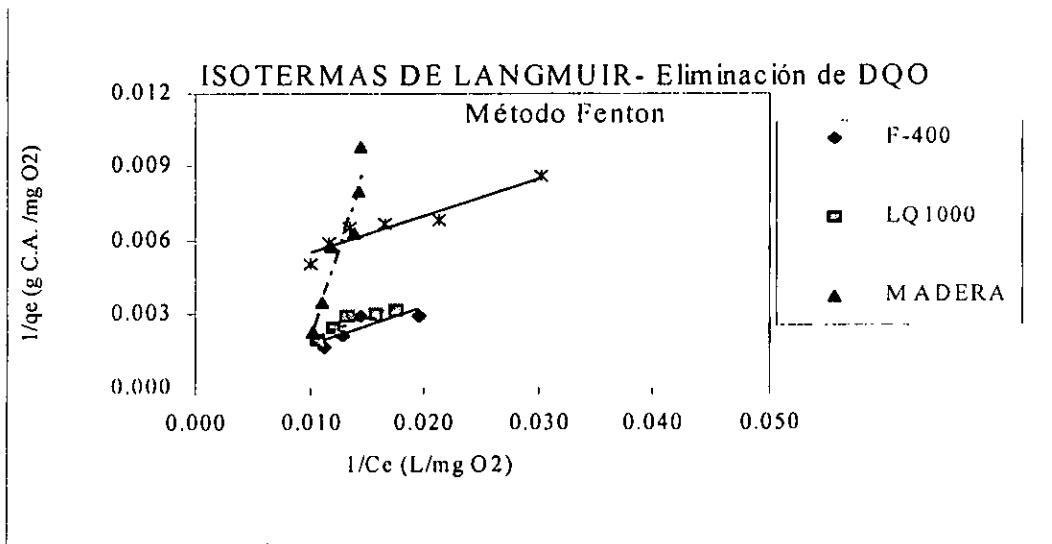


Figura 4.21. Isotermas de Langmuir para la eliminación de DQO (Dosis de carbón activado de 90 a 750 mg/L)

4.4. SELECCIÓN DEL MEJOR TREN DE PRETRATAMIENTO PARA SU IMPLEMENTACIÓN EN RÉGIMEN CONTINUO

Con base en la selección de las mejores condiciones determinadas para cada uno de los procesos implicadas en los dos trenes de pretratamiento propuestos en este estudio y cuyos resultados se resumen en las Tablas 4.21 y 4.22 se puede observar que, en general los dos trenes ofrecen buenos resultados y la factibilidad de implementación en régimen continuo es posible tanto para un tren como para otro.

Con el pretratamiento 1 se cumplen los objetivos de calidad fijados en este estudio salvo en el caso del color. Esto se debió a que al poner en contacto el efluente de coagulación – floculación con el carbón activado se formó una sustancia blanca insoluble y no precipitable. Se postula que lo anterior se debe a que el carbón activado modifica el pH de la solución favoreciendo la formación de hidróxidos, lo cual podrá ser corroborado en experimentos futuros. Esta observación no se considera una limitante grave de la utilización de este tren de tratamiento porque puede implementarse una etapa adicional de filtración sobre arena.

Tabla 4.21. Resultados obtenidos con las etapas de tratamiento del tren 1 (Pax XL60-Zw, con dosis mínimas)

| Parámetro | Agua cruda | Efluente de coagulación-floculación | Ozonación | Adsorción sobre carbón activado F-400 |
|---------------------------|------------|-------------------------------------|-----------|---------------------------------------|
| DQO (mgO ₂ /L) | 468.5 | 169 | 81.5 | 33 |
| Color (Pt-Co) | 566 | 47 | 9.5 | 142 |
| Turbiedad (UNT) | 179 | 3.9 | 0.87 | 9.45 |
| SST (mg/L) | 155 | 20 | - | - |
| pH | 7.7 | 6.37 | 7.51 | 8.6 |
| Lodos producidos (g/l.) | | 0.19 | - | - |

En el caso del tren de tratamiento 2, se cumplieron los objetivos del tratamiento en tres de los cuatro parámetros de calidad (Tabla 4.2). En el caso del color el valor residual mínimo obtenido fue ligeramente superior al valor objetivo de 20 U Pt-Co. Este problema podría resolverse fácilmente considerando una dosis más alta de carbón activado.

Tabla 4.22. Resultados obtenidos con las etapas de tratamiento del tren 2

| Parámetro | Agua cruda | Método de Fenton | Adsorción sobre carbón activado F-400 |
|---------------------------|------------|------------------|---------------------------------------|
| DQO (mgO ₂ /L) | 389.5 | 166 | 61 |
| Color (Pt-Co) | 189 566 | 46.5 | 27 |
| Turbiedad (UNT) | 130 179 | 5.21 | 2.9 |
| SST (mg/L) | 155 | 21.5 | - |
| pH | 4 | 3.62 | 6.39 |
| Lodos producidos (g/L) | | 0.17 | - |

Por otra parte en la Tabla 4.23 se presentan dos factores esenciales para seleccionar uno u otro pretratamiento: La producción de lodos y el costo asociado al tratamiento (considerando únicamente los reactivos). Con el método de Fenton se produce un 10% menos de lodos que con el Pax XL60. Sin embargo, el costo asociado al uso del reactivo de Fenton es 6 veces más

elevado con respecto al del Pax XL60. No obstante estos costos, el método de Fenton ofrece dos ventajas esenciales con respecto al método de coagulación-floculación: Elimina nitrógeno amoniacal y sirve como desinfectante del medio (Tablas 4.18 y 4.19).

Por lo anterior, en este trabajo se decidió continuar con pruebas adicionales con el método de Fenton (ahora en régimen continuo) para demostrar fehacientemente la viabilidad de aplicación de este método a las aguas residuales objeto de este trabajo.

Tabla 4.23. Producción de lodos y costos para los diferentes agentes coagulantes utilizados y para el método de Fenton

| Agentes coagulantes | Producción de lodos (kg ST/m ³ de agua residual) | Costos (\$/m ³) |
|---|---|-----------------------------|
| Pax 16 | 0.16 | 0.11 |
| Pax XL60 | 0.19 | 0.12 |
| Technifloc | 0.22 | 0.18 |
| Al ₂ (SO ₄) ₃ | 0.21 | 0.11 |
| Ferrix | 0.05 | 0.07 |
| Tanfloc | 0.13 | 0.26 |
| Fenton | 0.17 | 0.7 |

4.5. RESULTADOS OBTENIDOS CON EL PILOTO EXPERIMENTAL

Con base en las observaciones realizadas en la sección 4.4, se seleccionó como mejor opción para el pretratamiento de la mezcla del agua residual del gran canal del Río Churubusco, el tren de pretratamiento 1, el cual utiliza la reacción de Fenton como etapa preliminar.

Por otra parte, aunque se identificó durante las pruebas en régimen discontinuo que es posible remover N-amoniaco solo con el método de Fenton, éste aún es uno de los parámetros de calidad del agua que permanece en niveles muy altos por lo que se implementó una etapa adicional de tratamiento para su remoción. Para lograr lo anterior, teniendo en consideración las condiciones de pH a los cuales es posible remover el N-amoniaco (Metcalf y Eddy, 1996) se instaló después del filtro de arena un sistema de acondicionamiento a pH básico (> 8), la columna considerada inicialmente para el proceso de ozonación será utilizada como una columna de inyección de aire para eliminar el amoníaco.

Tal como se cita en la sección 3.2.6, para evaluar el funcionamiento del sistema piloto experimental, se tomarán muestras a la entrada y a la salida de cada uno de las etapas del tratamiento. Los puntos y claves de muestreo considerados se presentan en la Tabla 4.24.

Tabla 4.24. Puntos de muestreo en el sistema piloto experimental considerando el método de Fenton como pretratamiento

| Número consecutivo | Localización | Clave |
|--------------------|---|-------|
| 1 | Tanque de almacenamiento de agua cruda | AB |
| 2 | Salida del reactor de mezclado lento | RMLS |
| 3 | Salida de la columna de sedimentación | CSS |
| 4 | Salida del filtro de arena | FAS |
| 5 | Entrada de la columna de aeración | CAE |
| 6 | Salida de la columna de aeración | CAS |
| 7 | Salida de la columna de carbón activado | CCA |

En la Tabla 4.25 se presentan las condiciones de funcionamiento del sistema piloto experimental seleccionadas con base en los resultados de las pruebas en régimen discontinuo.

Tabla 4.25. Condiciones experimentales en el equipo piloto considerando el método de Fenton como pretratamiento

| Parámetro | Valor |
|--|-----------------------|
| Gasto de agua cruda | 4 L/h |
| Temperatura | Ambiente (18 – 25 °C) |
| Dosis de FeSO ₄ | 24 mg/L |
| Dosis de H ₂ O ₂ | 24 mg/L |
| pH en la reacción de Fenton | 3.5 |
| pH en la entrada de la columna de aeración | 8.5 |
| Flujo de aire en la columna de aeración | 0.333 L/min |

Con las condiciones experimentales de la Tabla 4.25 se realizaron cinco corridas de tratamiento, cada una de ellas con una duración mínima de 8 horas de funcionamiento en continuo del sistema piloto. A diferentes instantes a lo largo de cada corrida se tomaron

muestras simples en cada uno de los puntos de muestreo indicados en la Tabla 4.24 y fueron analizadas individualmente, además de las muestras compuestas resultantes. Es importante señalar que para la realización de las cinco corridas presentadas en este trabajo se tuvieron que realizar más de 10 corridas previas para ajustar todos los parámetros de funcionamiento del sistema piloto, identificando y resolviendo los problemas de operación que se iban presentando. En el Anexo A7 se presentan dos fotos del sistema piloto experimental.

Los parámetros analizados en cada punto de muestreo del equipo piloto fueron: Valores DQO, color, turbiedad, sólidos en suspensión, pH, conductividad y nitrógeno amoniacal. En las Figuras 4.22 a 4.25 se presenta la evolución de estos los parámetros en las diferentes etapas del piloto. En el Anexo A6 se presentan los resultados de las corridas realizadas.

Como se puede apreciar en las Figuras 4.22, 4.24 y 4.25 la disminución de la DQO, turbiedad y color son notables entre el agua de entrada y el agua de salida del equipo piloto. En el caso de la DQO, el valor desciende en promedio de 725 mg/L a 96 mg/L. Sin embargo, resulta evidente el incremento de la DQO en el filtro de carbón (CCA) con cada corrida efectuada en el sistema piloto. Esto se debe a que el carbón activado utilizado fue el mismo para todas las corridas, incluso en las pruebas preliminares, lo cual sin duda conllevó a una saturación de los sitios activos del carbón activado. La premisa de utilizar el mismo empaque de carbón activado era la posibilidad de obtener un desarrollo biológico en él. Sin embargo, debido al corto tiempo durante el cual operó el equipo no existió un desarrollo microbiológico notable.

En las cinco corridas efectuadas se observó una consistencia en las eficiencias de remoción de la materia orgánica disuelta medida como DQO. Entre cada corrida hubo ligeras variaciones de los resultados, lo cual se puede atribuir a los errores analíticos propios de cada determinación. La eficiencia de remoción de la DQO alcanzada en el equipo piloto fue, en promedio, de 87%.

Con respecto al color, los valores a la entrada y salida del sistema piloto fueron de 309 y 25 unidades de Pt-Co, respectivamente. Lo anterior representa una remoción de 91% del color. De los datos presentados en la Figura 4.25 se puede observar que el valor para el color después del filtro de arena (FAS) y a la entrada de la columna de aeración (CAE) se incrementa debido al ajuste del pH (>8.5). A valores de pH básico, el Fe^{3+} se transforma a $\text{Fe}(\text{OH})_3$ coloidal, lo que contribuye a un incremento del color así como de la turbiedad. Considerando un valor promedio de 43 unidades de color en el punto de muestreo denominado CAE, a la salida de la columna de adsorción, se logra hasta un valor mínimo de 25 unidades de Pt-Co, es decir una remoción relativa del 41.8% de la cual un 28% se lleva a cabo en el filtro de carbón. Eficiencias de remoción similares se obtuvieron en el caso de la turbiedad. Así, los valores iniciales y finales de este parámetro son 157 y 5 UNT respectivamente; la eficiencia de remoción fue de 97%. El incremento de la turbiedad en el punto CAE se debió a la misma causa que para el color.

En lo que respecta el nitrógeno amoniacal, las eficiencias de remoción no fueron tan buenas como para los parámetros anteriores. En el mejor de los casos se obtuvieron valores residuales de 20 mg N- NH_4^+ /L. Considerando que el valor promedio inicial del nitrógeno amoniacal era de 44.3 mg/L, la eficiencia promedio fue de 55%. Esta baja eficiencia pudo deberse a que las condiciones que se tuvieron en la columna de aeración no fueron las más adecuadas. Se propone que en estudios posteriores a este trabajo se prueben columnas que contengan algún material de empaque para permitir una mejor transferencia de masa. A título de resumen, los resultados obtenidos con el sistema piloto experimental se presentan en la Figura 4.26.

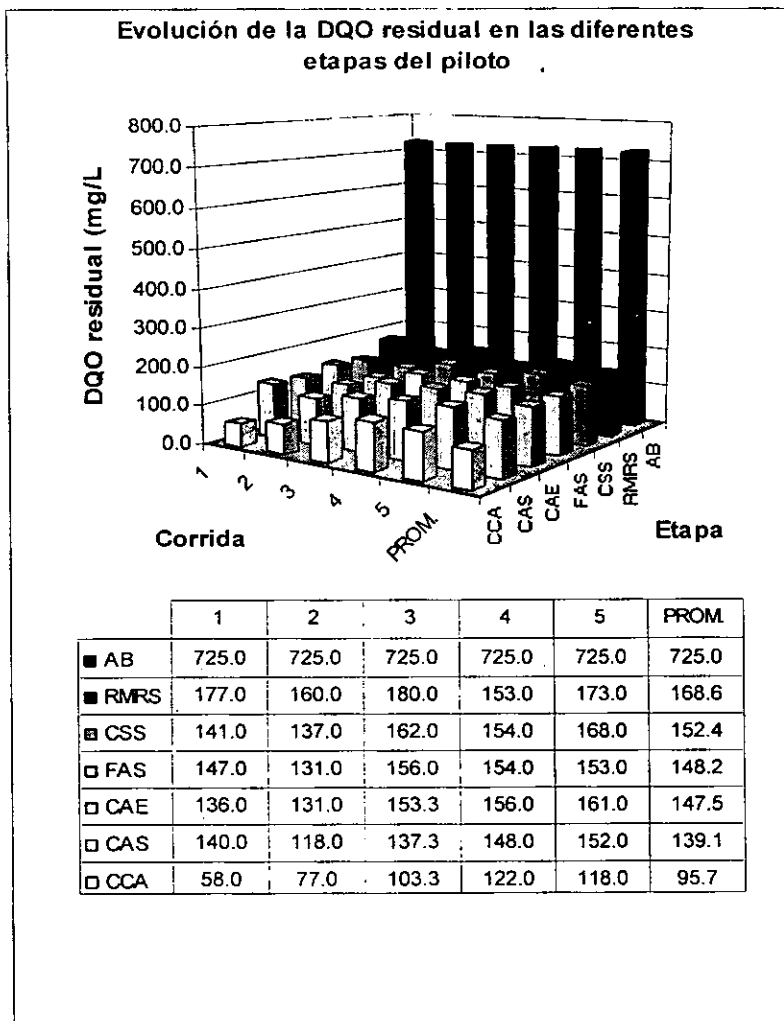


Figura 4.22 Evolución de la DQO en el sistema piloto

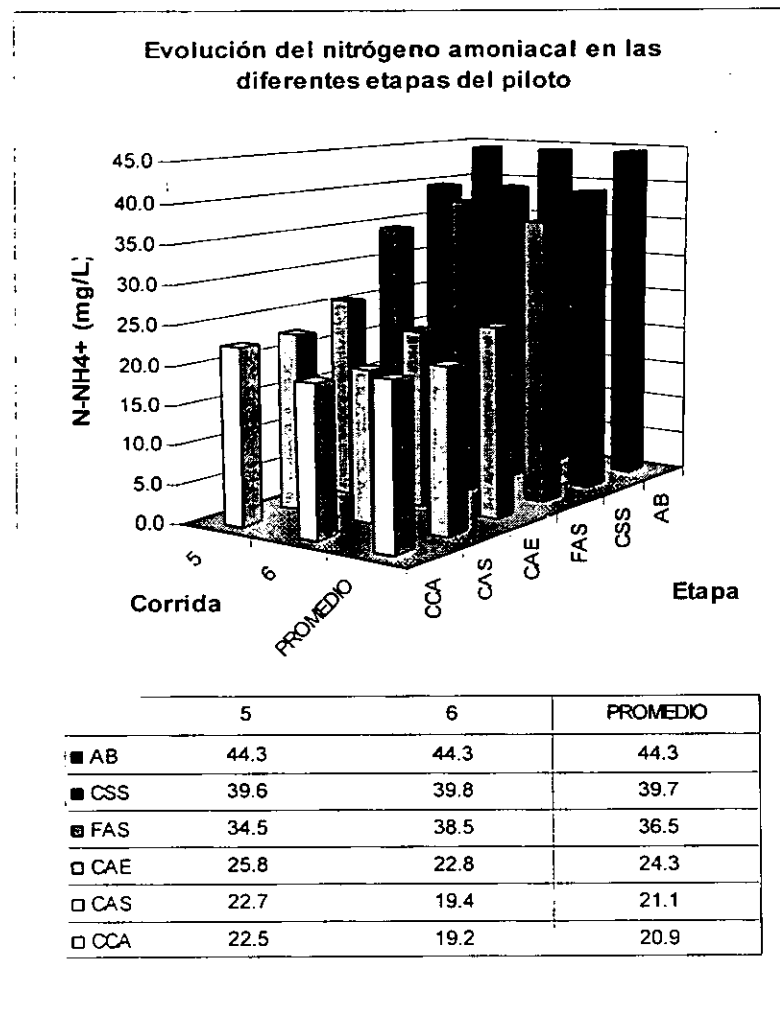
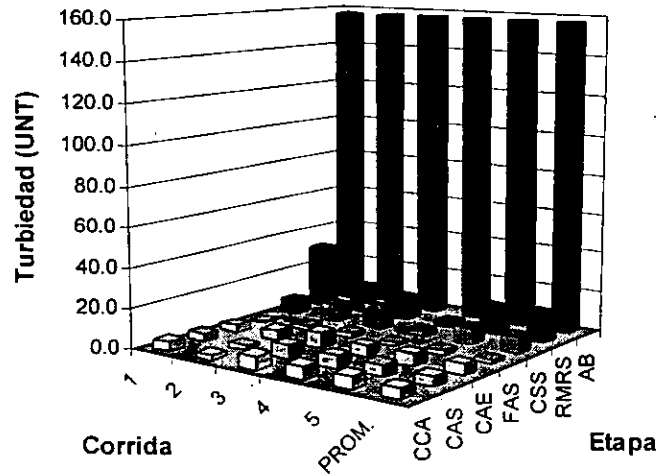


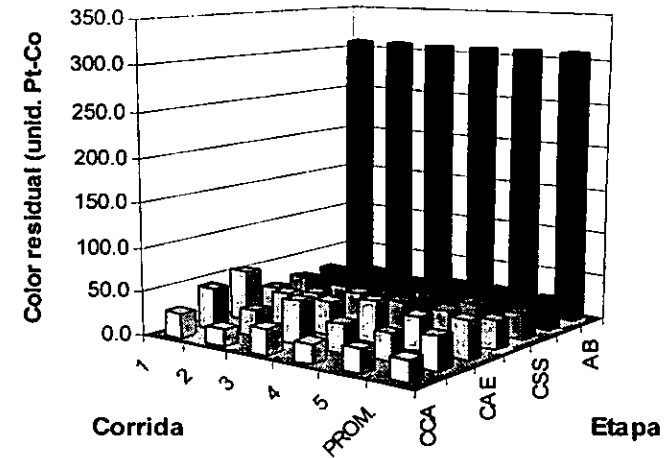
Figura 4.23 Evolución del N-amoniacal en el sistema piloto

Evolución de la turbiedad residual en las diferentes etapas del piloto



| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | PROM. |
|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| ■ AB | 157.0 | 157.0 | 157.0 | 157.0 | 157.0 | 157.0 |
| ■ RMRS | 31.6 | 14.1 | 11.7 | 2.8 | 14.1 | 14.9 |
| ■ CSS | 7.2 | 8.4 | 12.8 | 2.8 | 8.4 | 7.9 |
| □ FAS | 0.7 | 2.4 | 2.8 | 2.0 | 2.1 | 2.0 |
| □ CAE | 3.5 | 4.8 | 7.8 | 5.4 | 5.9 | 5.5 |
| □ CAS | 4.1 | 2.3 | 6.7 | 5.9 | 5.8 | 5.0 |
| □ CCA | 4.9 | 2.3 | 6.4 | 6.0 | 5.9 | 5.1 |

Evolución del color residual en las diferentes etapas del piloto

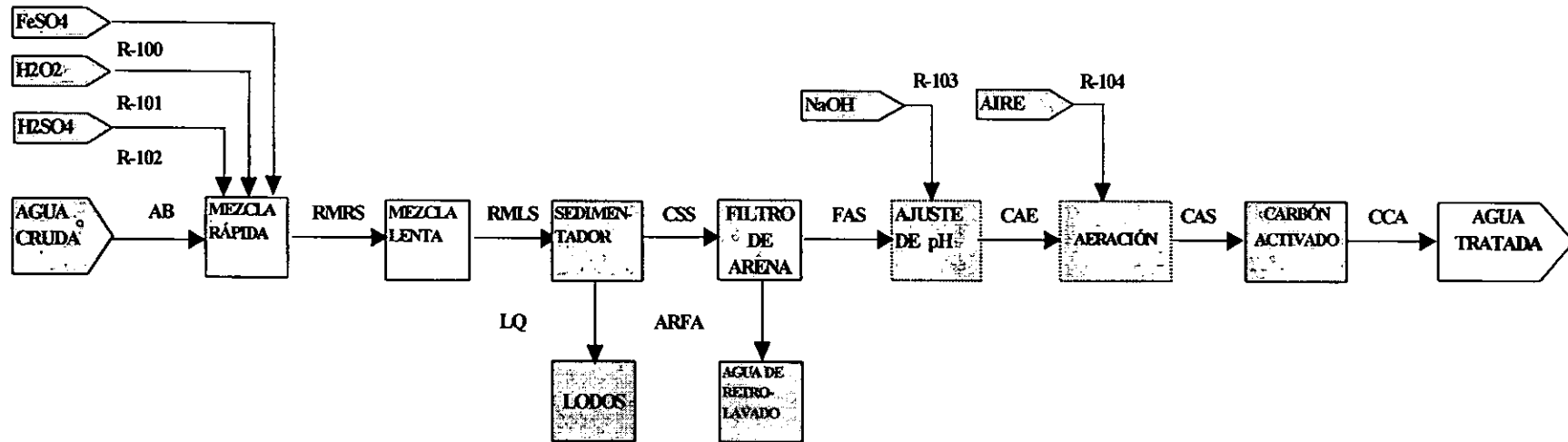


| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | PROM. |
|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| ■ AB | 309.0 | 309.0 | 309.0 | 309.0 | 309.0 | 309.0 |
| ■ RMRS | 31.0 | 36.0 | 30.7 | 37.0 | 36.0 | 34.1 |
| ■ CSS | 30.0 | 28.0 | 23.3 | 34.0 | 31.0 | 29.3 |
| □ FAS | 27.0 | 28.0 | 36.3 | 35.0 | 34.0 | 32.1 |
| □ CAE | 56.0 | 39.0 | 36.7 | 46.0 | 38.0 | 43.1 |
| □ CAS | 46.0 | 29.0 | 48.3 | 32.0 | 31.0 | 37.3 |
| □ CCA | 28.0 | 19.0 | 28.7 | 22.0 | 26.0 | 24.7 |

Figura 4.24 Evolución de la turbiedad en el sistema piloto

Figura 4.25 Evolución del color en el sistema piloto

DIAGRAMA DE BLOQUES DEL SISTEMA PILOTO



| PARÁMETRO | UNIDADES | AB | RMRS | RMLS | CSS | FAS | CAE | CAS | CCA | R-100 | R-101 | R-102 | R-103 | R-104 |
|--------------------------------|-------------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|----------|----------|----------|------------|-------|
| Flujo | (m ³ /h) | 0.004 | 0.004 | 0.004 | 0.004 | 0.004 | 0.004 | 0.004 | 0.004 | variable | variable | variable | 2.5 ml/min | 1.19 |
| Temp | (°C) | 25 | 25 | 25 | 25 | 25 | 25 | 25 | 25 | | | | | |
| DQO | (kgO ₂ /m ³) | 0.725 | 0.725 | 0.169 | 0.153 | 0.148 | 0.148 | 0.139 | 0.096 | | | | | |
| Color | (U. Pt-Co) | 309 | 309 | 34 | 29 | 32 | 43 | 38 | 25 | | | | | |
| Turbiedad | (UTN) | 157 | 157 | 15 | 8 | 2 | 6 | 5 | 5 | | | | | |
| SST | (kg/m ³) | 220 | N/D | N/D | 30 | 10 | 10 | 10 | 10 | | | | | |
| N-NH ₄ ⁺ | mg/L | 45 | N/D | N/D | 40 | 35 | 26 | 23 | 23 | | | | | |
| pH | (U. pH) | 7.7 | 3 | 3 | 3.2 | 3.3 | 8.5 | 8.5 | 8.5 | 3.5 | 4.5 | <1 | 13.56 | |

Figura 4.26 Diagrama de bloques del sistema piloto experimental

CAPÍTULO 5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

En los experimentos a régimen discontinuo se probó que en la remoción de los cuatro parámetros de calidad del agua (DQO, color, turbiedad y SST) los resultados con el proceso de coagulación-floculación fueron comparables con los del método de Fenton.

En lo que respecta a la combinación del proceso de Fenton y adsorción sobre carbón activado en la remoción de la DQO, los resultados no fueron completamente los esperados, ya que las remociones obtenidas versus coagulación - floculación -adsorción fueron menores. Esto no se considera totalmente negativo, ya que la diferencia del valor de la DQO producto del rompimiento y aumento de la solubilidad de las moléculas orgánicas ocasionadas por la reacción de Fenton se traduce en un aumento de la biodegradabilidad de las moléculas degradadas.

Los dos trenes fisicoquímicos propuestos en este estudio son técnicamente viables para la depuración de la mezcla de las aguas residuales del Gran Canal y Río Churubusco debido a que la calidad del agua producida es equiparable y para algunos parámetros superior a la producida en un tratamiento secundario y el volumen de residuos y sus características químicas no son un serio impedimento a su realización.

Desde el punto de vista económico, el método de coagulación-floculación es más interesante que el método de Fenton porque los costos de los reactivos son 6 veces más bajos (0.11 \$/m³ contra 0.7 \$/m³). Sin embargo, el método de Fenton presentó dos ventajas muy importantes: 1) Se elimina 10% del nitrógeno amoniacal (la coagulación-floculación no tiene ningún efecto sobre este parámetro; 2) se produce 10% menos de lodos. A estas ventajas técnicas establecidas en este estudio del uso del reactivo de Fenton con respecto a una coagulación-floculación, se suma el efecto desinfectante del reactivo de Fenton.

Se considera que el tren de tratamiento seleccionado para su aplicación en las pruebas de tratabilidad en régimen continuo (método de Fenton - Aeración - Adsorción) fue el apropiado, ya que aún prescindiéndose de la ozonación fue posible la eliminación de la mayor parte de los contaminantes considerados como objetivo en este estudio.

En los experimentos realizados en continuo, se obtuvo en promedio un porcentaje de remoción de la DQO de 87% (valor residual, 96 mgO₂/L). En el caso del color y la turbiedad los porcentajes de remoción fueron de 91 y 97%, respectivamente (valores residuales de 25 U Pt-Co y 5 UNT). Para el nitrógeno amoniacal, el porcentaje global de remoción (Fenton más aeración) fue de 55% (valor residual, 23 mg N-NH₄⁺/L).

Estas características permiten postular que el agua residual pretratada no tiene ningún impedimento para ser utilizada en posteriores tratamientos fisicoquímicos avanzados para obtener un agua adecuada para una reinyección artificial en el acuífero del Valle de México.

Las recomendaciones que se desprenden de este trabajo son: La realización de estudios complementarios para incluir procesos adicionales al tren de pretratamiento propuesto con el fin de eliminar convenientemente la DQO residual, el nitrógeno amoniacal remanente, los sólidos disueltos totales del agua. Además deben realizarse estudios detallados para caracterizar completamente los lodos y proponer métodos de tratamiento y/o disposición adecuados.

Otras actividades que serán interesantes de probar en etapas posteriores a este trabajo son distintas configuraciones con las etapas de tratamiento ya seleccionadas, principalmente en lo que se refiere a las etapas de ajuste de pH. Lo anterior se propone porque se observó que, al aumentar el pH, algunas especies químicas precipitan con lo cual se incrementa el contenido de sólidos en suspensión. Se recomienda que el ajuste de pH después de la reacción de Fenton se lleve a cabo antes de pasar al filtro de arena. Esta actividad permitirá obtener valores menores de color y turbiedad, entre otros, a los determinados en este proceso. Finalmente, se propone probar los sistemas carbón activado asistido biológicamente con los cuales se postula que puede disminuirse significativamente el valor de la DQO₁ remanente al tratamiento evaluado en este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

1. Adams C., Cozzens R. y Kim B. (1997) Effects of ozonation on the biodegradability of substituted phenols. *Wat. Res.* 31(10):2655-2663
2. Almemark M. y Ekengren O. (1989) Physical/chemical treatment of bleach-plant effluents with emphasis on chemical coagulation. En 5th Int. Symp. on Wood and Pulping Chemistry, 27-39 Raleigh, N.C., EEUA
3. Amirtharajah A., Dennett K. y Studstill A. (1993) Ferric chloride coagulation for removal of dissolved organic matter and trihalomethane precursors. *Wat. Sci. Tech.* 27(11):113-121
4. Andrezzi R., Caprio V., Insola A. y Marotta R. (1999) Advanced oxidation processes (AOP) for water purification and recovery. *Catalysis Today* 53:51-59
5. APHA, AWWA, WPCF (1992) Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Edit. Díaz de los Santos. España
6. Asano T. (1992) Artificial recharge of groundwater with reclaimed municipal wastewater: Current status and proposed criteria. *Wat. Sci. Tech.* 25(12):87-92
7. Asano T. (1993) Proposed California regulations for groundwater recharge with reclaimed municipal wastewater. *Wat. Sci. Tech.* 27(7):157-164
8. Benschoten J. E. y Edzald J. K. (1990a) Chemical aspects of coagulation using aluminum salts-II. Coagulation of fulvic acid alum and polyaluminium chloride. *Wat. Res.* 24(12):1527-1537
9. Benschoten J. E. y Edzald J. K. (1990b) Chemical aspects of coagulation using aluminum salts-I. Coagulation of fulvic acid alum and polyaluminium chloride. *Wat. Res.* 24(12):1519-1525
10. Bergmann C. (1978) Geochemistry of humic substances in lake water. John Wiley sons. EEUA
11. Biles W.E., SWAIN J.J. (1980) Optimization and industrial experimentation. John Wiley and Sons, Inc., Nueva York, EEUA
12. Bishop D. (1968) Hydrogen peroxide catalytic oxidation of refractory organics in municipal waste water. *Ind. Eng. Chem., Process Design and Development* 7:111-117
13. Bolto B. A., Dixon D. R., Gray S. R., Chee H., Harbour P. J., Ngoc I. y Ware A. J. (1996) The use of soluble organic polymers in waste treatment. *Wat. Sci. Tech.* 34(9):117-124
14. Bossman S. H., Oliveros E., Göb S., Siegwart S., Dahlen E., Payawan L. Jr., Straub M., Wörner M. y Braun A. M. J. (1998) New evidence against hydroxyl radicals as reactive intermediates in the thermal and photochemically enhanced Fenton reactions. *J. Phys. Chem.* 102:5542-5550
15. Casero I., Sicilia D., Rubio S. y Pérez D. (1997) Chemical degradation of aromatic amines by Fenton's reagent. *Wat. Res.* 31(8):1985-1995
16. Comisión Estatal de Aguas y Saneamiento (1993) *Plan Maestro de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento del Estado de México 1994-2000 Tomo 2*. National Academy Press Washington, D.C. EEUA
17. CNA (1995) *Estudio de Factibilidad de saneamiento del Valle de México. Informe de Proyecto*. Comisión Nacional del Agua, GDF, Gob. del Estado de Hidalgo, Gob. del Edo. de México
18. Cotton F. A. y Wilkinson G. (1980) Advanced inorganic chemistry. Verlag Chemie. Pp 461-488. Weinheim, Alemania
19. Craveiro de Sa y Malina J. (1992) Bioregeneration of granular activated carbon. *Wat. Sci. Tech.* 26 (9-11):2293-2295
20. Crook S., Asano T., y Nellor M. (1990) Groundwater recharge with reclaimed water in California. *Wat. Env. Tech.* 42-49. August 1990

21. Crozes G., White P. y Marshall M. (1995) Enhanced coagulation: Its effect on NOM removal and chemical cost. *J. Am. Wat. Works Assoc.* 87:78-89
22. Ching H.-W., Tanaka T. S. y Elimelech M. (1994) Dynamics of coagulation of kaolin particles with ferric chloride. *Wat. Res.* 28, 559-569
23. Davis M. y Cornwell D. (1991) *Introduction to environmental engineering*. Ed. Mc Graw Hill. Nueva York, EEUUA
24. De Lora y Miro (1975) *Técnicas de defensa del medio ambiente*. Ed. Labor S.A. Barcelona, España
25. Dentel S. K. y Gossett. *J. Am. Wat. Works Assoc.* 80:187-198 Diario Oficial de la Federación (1993-1995) Secretaria de Desarrollo Social (SEDESOL), Normas Oficiales Mexicanas en Materia de Protección Ambiental. Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL/1993, Proyecto de norma NMX-xxx-CNA-1997
26. Departamento del Distrito Federal (1990) *Memoria, Programa de Uso Eficiente del Agua*. Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica. México, D.F., México
27. Dowideit P., von Sonntag C. y Leitzke O. (1995). *Abbau von chlorierten olefinen durch ozon und ozon/wasserstoffperoxid*. gwf Wasser-abasser
28. Durán-Moreno A. (1997) Contribution à l'étude de l'adsorption et de la biodegradation de composés organiques sur charbon actif: Cas du phenol et de dérivés phénoliques. Tesis de doctorado, Universidad de Rennes 1, No. de orden: 1807. Francia, Rennes
29. Eckenfelder W. (1989) *Industrial water pollution control*. Ed. McGraw Hill. Singapur, Singapur
30. Edzwald J. K. (1993) Coagulation in drinking water treatment: Particles, organics, and coagulants. *Wat. Sci. Tech.* 27(11):21-35
31. Ernst, M. y Jekel, M. (1999) Advanced Treatment Combination for Groundwater Recharge of Municipal Wastewater by Nanofiltration and Ozonation. *Wat. Sci. Tech.* 40 (4-5):277-284.
32. Freeman H. (1990) *Physical chemical proceses*. Technomic Pub. Co. Book. Lancaster, Pennsylvania, EEUUA
33. Gamble D. S. y Schnitzer M. (1974) The chemistry of fulvic acid and its reaction with metal ions trace metals and metal-organic interactions. Singer P. (Ed.) Ann Arbor Science, pp. 225-302. Ann Arbor M I, EEUUA
34. Glaze H. (1990) Water Quality and Treatment. *Am. Wat. Works Assoc.* Ed McGraw Hill. Nueva York, EEUUA
35. Goldestein S., Czapski G. y Meyerstein D. (1993) *Free radicals Biol. Med.* 15:435-445
36. Grasso D. y Webber J. (1988) Ozone induced particle destabilization *J. Am. Wat. Works Assoc.* 80(8):73-81
37. Gregor J. E., Nokes C. J. y Fenton E. (1997) Optimizing natural organic matter removal from low turbidity waters by controllated pH adjustment of aluminum coagulation. *Wat. Res.* 31(12):2949-2958
38. Haag W. R. y Yao C. D. (1992) Rate constants for reaction of hydroxyl radical with several drinking water contaminants. *Environ. Sci. Technol.* 26(5):1005-1013
39. Haber F. y Weiss J. (1934) *Proc. R. Soc. London.* 147:332-245
40. Hsiao L. y Nobe K. J. (1993) Hydroxilation of chlorobenzene and phenol in a packed bed flow reactor with electrogenerated Fenton's reagent. *Appl. Electrochem.* 23:943-946
41. Huang C., Dong C. y Tang Z. (1993) Advanced chemical oxidation: Its present role and potential future in hazardous waste treatment. *Waste Mgmt.* 13:361-377
42. Instituto de Ingeniería (1995) *Actividades en apoyo al proyecto de saneamiento del Valle de México de la Comisión Nacional del Agua*. Informe de Proyecto (varios autores)
43. Isak V., Sychev A., y Anikina Zh. (1996) Kinetics of oxidation of aldehydes by the Fenton reagent. *Russian Journal of physical Chemistry.* 70 (8):1430-1432

44. Jekel M. (1986) The stabilization of dispersed mineral particles by adsorption of humic substances. *Water Res.*, 20(12):1543-1554
45. Jonge R. J., Breure A. M. y Van Andel J. D. (1996) Bioregeneration of powdered activated carbon (PAC). *Water Res.*, 30(8):883-892
46. Julien F., Baudu M. y Mazet M. (1998) Relationship between chemical and physical surface properties of activated carbon. *Wat. Res.* 32(11):3414-3424
47. Kamiya T. e Hirotsuji J. (1998) New combined system of biological process and intermittent ozonation for advanced wastewater treatment. *Wat. Sci. Tech.* 38(8-9):145-153
48. Kanarek A. y Michail M. (1996) Groundwater recharge with municipal effluent: Dan region reclamation protect, Israel. *Wat. Sci. Tech.* 34(11):227-233
49. Kawuamura S. (1991) *Integrated Design of Water Treatment Facilities*. John Wiley Sons. Nueva York, EEUUA
50. Kim W. H., Nishijima W. y Okada M. (1997) Competitive removal of dissolved organic carbon by adsorption and biodegradation on biological activated carbon. *Wat. Res.* 35(7):147-153
51. Kuo W. G. (1992) Decolorizing dye wastewater with Fenton's reagent. *Wat. Res.* 26:881-886
52. Langlais B., Reckhow D. A. y Brink D. R. (1991) *Ozone in water treatment*. Ed. Lewis Pub. Chelsea, Michigan. EEUUA
53. Legrini O., Oliveros E. y Braun A. M. (1993) *Chem Rev.*:93 671-698
54. Legube B. y Karpel N. (1999) Catalytic ozonation: A promising advanced oxidation technology for water treatment. *Catalysis Today* 53:61-72
55. Lin H. S. y Lin M. Ch. (1993) Treatment of textile waste effluents by ozonation and chemical coagulation. *Wat. Res.* 27(12):1743-1748
56. Marsarwa M., Cohen H., Meyerstein D., Hichman D. L., Bakac A. y Espensen J. H. (1988) *Am. Chem. Soc.* 110:4293-4297
57. Metcalf y Eddy (1996) *Ingeniería de las aguas residuales*. Ed. McGraw Hill. México D.F. México
58. Montgomery D.C. (1991) *Diseño y análisis de experimentos*. Grupo Editorial Iberoamericana, México, D.F., México
59. National Research Council (1995) *Academia de la Investigación Científica, A.C., Academia Nacional de Ingeniería, A.C. El suministro de agua de la ciudad de México, mejorando la sustentabilidad*. Copyright by the National Academy of Sciences. National Academy Press Washington, D.C. EEUUA
60. Nishijima W. y Okada M. (1993) The role of attached bacteria in biological activated carbon treatment. *J. Water waste.* 35:703-176
61. Ollis D.F. y Al-Ekabi H. Eds (1993). *Photocatalytic purification and treatment of water and air*. Elsevier Amsterdam, Holanda
62. Pan X. M., Schumann M. N. y von Sonntag C. (1993) Oxidation of benzene by the OH radical. A product and pulse radiolysis study in oxygenated aqueous solution. *J. Chem. Soc. Perkin trans. 2* 1958-297
63. Ramalho S. (1996) *Tratamiento de aguas residuales*. Ed. Reverté. Barcelona, España
64. Ramírez R. M., Cardona Gallo S., Durán-Moreno A., Buitrón-Méndez G., Bernal-Martínez A. (2000) Optimización del proceso de activación del coque de petróleo con ácido fosfórico para la remoción de metales pesados. XII congreso nacional de la federación mexicana de ingeniería sanitaria y ciencias ambientales (FEMISCA), Ciencia y conciencia-compromiso nacional con el medio ambiente. Tomo II, 1333-1342
65. Ramírez R. M., Durán-Moreno A., Bernal Martínez A., Orta-de-Velásquez T. (2000) Proceso de coagulación – floculación para el tratamiento de aguas residuales: desarrollo y

- utilización de nuevos compuestos para la reducción de lodos. XII Congreso Nacional, organizado por la Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales, Morelia, Michoacan, México
66. Ramírez R. M., Durán-Moreno A., Orta-de-Velásquez T., Monje-Ramírez I. (2000) Treatment of sanitary landfill leachates by comparing advanced oxidation and coagulation-flocculation processes coupling with activated carbon adsorption. *Wat. Sci. Tech.* 41(1):231-235
 67. Randtke S. J. (1988) Organic contaminant removal by coagulation and related process combinations. *J. Am. Wat. Works Assoc.* 80(5):40-56.
 68. Razumovskii S. y Zaikov G. (1984) Ozone and its reactions with organic compounds. *Edit. Elsevier Science Publisher. U.R.S.S.*
 69. Rebhun M. y Lurie M. (1993) Control of organic matter by coagulation and floc separation. *Wat. Sci. Tech.* 27(1):1-18
 70. Reynolds y Richards (1996) *Unit operations and processes in environmental engineering.* Ed. PWS Pub. Co. Nueva York, EEUUA
 71. Sánchez B.; Galván G; Garcia S., Navarro G.; Vázquez F., De Victorica J. (1997) Estudio de factibilidad para el reúso de las aguas residuales y pluviales del Valle de México para satisfacer la demanda de agua potable a mediano plazo, a través de la recarga de acuíferos. Informe elaborado para la DGCOH. Instituto de Ingeniería, UNAM. México D.F. México
 72. Sasarasa J., Roche M. P., Ormad M., Gimeno E., Puig A. y Ovelheiro J. L. (1995). Treatment of a wastewater resulting from dyes manufacturing with ozone and chemical coagulation. *Wat. Res.* 32(9):2721-2727
 73. Semmens M. J. y Field T. K. (1980) Coagulation: Experiences on organics removal. *J. Am. Wat. Works Assoc.* 72, 476-483
 74. Speitel G. E. Jr., Turakhia M. y Zhu X.J. (1989) Biodegradation of trace concentrations of substituted phenols in granular activated carbon columns. *Environ. Sci. Technol.* 23(1):68-74
 75. Stephenson R. J. y Duff S. J. B. (1996) Coagulation and precipitation of a mechanical pulping effluent-I. Removal of carbon, color and turbidity. *Wat. Res.* 30(4):781-792.
 76. Tang Z. y Tassos (1997) Oxidation kinetics and mechanism of trihalometanes by Fenton's reagent. *Wat. Res.* 31(5):1117-1125
 77. Texas Dept of Resources (1997) Artificial groundwater recharges as a water management technique on the southern high plains of Texas and New Mexico. Texas Dept of Water Resources. Available from Ground Water Protection Council Library. Texas, EEUUA
 78. Tien C. (1994) *Adsorption calculations and modeling.* Ed. Butterworth - Heinemann, EEUUA
 79. Thurman E. M. (1985) Organic geochemistry of natural waters. Nijhoff/Junk, Dordrecht, Holanda
 80. Tzedakis T., Salvall A. y Clifton M. J. (1989) The electrochemical regeneration of Fenton's reagent in the hydroxylation. *Appl. Electrochem.* 19:911-921
 81. U.S. Environmental Protection Agency (1976) *Quality criteria for water.* Office of Water and Hazardous Materials/Office of water planning and standards. Washington, D.C.
 82. Van Der Merwe B. (1995) Administración integral en Windhoek Namibia. Ingeniería y Ciencias Ambientales. 5:10-14
 83. von Sonntag C., Dowideit P., Fang X., Mertens R., Pan X., Schuchmann M. N. y Schuchmann H. P. (1997) The fate of peroxil radicals in aqueous solution *Wat. Sci. Tech.* 35(4):9-15
 84. Walling C. (1975). Fenton's reagent revisited. *Acc. Chem. Res.* 8:125
 85. Weber W. (1979) *Control de la calidad del agua de procesos fisicoquímicos.* Ed. Reverté. Barcelona, España

-
86. Winkler (1998) *Tratamiento biológico de aguas de desecho*. Ed. Limusa. México, D.F. México
 87. Yoon J., Cho S., Cho Y. y Kim S. (1998) The characteristics of coagulation of Fenton reaction in the removal of landfill leachate organics. *Wat. Sci. Tech.* 38(2):209-214

ANEXOS

ÍNDICE DE LOS ANEXOS

| | |
|--|-----|
| ANEXO A1. CARACTERÍSTICAS DE LOS AGENTES COAGULANTES Y FLOCULANTES EMPLEADOS EN EL ESTUDIO DE TRATABILIDAD | A1 |
| ANEXO A2. RESULTADOS DEL PROCESO DE COAGULACIÓN - FLOCULACIÓN | A5 |
| ANEXO A3. RESULTADOS DE LAS PRUEBAS DE OZONACIÓN | A10 |
| ANEXO A4. CARACTERIZACIÓN DE LOS CARBONES ACTIVADOS POR OBSERVACIONES EN UN MICROSCOPIO ELECTRÓNICO DE BARRIDO | A13 |
| ANEXO A5. RESULTADOS DEL MÉTODO DE FENTON | A14 |
| ANEXO A6. RESULTADOS CON EL SISTEMA PILOTO EXPERIMENTAL | A17 |
| ANEXO A7. ESTUDIO FOTOGRÁFICO DE LAS PRUEBAS DE TRATABILIDAD EN RÉGIMENES DISCONTINUO Y CONTINUO | A19 |
| ANEXO A8. DISPOSICIÓN DE LOS RESIDUOS GENERADOS DURANTE EL FUNCIONAMIENTO DEL SISTEMA PILOTO EXPERIMENTAL | A22 |
| ANEXO A9. PREDIMENSIONAMIENTO DE LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO | A23 |
| ANEXO A10. HOJAS DE CÁLCULO EN EXCEL UTILIZADAS PARA EL PREDIMENSIONAMIENTO DE UNA PLANTA DE 1 m ³ /s | A38 |

ÍNDICE DE TABLAS

| | |
|---|-----|
| TABLA A1.1. Características del agente coagulante Pax-16 | A1 |
| TABLA A1.2. Características del agente coagulante Pax-XL60 | A1 |
| TABLA A1.3. Características del agente coagulante Ferrix 3 | A2 |
| TABLA A1.4. Características del agentes coagulante Technifloc Plus | A2 |
| TABLA A1.5. Características del agente coagulante sulfato de aluminio | A3 |
| TABLA A1.6. Características del agente floculante Prosifloc - A252 | A3 |
| TABLA A1.7. Características del agente floculante Technifloc 4800 | A4 |
| TABLA A2.1 Agente coagulante: PAX XL60; agente floculante: Zwitteriónico | A9 |
| TABLA A3.1 Resultados de los experimentos realizados por duplicado con las condiciones establecidas en el diseño de experimentos | A10 |
| TABLA A3.2. Resultados de las simulaciones realizadas con el modelo de superficie de respuesta | A11 |
| TABLA A3.3. Resultados experimentales de ensayos realizados con las mejores condiciones seleccionadas con las simulaciones del modelo de superficie de respuesta | A12 |
| TABLA A5.1. Experimentos para encontrar la mejor relación molar (análisis realizados a pH ácido) | A14 |
| TABLA A5.2. Experimentos para encontrar la mejor relación molar (análisis realizados a pH básico) | A15 |
| TABLA A5.3. Experimentos para obtener la mejor dosis | A16 |
| TABLA A5.4. Resultados finales para obtener la mejor dosis de reactivos de Fenton | A16 |
| TABLA A6.1. Cantidad residual de DQO en las corridas experimentales y promedio de las mismas en las diferentes etapas del piloto | A17 |
| TABLA A6.2 Eliminación de color en las corridas experimentales y promedio de las mismas en las diferentes etapas del sistema piloto | A17 |
| TABLA A6.3. Eliminación de color en las corridas experimentales y promedio de las mismas en las diferentes etapas del sistema piloto | A17 |
| TABLA A6.4. Evolución del pH en las corridas experimentales y promedio de las mismas en las diferentes etapas del sistema piloto | A17 |
| TABLA A6.5. Evolución de la conductividad en las corridas experimentales y promedio de las mismas en las diferentes etapas del sistema piloto | A18 |
| TABLA A6.6. Evolución de los sólidos disueltos totales en las corridas experimentales y promedio de las mismas en las diferentes etapas del sistema piloto | A18 |
| TABLA A6.7. Continuación de la evolución de los sólidos disueltos totales | A18 |
| TABLA A6.8. Evolución del nitrógeno amoniacal Kjeldahl en las corridas experimentales y promedio de las mismas en las diferentes etapas del sistema piloto | A18 |
| TABLA A8.1 Residuos generados durante las pruebas de tratabilidad | A22 |
| TABLA A8.2 Residuos generados de los análisis efectuados al agua residual y residual tratada | A22 |
| TABLA A9.1 Datos de diseño del reactor de mezclado rápido | A25 |
| TABLA A9.2 Datos de diseño del equipo floculador (Valores recomendados por Reynolds y Richards, 1996) | A27 |
| TABLA A9.3 Datos de diseño para el sedimentador (Samurawa, 1991) | A28 |
| TABLA A9.4 Recomendaciones de diseño de filtro de lecho dual arena -antracita para tratamiento de aguas residuales pretratadas químicamente (Reynolds y Richards, 1996) | A29 |

| | |
|---|-----|
| TABLA A9.5 Datos de diseño de los filtros de arena de lecho dual arena- antracita | A29 |
| TABLA A9.6 Datos de diseño de las torres de aeración (Freeman, 1990) | A31 |
| TABLA A9.7 Datos de diseño de las unidades de carbón activado | A32 |
| TABLA A10.1 Hoja de Excel para el cálculo del mezclador rápido | A38 |
| TABLA A10.2 Hoja de Excel para el cálculo del floculador rectangular | A39 |
| TABLA A10.3 Hoja de Excel para el cálculo del sedimentador..... | A40 |
| TABLA A10.4 Hoja de Excel para el cálculo del filtro de arena..... | A41 |
| TABLA A10.5 Hoja de Excel para el cálculo del reactor de aeración..... | A42 |
| TABLA A10.6 Hoja de Excel para el cálculo del reactor de adsorción..... | A43 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|---|-----|
| Fig. A2.1. Cantidad residual de SST con $Al_2(SO_4)_3$ | A5 |
| Fig. A2.2. Cantidad residual de SST con PAX-XL60..... | A5 |
| Fig. A2.3. Cantidad residual de SST con PAX 16 | A5 |
| Fig. A2.4. Cantidad residual de SST con Technifloc plus..... | A5 |
| Fig. A2.5. Cantidad residual de SST con Ferrix..... | A5 |
| Fig. A2.6. Cantidad residual de SST con Tanfloc..... | A5 |
| Fig. A2.7. Cantidad residual de color con $Al_2(SO_4)_3$ | A6 |
| Fig. A2.8. Cantidad residual de color con PAX-XL60 | A6 |
| Fig. A2.9. Cantidad residual de color con PAX-16..... | A6 |
| Fig. A2.10. Cantidad residual de color con Technifloc-plus..... | A6 |
| Fig. A2.11. Cantidad residual de color con Ferrix | A6 |
| Fig. A2.12. Cantidad residual de color con Tanfloc..... | A6 |
| Fig. A2.13. Cantidad residual de DQO con $Al_2(SO_4)_3$ | A7 |
| Fig. A2.14. Cantidad residual de DQO con PAX-XL60 | A7 |
| Fig. A2.15. Cantidad residual de DQO con PAX 16..... | A7 |
| Fig. A2.16. Cantidad residual de DQO con Technifloc plus..... | A7 |
| Fig. A2.17. Cantidad residual de DQO con Ferrix..... | A7 |
| Fig. A2.18. Cantidad residual de DQO con Tanfloc | A7 |
| Fig. A2.19. Cantidad residual de turbiedad con $Al_2(SO_4)_3$ | A8 |
| Fig. A2.20. Cantidad residual de turbiedad con PAX-XL60..... | A8 |
| Fig. A2.21. Cantidad residual de turbiedad con PAX 16 | A8 |
| Fig. A2.22. Cantidad residual de turbiedad con Technifloc-plus | A8 |
| Fig. A2.23. Cantidad residual de turbiedad con Ferrix | A8 |
| Fig. A2.24. Cantidad residual de turbiedad con Tanfloc..... | A8 |
| Fig. A9.1. Vista de perfil de un sistema floculador horizontal (vista frontal de las propelas de agitación) (Reynolds y Richards, 1996)..... | A25 |
| Fig. A9.2. Resumen del cálculo para el reactor de mezclado rápido | A33 |
| Fig. A9.3. Resumen del cálculo del reactor de mezclado lento..... | A33 |
| Fig. A9.4. Resumen del cálculo del sedimentador | A34 |
| Fig. A9.5. Resumen del cálculo de los filtros de arena | A34 |
| Fig. A9.6. Resumen del cálculo de las torres de aeración | A34 |
| Fig. A9.7. Resumen del cálculo de los filtros de carbón activado..... | A35 |
| Fig. A9.8. Vista superior de la planta de tratamiento propuesta..... | A36 |
| Fig. A9.9. Vista lateral de la planta de tratamiento propuesta..... | A37 |

ÍNDICE DE FOTOGRAFÍAS

| | |
|--|-----|
| FOTO A4.1 Detalles al microscopio electrónico de barrido de una partícula de carbón activado..... | A13 |
| FOTO A4.2 Detalles al microscopio electrónico de barrido de la superficie de una partícula de carbón activado | A13 |
| FOTO A7.1 Fase de sedimentación del agua residual con el coagulante PAX XL 60..... | A19 |
| FOTO A7.2 Reactores del proceso de adsorción con carbón activado (agitación magnética)..... | A19 |
| FOTO A7.3 Pruebas de jarras con el método de Fenton | A20 |
| FOTO A7.4 Agua cruda (derecha) y agua después del tratamiento con el método de Fenton (izquierda) | A20 |
| FOTO A7.5 Vista general del sistema piloto de laboratorio | A21 |
| FOTO A7.6 Análisis monitorio y control del pH en el sistema piloto de laboratorio..... | A21 |

ANEXO A1

**Características de los agentes
coagulantes y floculantes
empleados en el estudio de
tratabilidad**

ANEXO A1. CARACTERÍSTICAS DE LOS AGENTES COAGULANTES Y FLOCULANTES EMPLEADOS EN EL ESTUDIO DE TRATABILIDAD

TABLA A1.1. Características del agente coagulante Pax-16

| AGENTE COAGULANTE | DESCRIPCIÓN | ESPECIFICACIONES | DOSIFICACIÓN | ANÁLISIS TÍPICO DE CONTENIDO DE METALES | NIVEL MÁXIMO EN mg/kg |
|-------------------|---|--|---|--|---|
| PAX-16 | Es un policloruro de aluminio de basicidad media en presentación líquida, el cual es un efectivo agente coagulante para el tratamiento de agua potable y residual; tanto municipal como industrial. Es un agente coagulante de aluminio prepolimerizado de alta carga, que se utiliza en muy baja dosis, lo que reduce el volumen de lodos generados y ajustes en los valores de pH. También mejora la filtración del agua tratada, al aumentar las corridas de filtrado; proporcionando además altos intervalos en cuanto a remoción de turbiedad y menor consumo de alcalinidad | Apariencia Aluminio total Al ₂ O ₃ Hierro Sulfatos Insolubles pH pH solución al 1% Basicidad Densidad Viscosidad | Líquido amarillo claro 8.2±0.2% 15.5±0.4% 21±1% <0.01% <0.1% 0.1% 1.0 3.9±0.2 37.0±5.0 1.33±0.015 2.5±5 centipoise | METAL Plata Arsénico (metaloide) Cadmio Cobre Cromo Plomo Mercurio Manganeso Níquel Selenio Antimonio Zinc | 0.1 0.1 0.04 1.0 1.0 0.3 0.01 1.0 1.0 <0.1 <0.05 2.0 |

TABLA A1.2. Características del agente coagulante Pax-XL60

| AGENTE COAGULANTE | DESCRIPCIÓN | ESPECIFICACIONES | DOSIFICACIÓN | ANÁLISIS TÍPICO DE CONTENIDO DE METALES | NIVEL MÁXIMO EN mg/kg |
|-------------------|--|---|---|---|--|
| PAX-XL60 | Es un policloruro de aluminio de basicidad media en presentación líquida, el cual es un efectivo agente coagulante para el tratamiento de agua potable y residual, tanto municipal como industrial. Es un agente coagulante de aluminio prepolimerizado de alta carga, que se utiliza en muy baja dosis, lo que reduce el volumen de lodos generado y ajustes en los valores de pH. También mejora la filtración del agua tratada, al aumentar las corridas de filtrado; proporcionando además altos intervalos en cuanto a remoción de turbiedad y menor consumo de alcalinidad | Apariencia Aluminio total Al ₂ O ₃ Cloruros Hierro Sulfatos Insolubles pH pH soln. al 1% Basicidad Densidad Viscosidad | Líquido amarillo claro 7.5±0.3% 14.2±0.6% 15±2% <0.01% 0.5±0.5% 0.05±0.05% 1.5±1.0 4.2±0.3 40±10 % 1.31±0.02 40±5 centipoise | METAL Plata Arsénico (metaloide) Cadmio Cobre Cromo Plomo Mercurio Manganeso Níquel Selenio Zinc | <0.1 <0.05 <0.04 0.6 <0.1 <0.3 <0.01 <1.0 0.2 <0.1 0.4 |

TABLA A1.3. Características del agente coagulante Ferrix 3

| AGENTE COAGULANTE | DESCRIPCIÓN | ESPECIFICACIONES | | DOSIFICACIÓN | ANÁLISIS TÍPICO DE CONTENIDO DE METALES | |
|-------------------|---|--------------------------------------|--------------------|--|---|-----------------------|
| | | | | | METAL | NIVEL MÁXIMO EN mg/kg |
| FERRIX-3 | Es un agente coagulante primario con alto grado de efectividad en forma de granulado seco basado en hierro trivalente (Fe 3+). FERRIX-3 puede disolverse fácilmente a concentración de 10-11% de Fe. Su acción es favorable, tanto para agua potable como para clarificación de agua residual sobre un amplio intervalo de pH y puede utilizarse para la remoción de color, metales pesados y de fosfato y en aplicaciones de ablandamiento con cal | Apariencia | Granulado grisáceo | Puede ser disuelto en agua y aplicado por medio de bombas dosificadoras apropiadas para productos químicos | | |
| | | Fierro total | 20±1% | | | |
| | | Fe (3 ⁺) | 20±1% | | | |
| | | Fe (2 ⁺) | <0.5% | | | |
| | | H ₂ SO ₄ Libre | <1.5% | | | |
| | | Insolubles | <3% | | | |
| | | | | | Arsénico (metaloide) | <0.2 |
| | | | | | Cadmio | <0.1 |
| | | | | | Cobalto | <1.0 |
| | | | | | Cobre | <5.0 |
| | | | | | Cromo | <20 |
| | | | | | Plomo | <5.0 |
| | | | | | Mercurio | <0.5 |
| | | | | | Manganeso | <1200 |
| | | | | | Níquel | <50 |
| | | | | | Selenio | <1.0 |
| | | | | | Plata | <3.0 |

TABLA A1.4. Características del agentes coagulante Technifloc Plus

| AGENTE COAGULANTE | DESCRIPCIÓN | ESPECIFICACIONES | | DOSIFICACIÓN |
|-------------------|---|---------------------|--|--|
| TECHNIFLOC PLUS | Es un agente coagulante prepolimerizado de alta basicidad con un alto grado de eficiencia en procesos fisicoquímicos de tratamiento de aguas residuales industriales. Esta formulado con una alta concentración de aluminio, lo que permite remover la alta turbiedad generada por sólidos suspendidos de naturaleza orgánica. Por su formulación, se alcanza un efecto positivo con bajas dosis del reactivo comparado con los productos convencionales. Las ventajas inmediatas son una mínima variación en el valor de pH, una baja generación de lodos, seguridad en el manejo por su bajo índice de corrosión y una mayor duración en corridas de filtración | Apariencia | Líquido transparente color ligeramente amarillento | Se dosifica directamente, no es necesaria una dilución o preparación previa, se puede utilizar una bomba de diafragma de material plástico o una bomba dosificadora con recubrimiento anticorrosivo. La dosis del producto es variable de acuerdo a los niveles de contaminación |
| | | Aluminio (%) | 12.7±0.3% | |
| | | pH | 4.2±0.2 | |
| | | Basicidad (%) | 80±5 | |
| | | Gravedad específica | 1.315±0.005 | |

TABLA A1.5. Características del agente coagulante sulfato de aluminio

| AGENTE COAGULANTE | | ESPECIFICACIONES | |
|---------------------|----------------------------------|------------------|--|
| SULFATO DE ALUMINIO | Densidad | 1.2377 | |
| | Al ₂ O ₃ | 6.07% | |
| | SO ₄ (%) | 18.28 | |
| | pH | 80±5 | |
| | Basicidad | 0.3321 | |
| | Fe ₂ O ₃ % | 0.58 | |

TABLA A1.6. Características del agente floculante Prosifloc – A252

| AGENTE FLOCULANTE | DESCRIPCIÓN | ESPECIFICACIONES | | DOSIFICACIÓN |
|-------------------|---|---|--|---|
| PROSIFLOC-A252 | Es una acrilamida en polvo de alto peso molecular. Se usa para aumentar la eficiencia en sedimentación de impurezas coloidales y produce lodos con la suficiente densidad para asegurar una buena clarificación | Apariencia Actividad Carga Densidad de carga Peso molecular Viscosidad Densidad Solubilidad Caducidad | Polvo blanco 100% Aniónica Media 16 Millones 850 cP 8.5 g/cm ³ Completa en agua a temperatura ambiente 12 meses | Debido a su alto peso molecular, debe dar un tiempo aproximado de 30 minutos para su dilución. Para evitar una degradación del polímero, no deben usarse altas velocidades para agitación (no más de 400 rpm) y debe evitarse el uso de bombas centrífugas. Una vez en solución, se recomienda diluir hasta 0.5-1.0% antes de su adición al sistema |

TABLA A1.7. Características del agente floculante Technifloc 4800

| AGENTE FLOCULANTE | DESCRIPCIÓN | ESPECIFICACIONES | | DOSIFICACIÓN |
|-------------------|---|--------------------|----------------------------------|--|
| TECHNIFLO C 4800 | Es un agente floculante en polvo de naturaleza catiónica de mediano peso molecular y de alta densidad de carga, se aplica para incrementar la eficiencia de sedimentación, clarificación, filtración y centrifugación, acelera la sedimentación de impurezas coloidales y genera lodos o pastas de alta compactación. Este producto está diseñado para una variedad de aplicaciones en separaciones sólido-líquido, en especial para el acondicionamiento de lodos de naturaleza orgánica | Apariencia | Sólido granulado color blanco | Requiere disolverse a una concentración del 0.1%. De esta forma se puede dosificar directamente, se puede utilizar una bomba de diafragma de material plástico o una bomba dosificadora. La dosis del producto es variable de acuerdo a los niveles de sólidos a remover. Una vez preparada la solución, se podrá disponer de ella las siguientes 48 horas; posteriormente, la efectividad del producto empezará a disminuir |
| | | Densidad de carga | Alta | |
| | | Viscosidad (5 g/L) | 800-850 cp | |
| | | Peso molecular | 13 millones | |
| | | Peso molecular | 16 millones | |
| | | Carácter iónico | Catiónico | |

ANEXO A2

Resultados del proceso de coagulación - floculación

ANEXO A2. RESULTADOS DEL PROCESO DE COAGULACIÓN - FLOCULACIÓN

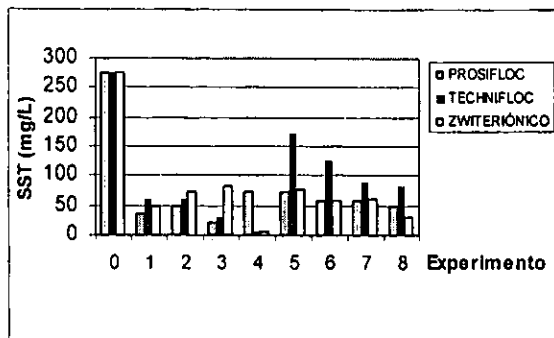


Fig. A2.1. Cantidad residual de SST con $Al_2(SO_4)_3$

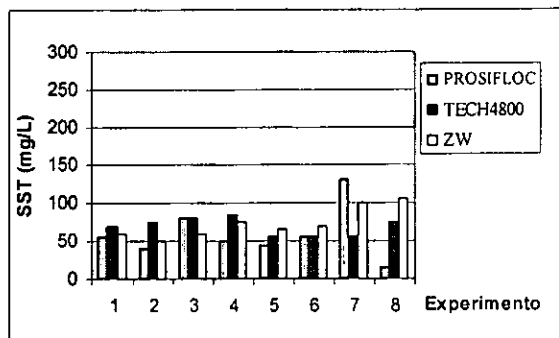


Fig. A2.4. Cantidad residual de SST con Technifloc plus

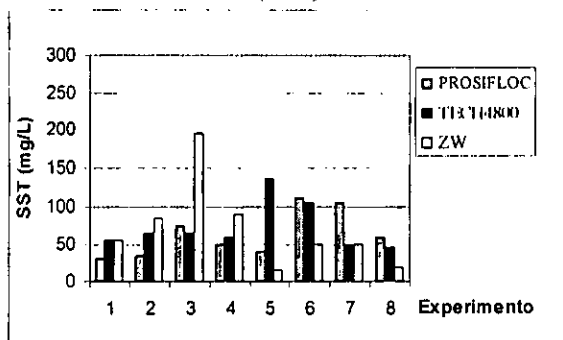


Fig. A2.2. Cantidad residual de SST con PAX-XL60

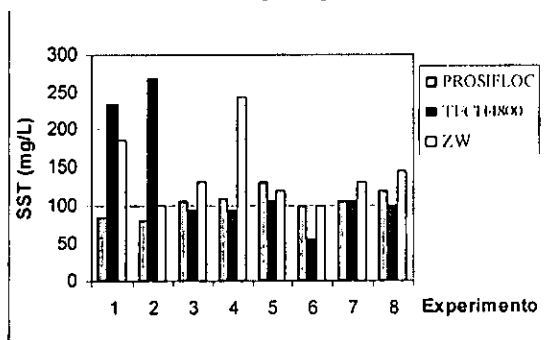


Fig. A2.5. Cantidad residual de SST con Ferrix

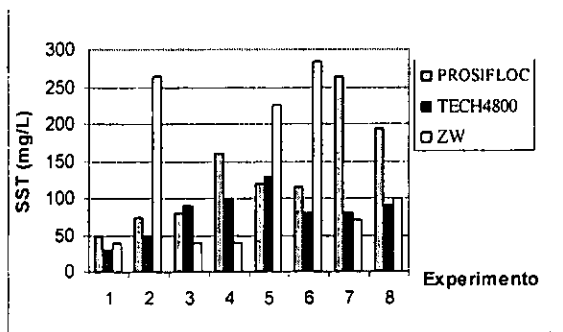


Fig. A2.3. Cantidad residual de SST con PAX 16

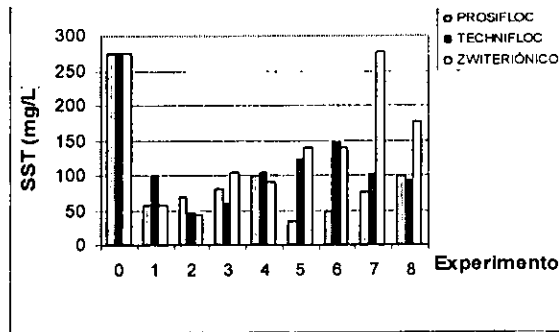


Fig. A2.6. Cantidad residual de SST con Tanfloc

| Experimento | pH | Agente coagulante | Agente floculante |
|-------------|----|-------------------|-------------------|
| 1 | 9 | 100 | 1.0 |
| 2 | 9 | 100 | 0.1 |
| 3 | 9 | 20 | 1.0 |
| 4 | 9 | 20 | 0.1 |
| 5 | 6 | 100 | 1.0 |
| 6 | 6 | 100 | 0.1 |
| 7 | 6 | 20 | 1.0 |
| 8 | 6 | 20 | 0.1 |

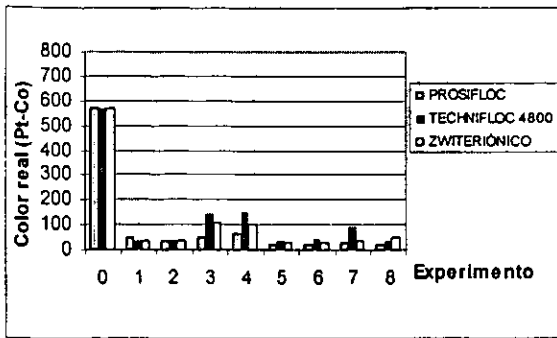


Fig. A2.7. Cantidad residual de color con $Al_2(SO_4)_3$

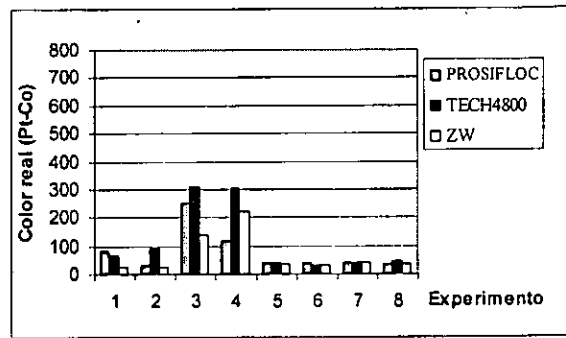


Fig. A2.10. Cantidad residual de color con Technifloc-plus

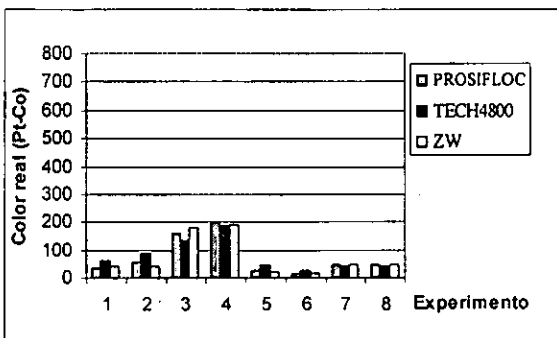


Fig. A2.8. Cantidad residual de color con PAX-XL60

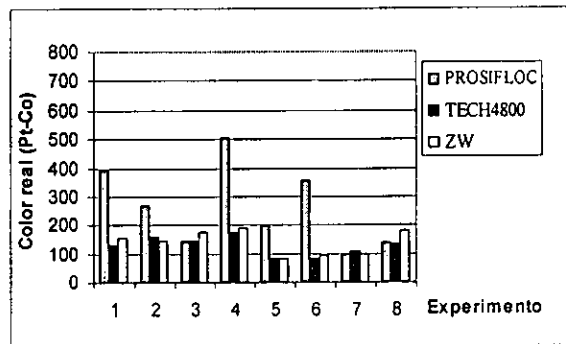


Fig. A2.11. Cantidad residual de color con Ferrix

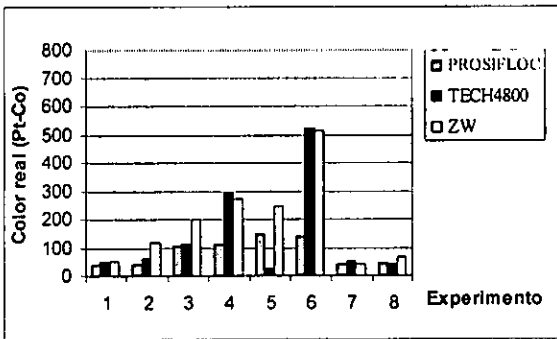


Fig. A2.9. Cantidad residual de color con PAX-16

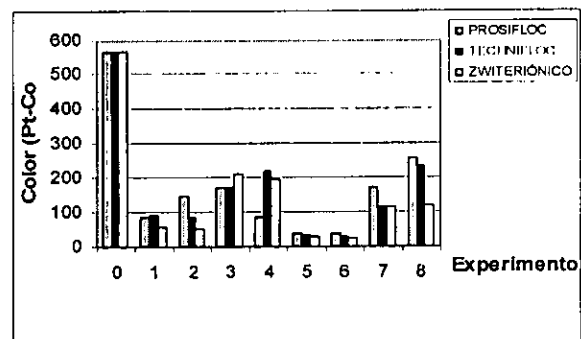


Fig. A2.12. Cantidad residual de color con Tanfloc

| Experimento | pH | Agente coagulante | Agente floculante |
|-------------|----|-------------------|-------------------|
| 1 | 9 | 100 | 1.0 |
| 2 | 9 | 100 | 0.1 |
| 3 | 9 | 20 | 1.0 |
| 4 | 9 | 20 | 0.1 |
| 5 | 6 | 100 | 1.0 |
| 6 | 6 | 100 | 0.1 |
| 7 | 6 | 20 | 1.0 |
| 8 | 6 | 20 | 0.1 |

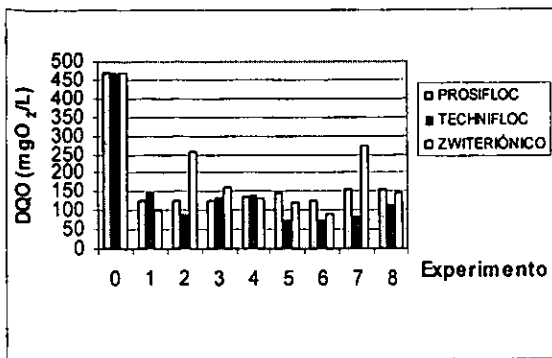


Fig. A2.13. Cantidad residual de DQO con $Al_2(SO_4)_3$

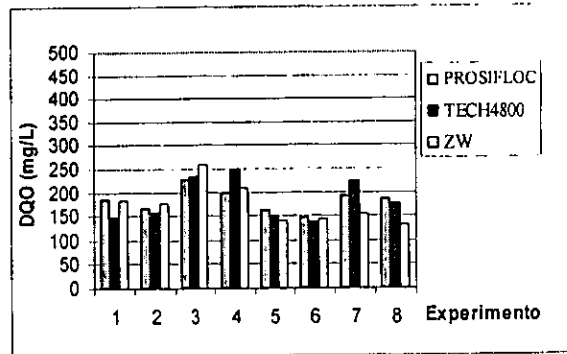


Fig. A2.16. Cantidad residual de DQO con Technifloc plus

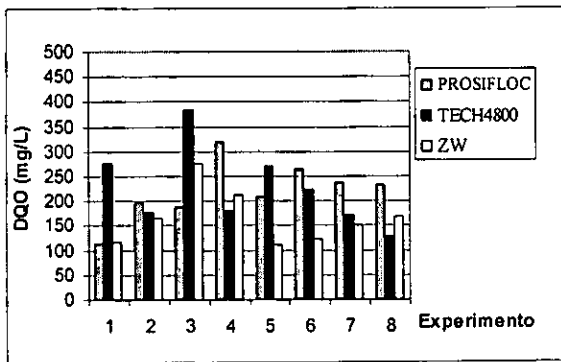


Fig. A2.14. Cantidad residual de DQO con PAX-XL60

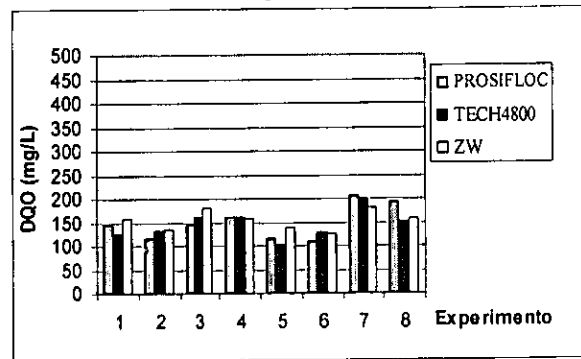


Fig. A2.17. Cantidad residual de DQO con Ferrix

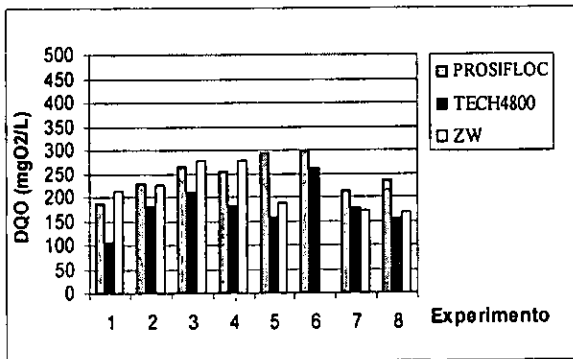


Fig. A2.15. Cantidad residual de DQO con PAX 16

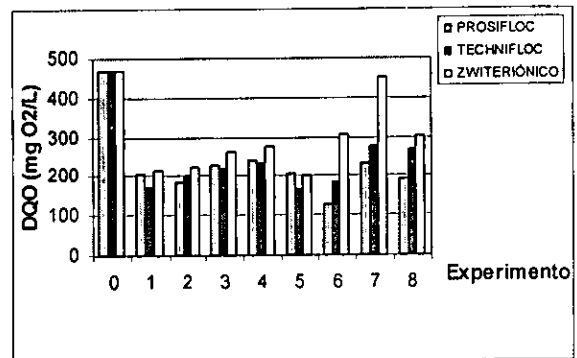


Fig. A2.18. Cantidad residual de DQO con Tanfloc

| Experimento | pH | Agente coagulante | Agente floculante |
|-------------|----|-------------------|-------------------|
| 1 | 9 | 100 | 1.0 |
| 2 | 9 | 100 | 0.1 |
| 3 | 9 | 20 | 1.0 |
| 4 | 9 | 20 | 0.1 |
| 5 | 6 | 100 | 1.0 |
| 6 | 6 | 100 | 0.1 |
| 7 | 6 | 20 | 1 |
| 8 | 6 | 20 | 0.1 |

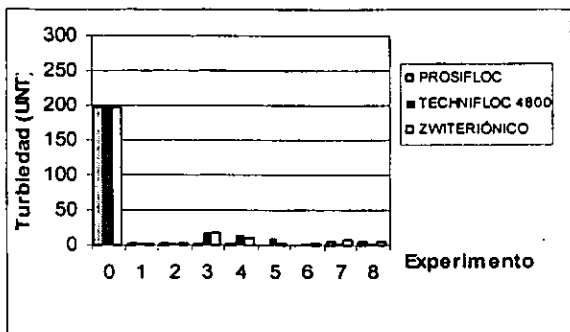


Fig. A2.19. Cantidad residual de turbiedad con $Al_2(SO_4)_3$

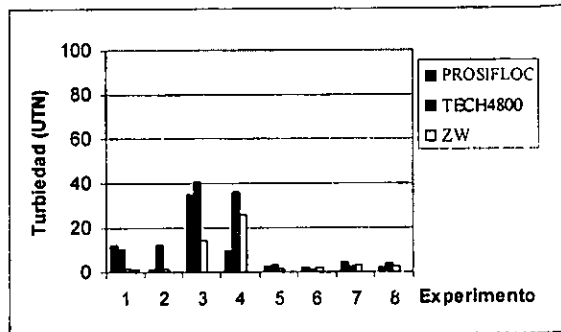


Fig. A2.22. Cantidad residual de turbiedad con Technifloc-plus

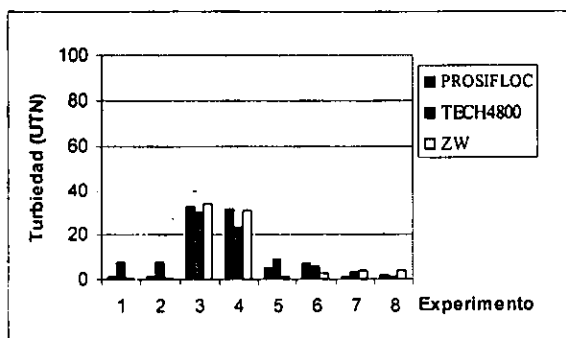


Fig. A2.20. Cantidad residual de turbiedad con PAX-XL60

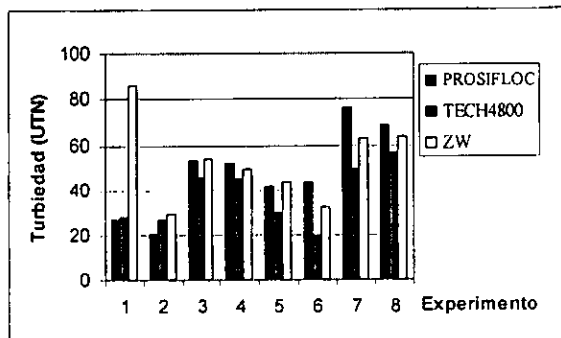


Fig. A2.23. Cantidad residual de turbiedad con Ferrix

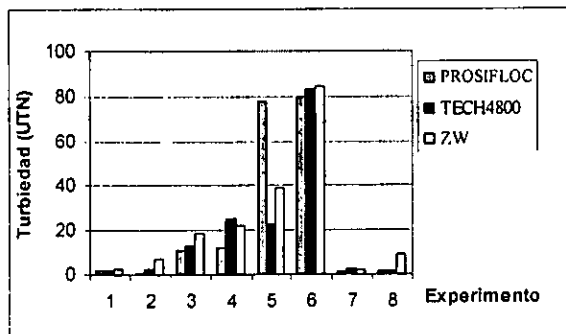


Fig. A2.21. Cantidad residual de turbiedad con PAX 16

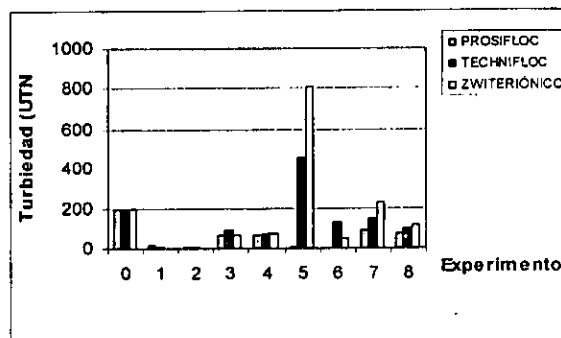


Fig. A2.24. Cantidad residual de turbiedad con Tanfloc

| Experimento | pH | Agente coagulante | Agente floculante |
|-------------|----|-------------------|-------------------|
| 1 | 9 | 100 | 1.0 |
| 2 | 9 | 100 | 0.1 |
| 3 | 9 | 20 | 1.0 |
| 4 | 9 | 20 | 0.1 |
| 5 | 6 | 100 | 1.0 |
| 6 | 6 | 100 | 0.1 |
| 7 | 6 | 20 | 1.0 |
| 8 | 6 | 20 | 0.1 |

TABLA A2.1 Agente coagulante: PAX XL60; agente floculante: Zwitteriónico

| Exp. | Turbiedad (UNT) | Color real (Pt-Co) | pH | DQOt (mg/L) | Cond. (mS/cm) | SDT (g/L) | SST (mg/L) | Observaciones |
|------|-----------------|--------------------|------|-------------|---------------|-----------|------------|--|
| 1 | 1.1 | 48 | 7.25 | 54 | 1.937 | 0.972 | 50 | La producción de los sólidos sedimentables es de 100 mL/L. El floculo es fino. Se observa buena eliminación del material en solución |
| 1' | 0.7 | 33 | 7.03 | 116 | 2.02 | 1.01 | 60 | |
| 2 | 0.6 | 33 | 7.18 | 162 | 2.03 | 1.02 | 120 | El tamaño del floculo producido es fino. Se observa buena remoción del material en solución |
| 2' | 0.6 | 48 | - | 168 | 2.04 | 1.03 | 50 | |
| 3 | 33.7 | 181 | 8.62 | 238 | 1.762 | 0.884 | 190 | La producción de lodos es baja (50 mL/L), el tamaño del floculo fue fino y la remoción baja |
| 3' | 35 | 180 | 8.54 | 316 | 1.790 | 0.899 | 200 | |
| 4 | 28.9 | 181 | 8.52 | 222 | 1.777 | 0.892 | 80 | La producción de lodos fue baja (50 mL/L), el tamaño del floculo es fino y la remoción menor al experimento 3 |
| 4' | 32.8 | 196 | 8.54 | 200 | 1.755 | 0.880 | 100 | |
| 5 | 0.8 | 20 | 5.51 | 108 | 2.09 | 1.05 | 10 | Se produjo gran cantidad de sólidos sedimentables. Se puede apreciar a simple vista que la remoción es buena |
| 5' | 1.5 | 25 | 5.54 | 114 | 2.08 | 1.04 | 20 | |
| 6 | 1.9 | 13 | 5.27 | 112 | 2.11 | 1.06 | 50 | Existe gran producción de lodos y a simple vista se observa que la remoción del material en solución es buena. |
| 6' | 2.8 | 13 | 5.25 | 130 | 2.11 | 1.052 | 50 | |
| 7 | 4.7 | 53 | 6.41 | 138 | 1.933 | 0.970 | 30 | El tamaño del floculo es pequeño y la producción de lodos es baja. Se observa una baja remoción del material en solución |
| 7' | 3.1 | 37 | 6.38 | 162 | 1.958 | 0.982 | 70 | |
| 8 | 4.3 | 43 | 6.39 | 180 | 1.975 | 0.991 | 20 | El tamaño del floculo es grande y estable. Se observa que no existe presencia de sólidos flotantes |
| 8' | 3.5 | 51 | 6.37 | 158 | 0.975 | 0.991 | 20 | |

ANEXO A3

Resultados de las pruebas de ozonación

ANEXO A3. RESULTADOS DE LAS PRUEBAS DE OZONACIÓN

En Tabla A3.1 se indican las concentraciones de ozono en el aire a la entrada $[(O_3)_e]$ y a la salida $[(O_3)_s]$ de la columna de ozonación, también se indica la concentración del ozono residual en la fase líquida $[(O_3)_R]$, el pH final del agua tratada y los valores residuales del color, de la turbiedad y de la DQO.

Para cada uno de los experimentos se realizó un duplicado. Los experimentos que son duplicados de otro se identifican con el número de este último seguido de un apóstrofe.

Los experimentos de ozonación presentados en la sección 4.2.2 fueron realizados por personal del Instituto de Ingeniería, bajo la dirección de la Dra. Ma. Teresa Orta y con la supervisión del Cand. a Dr. Ignacio Monje. La interpretación de los resultados fue responsabilidad del autor de este trabajo de tesis.

TABLA A3.1 Resultados de los experimentos realizados por duplicado con las condiciones establecidas en el diseño de experimentos

Condiciones iniciales:

| pH | color | SDT | Turbiedad | Conduct. | DQO |
|-----|-------|------|-----------|----------|-----|
| 7.8 | 153 | 0.93 | 7.33 | 1.853 | 132 |

| # EXP | pH inicial | Tiempo de contacto | D(O ₃) mg/L | Rel. Molar H ₂ O ₂ /O ₃ | (O ₃) _e mg/L | (O ₃) _s mg/L | Abs. 600nm | (O ₃) _R mg/L | pH final | color (PtCo) | turbiedad (NUT) | DQO mg/L |
|-------|------------|--------------------|-------------------------|--|-------------------------------------|-------------------------------------|------------|-------------------------------------|----------|--------------|-----------------|----------|
| 1 | 10 | 20 | 50 | 1 | 33.44 | 4.856 | 0.25 | 0.211538 | 9.45 | 10 | 1.21 | |
| 1' | 10 | 20 | 50 | 1 | | | 0.264 | 0.078923 | 9.51 | 7 | 1.11 | |
| 2 | 10 | 20 | 50 | 0.5 | 19.2 | 1.056 | 0.288 | 0.038482 | 10.6 | 45 | 5.27 | 94 |
| 2' | 10 | 20 | 50 | 0.5 | | | 0.269 | 0.028848 | 10.4 | 45 | 5.31 | 90 |
| 3 | 10 | 20 | 25 | 1 | 30.72 | 0.816 | 0.256 | 0.153846 | 10.56 | 28 | 5.24 | 82 |
| 3' | 10 | 20 | 25 | 1 | | | 0.257 | 0.144231 | 10.55 | 29 | 5.22 | 68 |
| 4 | 10 | 20 | 25 | 0.5 | | | 0.257 | 0.100962 | 9.48 | 83 | 2.18 | 132 |
| 4' | 10 | 20 | 25 | 0.5 | | | 0.261 | 0.0625 | 9.47 | 85 | 2.02 | 145 |
| 5 | 10 | 5 | 50 | 1 | | | 0.255 | 0.163462 | 9.35 | 74 | 1.96 | 110 |
| 5' | 10 | 5 | 50 | 1 | | | 0.256 | 0.153846 | 9.39 | 75 | 2 | 112 |
| 6 | 10 | 5 | 50 | 0.5 | | | 0.284 | 0.033654 | 9.71 | 75 | 3.48 | 14 |
| 6' | 10 | 5 | 50 | 0.5 | | | 0.271 | 0.033654 | 9.92 | 75 | 3.41 | 12 |
| 7 | 10 | 5 | 25 | 1 | | | 0.26 | 0.072115 | 9.55 | 85 | 2.44 | 126 |
| 7' | 10 | 5 | 25 | 1 | | | 0.263 | 0.043269 | 9.57 | 84 | 2.6 | 168 |
| 8 | 10 | 5 | 25 | 0.5 | | | 0.265 | 0.024038 | 9.65 | 86 | 2.68 | 134 |
| 8' | 10 | 5 | 25 | 0.5 | | | 0.26 | 0.072115 | 9.55 | 86 | 2.71 | 146 |
| 9 | 10 | 20 | 50 | 1 | 30.88 | 3.168 | 0.272 | 0.028846 | 6.03 | 30 | 6.7 | 88 |
| 9' | 10 | 20 | 50 | 1 | | | 0.272 | 0.028846 | 6.12 | 29 | 6.7 | 95 |
| 10 | 10 | 20 | 50 | 0.5 | 29.44 | 3.216 | 0.264 | 0.105769 | 7.15 | 10 | 0.7 | 105 |
| 10' | 10 | 20 | 50 | 0.5 | | | 0.262 | 0.125 | 7.14 | 11 | 0.8 | 93 |
| 11 | 10 | 20 | 25 | 1 | 30.72 | 1.968 | 0.224 | 0.490385 | 7.69 | 13 | 1.2 | 87 |
| 11' | 10 | 20 | 25 | 1 | | | 0.222 | 0.509615 | 7.68 | 15 | 1 | 81 |
| 12 | 10 | 20 | 25 | 0.5 | 29.6 | 12.864 | 0.259 | 0.153846 | 7.51 | 9 | 0.88 | 86 |
| 12' | 10 | 20 | 25 | 0.5 | | | 0.266 | 0.086538 | 7.52 | 10 | 0.85 | 77 |
| 13 | 10 | 5 | 50 | 1 | 28 | 13.44 | 0.257 | 0.173077 | 6.12 | 91 | 10.4 | 125 |
| 13' | 10 | 5 | 50 | 1 | | | 0.263 | 0.115385 | 6.13 | 91 | 10.8 | 126 |
| 14 | 10 | 5 | 50 | 0.5 | 27.84 | 12.096 | 0.256 | 0.182692 | 3.42 | 75 | 9.5 | 12 |
| 14' | 10 | 5 | 50 | 0.5 | | | 0.259 | 0.153846 | 3.43 | 76 | 9.5 | 104 |
| 15 | 10 | 5 | 25 | 1 | 28.48 | 18.24 | 0.266 | 0.086538 | 3.22 | 76 | 10.4 | 102 |
| 15' | 10 | 5 | 25 | 1 | | | 0.269 | 0.057692 | 3.24 | 78 | 10.4 | 159 |
| 16 | 10 | 5 | 25 | 0.5 | 31.36 | 9.408 | 0.268 | 0.067308 | 6.8 | 43 | 3.3 | 100 |
| 16' | 10 | 5 | 25 | 0.5 | | | 0.268 | 0.067308 | 6.81 | 44 | 3.2 | 120 |

TABLA A3.2. Resultados de las simulaciones realizadas con el modelo de superficie de respuesta

| Condición experimental | pH | Tiempo de contacto (min) | Dosis de ozono (mg/L) | Relación molar H ₂ O ₂ /O ₃ | Color residual (U Pt-Co) | % remoción | Turbiedad residual (UNT) | % de remoción | DQO residual (mg/L) | % remoción |
|------------------------|----|--------------------------|-----------------------|--|--------------------------|------------|--------------------------|---------------|---------------------|------------|
| A1 | 9 | 20 | 50 | 1 | 14.1 | 90.78 | 4.8 | 34.52 | 91.1 | 28.83 |
| B1 | 9 | 16.2 | 50 | 1 | 30.3 | 80.20 | 6 | 18.14 | 94.9 | 25.86 |
| B2 | 7 | 16.2 | 25 | 1 | 42.2 | 72.42 | 5.9 | 19.51 | 88.6 | 30.78 |
| C1 | 9 | 8.7 | 31.2 | 1 | 83.53 | 45.41 | 2.42 | 66.98 | 33.29 | 73.99 |
| D1 | 7 | 16.2 | 43.7 | 0.62 | 33.5 | 78.10 | 3.9 | 46.79 | 96.3 | 24.77 |
| D2 | 7 | 16.2 | 31.2 | 0.62 | 38.1 | 75.10 | 2.9 | 60.44 | 92.9 | 27.42 |
| E1 | 6 | 16.2 | 31.2 | 0.87 | 31.5 | 79.41 | 3.8 | 48.16 | 90.4 | 29.38 |
| E2 | 6 | 16.2 | 31.2 | 0.62 | 29.9 | 80.46 | 2.5 | 65.89 | 92.6 | 27.66 |
| F1 | 6 | 20 | 43.7 | 0.62 | 14.6 | 90.46 | 1.9 | 74.08 | 93.2 | 27.19 |
| F2 | 6 | 20 | 31.2 | 0.87 | 17.4 | 88.63 | 2.1 | 71.35 | 85.4 | 33.28 |
| F3 | 6 | 20 | 31.2 | 0.62 | 17.1 | 88.82 | 1.3 | 82.26 | 85.7 | 33.05 |
| G1 | 10 | 20 | 50 | 0.87 | 17.3 | 88.69 | 4.5 | 38.61 | 90.1 | 29.61 |
| G2 | 6 | 20 | 25 | 0.87 | 15.1 | 90.13 | 1.04 | 85.81 | 82.7 | 35.39 |
| H1 | 8 | 20 | 50 | 1 | 19.3 | 87.39 | 5.4 | 26.33 | 91.2 | 28.75 |
| H2 | 8 | 12.5 | 50 | 0.5 | 38.5 | 74.84 | 4.8 | 34.52 | 101.1 | 21.02 |
| J1 | 8 | 12.5 | 37.5 | 0.5 | 48.3 | 68.43 | 3.9 | 46.79 | 99.4 | 22.34 |
| L1 | 10 | 12.5 | 37.5 | 0.75 | 59.1 | 61.37 | 5.2 | 29.06 | 95.9 | 25.08 |
| M1 | 6 | 20 | 37.5 | 0.75 | 17.7 | 88.43 | 2.4 | 67.26 | 88.8 | 30.63 |
| N1 | 10 | 20 | 50 | 0.75 | 25.5 | 83.33 | 4.7 | 35.88 | 89.2 | 30.31 |
| N2 | 6 | 20 | 25 | 0.75 | 16.7 | 89.08 | 2.1 | 86.36 | 82.3 | 35.70 |
| N1 | 8 | 16.2 | 43.7 | 0.62 | 37.1 | 75.75 | 4.1 | 44.07 | 95.3 | 25.55 |
| N2 | 8 | 16.2 | 31.2 | 0.62 | 46.3 | 69.74 | 3.3 | 54.98 | 93.2 | 27.19 |
| O1 | 8 | 12.5 | 43.7 | 0.87 | 51.5 | 66.34 | 6.5 | 11.32 | 96.6 | 24.53 |
| O2 | 8 | 12.5 | 43.7 | 0.62 | 46.1 | 69.87 | 5 | 31.79 | 99 | 22.66 |
| P1 | 8 | 12.5 | 37.5 | 0.62 | 50.6 | 66.93 | 4.6 | 37.24 | 98.2 | 23.28 |
| Q1 | 9 | 12.5 | 37.5 | 0.75 | 56 | 63.40 | 5.3 | 27.69 | 96.4 | 24.69 |
| R1 | 7 | 16.5 | 37.5 | 0.75 | 37.6 | 75.42 | 4.1 | 44.07 | 93.3 | 27.11 |
| S1 | 7 | 16.2 | 43.7 | 0.75 | 35.9 | 76.54 | 4.7 | 35.88 | 94.8 | 25.94 |
| S2 | 7 | 16.2 | 31.2 | 0.75 | 39.3 | 74.31 | 3.5 | 52.25 | 91.8 | 28.28 |

Color inicial = 153 U Pt-Co
 Turbiedad inicial = 7.3 UNT
 DQO inicial = 153 mgO₂/L

TABLA A3.3. Resultados experimentales de ensayos realizados con las mejores condiciones seleccionadas con las simulaciones del modelo de superficie de respuesta

| Condición experimental | pH | Tiempo de contacto (min) | Dosis de ozono (mg/L) | Relación molar H ₂ O ₂ /O ₃ | Color residual (Pt-Co) | % remoción | Turbiedad residual (UNT) | % de remoción | DQO residual (mg/L) | % remoción |
|------------------------|----|--------------------------|-----------------------|--|------------------------|---------------|--------------------------|---------------|---------------------|------------|
| C1 | 9 | 8.7 | 31.2 | 1 | 83.53 | 45.41 | 2.42 | 66.98 | 33.29 | 73.99 |
| | 9 | 8.7 | 31.2 | 1 | 11.5 | 84.77 | 0.575 | 96.89 | 51.5 | 31.79 |
| F3 | 6 | 20 | 31.2 | 0.62 | 17.1 | 88.82 | 1.3 | 82.26 | 85.7 | 33.05 |
| | 6 | 20 | 31.2 | 0.62 | 1.5 | 98.01 | 0.225 | 98.78 | 55 | 27.15 |
| G2 | 6 | 20 | 25 | 0.87 | 15.1 | 90.13 | 1.04 | 85.81 | 82.7 | 35.39 |
| | 6 | 20 | 25 | 0.87 | 5.5 | 92.72 | 0.255 | 98.62 | 50.5 | 33.11 |
| N2 | 6 | 20 | 25 | 0.75 | 16.7 | 89.08 | 1 | 86.36 | 82.3 | 35.70 |
| N3 | 6 | 20 | 25 | 0.75 | 3.5 | 95.36 | 0.545 | 97.05 | 61.5 | 18.54 |
| | | | | Color inicial | 75.5 | Turb. inicial | 18.5 | DQO inicial | 75.5 | |

ANEXO A4

**Caracterización de los carbones
activados por observaciones en un
microscopio electrónico de barrido**

ANEXO A4. CARACTERIZACIÓN DE LOS CARBONES ACTIVADOS POR OBSERVACIONES EN UN MICROSCOPIO ELECTRÓNICO DE BARRIDO

Con el fin de caracterizar a los carbones activados de una manera más completa, se realizó un estudio al microscopio electrónico de barrido. El equipo utilizado fue un microscopio electrónico de barrido, marca PHILIPS XL20, que funciona con un voltaje de aceleración de 15 kvolts y está equipado con espectroscopía de rayos X por medio de dispersión de energía (E.D.S. ó Energy Dispersed Spectroscopy). Esta característica permite al equipo realizar análisis químico cuantitativo de las muestras observadas.

El carbón activado F400 presenta la granulometría más pequeña de los dos carbones minerales presentados y, en consecuencia, la mayor área específica. Este parámetro se incrementa además porque la superficie de sus partículas es menos lisa que aquella que se observa para el carbón LQ 1000 (Figura A4.1). Las partículas del F400 presentan además una mayor cantidad de pequeños gránulos adheridos a su superficie. Esta última característica también aumenta su área específica (Figura A4.2).

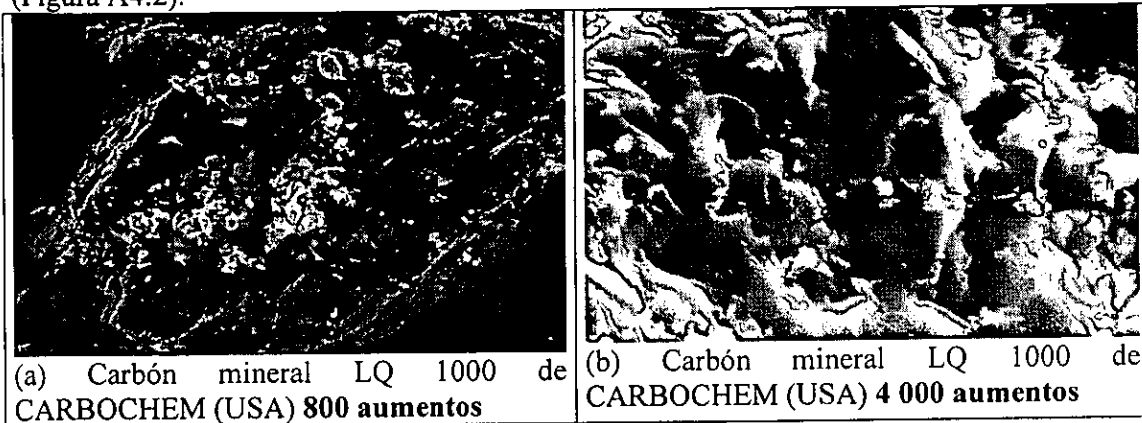


FOTO A4.1 Detalles al microscopio electrónico de barrido de una partícula de carbón activado

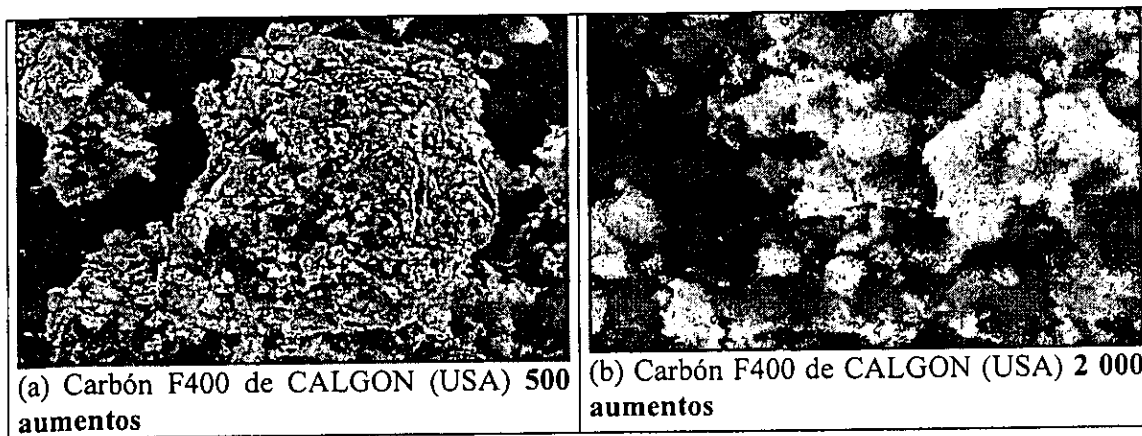


FOTO A4.2 Detalles al microscopio electrónico de barrido de la superficie de una partícula de carbón activado

ANEXO 5

Resultados del método de Fenton

ANEXO 5

Resultados del método de Fenton

ANEXO A5. RESULTADOS DEL MÉTODO DE FENTON

En las Tablas A5.1 y A5.2 se incluyen para cada parámetro de calidad del agua tres columnas, identificadas por A, B y P. Cada experimento se realizó por duplicado por lo que se tienen dos resultados A y B. En la columna P se presenta el promedio de ambos resultados.

TABLA A5.1. Experimentos para encontrar la mejor relación molar (análisis realizados a pH ácido)

| NO. EXP | RELACIÓN MOLAR | DOSIS mg/L (Fe ²⁺ :H ₂ O ₂) | pH | | | CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA mS/cm | | | SDT g/L | | | TURBIEDAD UNT | | | COLOR Pt-Co | | | DQO total (mg/L) | | |
|---------------|----------------|---|------|------|------|-------------------------------|------|------|---------|------|------|---------------|-----|-------|-------------|-----|-------|------------------|-----|-----|
| | | | A | B | P | A | B | P | A | B | P | A | B | P | A | B | P | A | B | P |
| Blanco | 0/0 | 0/0 | 4 | 4 | 4 | 1.9 | 1.9 | 1.9 | 0.95 | 0.95 | 0.95 | 118 | 118 | 118 | 180 | 180 | 180 | 370 | 370 | 370 |
| 1 | 0/1 | 0/50 | 3.99 | 3.98 | 4.0 | 1.89 | 1.89 | 1.89 | 0.95 | 0.95 | 0.95 | 112 | 104 | 108.0 | 134 | 134 | 134.0 | 341 | 325 | 333 |
| 2 | 0.5/1 | 25/50 | 3.2 | 3.24 | 3.22 | 1.99 | 2.01 | 2.00 | 1 | 1.01 | 1.01 | 7.6 | 5.2 | 6.40 | 59 | 75 | 67.00 | 121 | 98 | 110 |
| 3 | 1/1 | 50/50 | 3.17 | 3.17 | 3.17 | 2.03 | 2.03 | 2.03 | 1.02 | 1.02 | 1.02 | 3.9 | 3.9 | 3.90 | 56 | 45 | 50.50 | 108 | 108 | 108 |
| 4 | 1.75/1 | 75/50 | 3.11 | 3.24 | 3.18 | 2.04 | 2.04 | 2.04 | 1.02 | 1.03 | 1.03 | 3.5 | 3.5 | 3.50 | 61 | 65 | 63.00 | 123 | 108 | 116 |
| 5 | 2/1 | 100/50 | 3.23 | 3.22 | 3.23 | 2.02 | 2.03 | 2.03 | 1.02 | 1.02 | 1.02 | 4 | 5 | 4.50 | 56 | 61 | 58.50 | 151 | 165 | 158 |
| 6 | 3/1 | 150/50 | 3.21 | 3.21 | 3.21 | 2.03 | 2.02 | 2.03 | 1.02 | 1.02 | 1.02 | 3 | 3 | 3.00 | 60 | 60 | 60.00 | 172 | 195 | 184 |
| 7 | 4/1 | 200/50 | 3.15 | 3.16 | 3.15 | 3.15 | 3.16 | 3.16 | 1.02 | 1.02 | 1.02 | 3.8 | 5.3 | 4.55 | 59 | 47 | 53.00 | 181 | 184 | 183 |
| 8 | 5/1 | 250/50 | 3.16 | 3.15 | 3.15 | 3.16 | 3.15 | 3.16 | 1.03 | 1.02 | 1.03 | 6.2 | 5 | 5.60 | 52 | 43 | 47.50 | 193 | 193 | 193 |
| 9 | 6/1 | 300/50 | 3.16 | 3.16 | 3.16 | 3.16 | 3.16 | 3.16 | 1.01 | 1.01 | 1.01 | 5.7 | 5 | 5.35 | 44 | 54 | 49.00 | 214 | 241 | 228 |
| 10 | 7/1 | 350/50 | 2.95 | 2.95 | 2.95 | 2.95 | 2.95 | 2.95 | 1.03 | 1.03 | 1.03 | 2.8 | 3.3 | 3.05 | 50 | 59 | 54.50 | 190 | 197 | 194 |
| 11 | 8/1 | 400/50 | 2.93 | 2.91 | 2.92 | 2.93 | 2.91 | 2.92 | 1.03 | 1.03 | 1.03 | 2.6 | 4.5 | 3.55 | 50 | 52 | 51.00 | 210 | 241 | 226 |
| 12 | 9/1 | 450/50 | 2.9 | 2.91 | 2.91 | 2.9 | 2.91 | 2.91 | 1.04 | 1.04 | 1.04 | 5 | 3.5 | 4.25 | 44 | 52 | 48.00 | 243 | 221 | 232 |

TABLA A5.2. Experimentos para encontrar la mejor relación molar (análisis realizados a pH básico)

| NO. EXP | RELACIÓN MOLAR | DOSIS mg/L (Fe ²⁺ :H ₂ O ₂) | pH | | | CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA mS/cm | | | SDT g/L | | | TURBIEDAD UNT | | | COLOR Pt-Co | | | DQO total (mg/L) | | |
|---------|----------------|---|----|---|---|-------------------------------|------|------|---------|------|------|---------------|------|-------|-------------|-----|-------|------------------|-----|-----|
| | | | A | B | P | A | B | P | A | B | P | A | B | P | A | B | P | A | B | P |
| Blanco | 0/0 | 0/0 | 4 | 4 | 4 | 1.9 | 1.9 | 1.9 | 0.95 | 0.95 | 0.95 | 118 | 118 | 118 | 180 | 180 | 180 | 370 | 370 | 370 |
| 1 | 1/0 | 0/50 | 8 | 8 | 8 | 2.07 | 2.07 | 2.07 | 1.04 | 1.04 | 1.04 | 93.2 | 112 | 102.6 | 357 | 317 | 337.0 | 341 | 325 | 333 |
| 2 | 1/0.5 | 25/50 | 8 | 8 | 8 | 2.01 | 2.01 | 2.01 | 1.01 | 1.01 | 1.01 | 21.5 | 27.8 | 24.65 | 115 | 96 | 105.5 | 131 | 111 | 121 |
| 3 | 1/1 | 50/50 | 8 | 8 | 8 | 2.02 | 2.01 | 2.02 | 1.01 | 1.01 | 1.01 | 26.7 | 25.9 | 26.30 | 48 | 41 | 44.50 | 108 | 128 | 118 |
| 4 | 1/1.75 | 75/50 | 8 | 8 | 8 | 2.02 | 2.04 | 2.03 | 1.01 | 1.03 | 1.02 | 26.3 | 29.3 | 27.80 | 78 | 83 | 80.50 | 95 | 112 | 104 |
| 5 | 1/2 | 100/50 | 8 | 8 | 8 | 2.15 | 2.15 | 2.15 | 1.08 | 1.08 | 1.08 | 11 | 15 | 13.00 | 108 | 108 | 108.0 | 151 | 165 | 158 |
| 6 | 1/3 | 150/50 | 8 | 8 | 8 | 2.01 | 2.01 | 2.01 | 1.01 | 1.04 | 1.03 | 12 | 18 | 15.00 | 139 | 133 | 136.0 | 172 | 195 | 184 |
| 7 | 1/4 | 200/50 | 8 | 8 | 8 | 2.03 | 2.03 | 2.03 | 1.04 | 1.04 | 1.04 | 15.1 | 19 | 17.05 | 79 | 108 | 93.50 | 156 | 160 | 158 |
| 8 | 1/5 | 250/50 | 8 | 8 | 8 | 2.04 | 2.04 | 2.04 | 1.03 | 1.03 | 1.03 | 24.7 | 25.6 | 17.05 | 101 | 98 | 99.50 | 171 | 187 | 179 |
| 9 | 1/6 | 300/50 | 8 | 8 | 8 | 2.04 | 2.04 | 2.04 | 1.02 | 1.02 | 1.02 | 34 | 28.2 | 25.15 | 139 | 83 | 111.0 | 195 | 188 | 192 |
| 10 | 1/7 | 350/50 | 8 | 8 | 8 | 2.07 | 2.07 | 2.07 | 1.04 | 1.04 | 1.04 | 10 | 20 | 31.10 | 171 | 132 | 151.5 | 166 | 136 | 151 |
| 11 | 1/8 | 400/50 | 8 | 8 | 8 | 2.07 | 2.07 | 2.07 | 1.04 | 1.04 | 1.04 | 12 | 17 | 15.00 | 163 | 163 | 163.0 | 185 | 232 | 209 |
| 12 | 1/9 | 450/50 | 8 | 8 | 8 | 2.08 | 2.07 | 2.08 | 1.05 | 1.04 | 1.05 | 15 | 14 | 14.50 | 94 | 156 | 125.0 | 152 | 200 | 176 |

TABLA A5.3. Experimentos para obtener la mejor dosis

| Experimento | Dosis (mg/mg)/L | pH | Cond. mS/cm | SDT g/L | Turb. UNT | Color Pt-Co | DQO mg/L |
|-------------|-----------------|------|-------------|---------|-----------|-------------|----------|
| blanco | 0/0 | 4.00 | 1.9 | 0.95 | 118 | 180 | 370 |
| 1 | 10/10 | 3.79 | 2.18 | 1.095 | 23.85 | 140.5 | 324 |
| 2 | 15/15 | 3.60 | 2.25 | 1.13 | 17.05 | 104.5 | 200.5 |
| 3 | 20/20 | 3.50 | 2.27 | 1.14 | 13.6 | 87.5 | 175.5 |
| 4 | 25/25 | 3.49 | 2.26 | 1.14 | 4.45 | 41.5 | 170.5 |
| 5 | 30/30 | 3.41 | 2.27 | 1.14 | 3.6 | 46 | 168 |
| 6 | 35/35 | 3.39 | 2.31 | 1.16 | 3.2 | 34.5 | 168 |
| 7 | 40/40 | 3.39 | 2.05 | 1.03 | 4.09 | 44 | 162 |
| 8 | 45/45 | 3.37 | 2.04 | 1.03 | 4.09 | 44.5 | 161 |
| 9 | 50/50 | 3.35 | 2.06 | 1.03 | 4.1 | 49 | 152 |

TABLA A5.4. Resultados finales para obtener la mejor dosis de reactivos de Fenton

| Experimento (pH4) | Dosis (mg/mg)/L | pH | Cond. | STD | Turb. | Color | DQO |
|-------------------|-----------------|------|-------|-------|-------|-------|-------|
| blanco | 0/0 | 4.00 | 1.87 | 0.945 | 130 | 189 | 389.5 |
| 1 | 24/24 | 3.62 | 2.26 | 1.13 | 5.21 | 46.5 | 166 |
| 2 | 26/26 | 3.44 | 2.26 | 1.125 | 5.005 | 48 | 165.5 |
| 3 | 28/28 | 3.40 | 2.26 | 1.12 | 4.375 | 45 | 171.5 |
| 4 | 30/30 | 3.40 | 2.265 | 1.135 | 4.355 | 46 | 170.5 |

ANEXO A6

Resultados con el sistema piloto experimental

ANEXO A6. RESULTADOS CON EL SISTEMA PILOTO EXPERIMENTAL

TABLA A6.1. Cantidad residual de DQO en las corridas experimentales y promedio de las mismas en las diferentes etapas del piloto

| ELIMINACIÓN DE DQO (mgO ₂ /L) | | | | | | | |
|--|-------------------|-------|-------|-------|-------|-------|----------|
| Punto de muestreo | NÚMERO DE CORRIDA | | | | | | DES. ST. |
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | PROM. | |
| AB | 725.0 | 725.0 | 725.0 | 725.0 | 725.0 | 725.0 | 0.0 |
| RMRS | 177.0 | 160.0 | 180.0 | 153.0 | 173.0 | 168.6 | 11.6 |
| CSS | 141.0 | 137.0 | 162.0 | 154.0 | 168.0 | 152.4 | 13.3 |
| FAS | 147.0 | 131.0 | 156.0 | 154.0 | 153.0 | 148.2 | 10.2 |
| CAE | 136.0 | 131.0 | 153.3 | 156.0 | 161.0 | 147.5 | 13.2 |
| CAS | 140.0 | 118.0 | 137.3 | 148.0 | 152.0 | 139.1 | 13.2 |
| CCA | 58.0 | 77.0 | 103.3 | 122.0 | 118.0 | 95.7 | 27.5 |

TABLA A6.2 Eliminación de color en las corridas experimentales y promedio de las mismas en las diferentes etapas del sistema piloto

| ELIMINACIÓN DE COLOR (U. Pt-Co) | | | | | | | |
|---------------------------------|-------------------|-------|-------|-------|-------|-------|----------|
| Punto de muestreo | NÚMERO DE CORRIDA | | | | | | DES. ST. |
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | PROM. | |
| AB | 309.0 | 309.0 | 309.0 | 309.0 | 309.0 | 309.0 | 0.0 |
| RMRS | 31.0 | 36.0 | 30.7 | 37.0 | 36.0 | 34.1 | 3.0 |
| CSS | 30.0 | 28.0 | 23.3 | 34.0 | 31.0 | 29.3 | 4.0 |
| FAS | 27.0 | 28.0 | 36.3 | 35.0 | 34.0 | 32.1 | 4.3 |
| CAE | 56.0 | 39.0 | 36.7 | 46.0 | 38.0 | 43.1 | 8.0 |
| CAS | 46.0 | 29.0 | 48.3 | 32.0 | 31.0 | 37.3 | 9.1 |
| CCA | 28.0 | 19.0 | 28.7 | 22.0 | 26.0 | 24.7 | 4.1 |

TABLA A6.3. Eliminación de color en las corridas experimentales y promedio de las mismas en las diferentes etapas del sistema piloto

| ELIMINACIÓN DE TURBIEDAD (UNT) | | | | | | | |
|--------------------------------|-------------------|-------|-------|-------|-------|-------|----------|
| Punto de muestreo | NÚMERO DE CORRIDA | | | | | | DES. ST. |
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | PROM. | |
| AB | 157.0 | 157.0 | 157.0 | 157.0 | 157.0 | 157.0 | 0.0 |
| RMRS | 31.6 | 14.1 | 11.7 | 2.8 | 14.1 | 14.9 | 10.4 |
| CSS | 7.2 | 8.4 | 12.8 | 2.8 | 8.4 | 7.9 | 3.6 |
| FAS | 0.7 | 2.4 | 2.8 | 2.0 | 2.1 | 2.0 | 0.8 |
| CAE | 3.5 | 4.8 | 7.8 | 5.4 | 5.9 | 5.5 | 1.6 |
| CAS | 4.1 | 2.3 | 6.7 | 5.9 | 5.8 | 5.0 | 1.8 |
| CCA | 4.9 | 2.3 | 6.4 | 6.0 | 5.9 | 5.1 | 1.7 |

TABLA A6.4. Evolución del pH en las corridas experimentales y promedio de las mismas en las diferentes etapas del sistema piloto

| EVOLUCIÓN DEL pH | | | | | | | |
|-------------------|-------------------|-----|-----|-----|-----|-------|----------|
| Punto de muestreo | NÚMERO DE CORRIDA | | | | | | DES. ST. |
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | PROM. | |
| AB | 7.7 | 7.7 | 7.7 | 7.7 | 7.7 | 7.7 | 0.0 |
| RMRS | 3.5 | 2.3 | 2.7 | 3.2 | 3.4 | 3.0 | 0.5 |
| CSS | 3.7 | 3.0 | 2.8 | 3.2 | 3.4 | 3.2 | 0.3 |
| FAS | 3.6 | 3.5 | 2.9 | 3.2 | 3.2 | 3.3 | 0.3 |
| CAE | 8.1 | 8.4 | 8.4 | 8.6 | 8.5 | 8.4 | 0.2 |
| CAS | 8.2 | 8.5 | 8.7 | 8.6 | 8.5 | 8.5 | 0.2 |
| CCA | 8.3 | 8.5 | 8.7 | 8.6 | 8.6 | 8.5 | 0.1 |

TABLA A6.5. Evolución de la conductividad en las corridas experimentales y promedio de las mismas en las diferentes etapas del sistema piloto

| EVOLUCIÓN DE LA CONDUCTIVIDAD | | | | | | | |
|-------------------------------|-------------------|--------|--------|--------|--------|--------|----------|
| Punto de muestreo | NÚMERO DE CORRIDA | | | | | | DES. ST. |
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | PROM. | |
| AB | 1864.0 | 1864.0 | 1864.0 | 1864.0 | 1864.0 | 1864.0 | 0.0 |
| RMRS | 1922.0 | 2360.0 | 2473.3 | 2160.0 | 2470.0 | 2277.1 | 235.8 |
| CSS | 1881.0 | 2160.0 | 2483.3 | 2120.0 | 2490.0 | 2226.9 | 260.1 |
| FAS | 1928.0 | 1970.0 | 2363.3 | 2130.0 | 2360.0 | 2150.3 | 207.2 |
| CAE | 2170.0 | 2260.0 | 2486.7 | 2490.0 | 2490.0 | 2379.3 | 153.4 |
| CAS | 2180.0 | 2140.0 | 2543.3 | 2510.0 | 2560.0 | 2386.7 | 208.2 |
| CCA | 2020.0 | 2120.0 | 2500.0 | 2430.0 | 2469.0 | 2307.8 | 221.3 |

TABLA A6.6. Evolución de los sólidos disueltos totales en las corridas experimentales y promedio de las mismas en las diferentes etapas del sistema piloto

| EVOLUCIÓN DE LOS SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES | | | | | | | |
|--|-------------------|--------|--------|--------|--------|--------|----------|
| Punto de muestreo | NÚMERO DE CORRIDA | | | | | | DES. ST. |
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | PROM. | |
| AB | 907.0 | 0.0 | 907.0 | 907.0 | 907.0 | 725.6 | 405.6 |
| RMRS | 949.0 | 1190.0 | 1226.7 | 1070.0 | 1225.0 | 1132.1 | 120.7 |
| CSS | 930.0 | 1090.0 | 1256.7 | 1032.0 | 1269.0 | 1115.5 | 146.2 |
| FAS | 950.0 | 976.0 | 1190.0 | 990.0 | 1188.0 | 1058.8 | 119.7 |
| CAE | 1080.0 | 1120.0 | 1233.3 | 1210.0 | 1235.0 | 1175.7 | 71.2 |
| CAS | 1090.0 | 1060.0 | 1259.7 | 1235.0 | 1268.0 | 1182.5 | 99.5 |
| CCA | 1000.0 | 1050.0 | 1240.0 | 1140.0 | 1225.0 | 1131.0 | 105.5 |

TABLA A6.7. Continuación de la evolución de los sólidos disueltos totales

| EVOLUCIÓN DE LOS SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES | | | | |
|--|-------------------|--------|--------|----------|
| Punto de muestreo | NÚMERO DE CORRIDA | | | DES. ST. |
| | 5 | 6 | PROM. | |
| AB | 907.0 | 0.0 | 725.6 | 405.6 |
| RMRS | 949.0 | 1190.0 | 1132.1 | 120.7 |
| CSS | 930.0 | 1090.0 | 1115.5 | 146.2 |
| FAS | 950.0 | 976.0 | 1058.8 | 119.7 |
| CAE | 1080.0 | 1120.0 | 1175.7 | 71.2 |
| CAS | 1090.0 | 1060.0 | 1182.5 | 99.5 |
| CCA | 1000.0 | 1050.0 | 1131.0 | 105.5 |

TABLA A6.8. Evolución del nitrógeno amoniacal Kjeldahl en las corridas experimentales y promedio de las mismas en las diferentes etapas del sistema piloto

| EVOLUCIÓN DEL NITRÓGENO AMONIACAL KJELDAHL | | | | |
|--|-------------------|------|-------|----------|
| Punto de muestreo | NÚMERO DE CORRIDA | | | DES. ST. |
| | 5 | 6 | PROM. | |
| AB | 44.3 | 44.3 | 44.3 | 0.0 |
| RMRS | N/D | N/D | N/D | N/D |
| CSS | 39.6 | 39.8 | 39.7 | 0.1 |
| FAS | 34.5 | 38.5 | 36.5 | 2.8 |
| CAE | 25.8 | 22.8 | 24.3 | 2.1 |
| CAS | 22.7 | 19.4 | 21.1 | 2.3 |
| CCA | 22.5 | 19.2 | 20.9 | 2.3 |

Nota: Clave de los puntos de muestreo en el sistema piloto experimental considerando el método de Fenton como pretratamiento: **AB** = Tanque de almacenamiento de agua cruda, **RMLS** = Salida del reactor de mezclado lento, **CSS** = Salida de la columna de sedimentación, **FAS** = Salida del filtro de arena, **CAE** = Entrada de la columna de aeración, **CAS** = Salida de la columna de aeración, **CCA** = Salida de la columna de carbón activado

ANEXO A7

**Fotografías de las pruebas de
tratabilidad en régimen
discontinuo y en régimen continuo**

ANEXO A7. FOTOGRAFÍAS DE LAS PRUEBAS DE TRATABILIDAD EN REGÍMENES DISCONTINUO Y CONTINUO

A7.1 Estudio fotográfico de las pruebas de coagulación-floculación

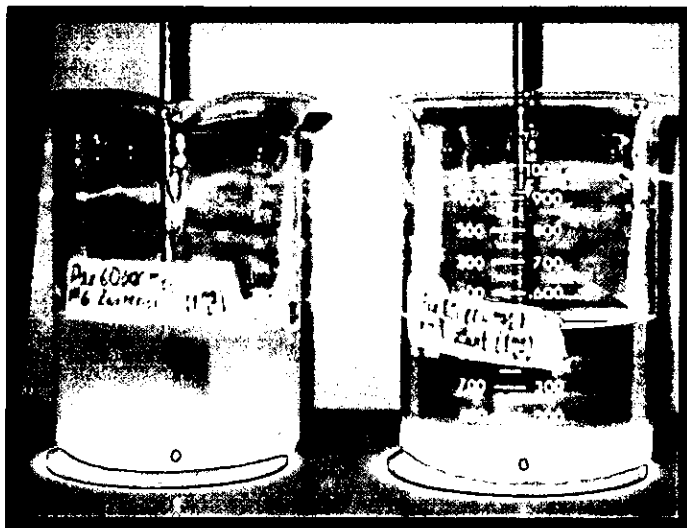


FOTO A7.1 Fase de sedimentación del agua residual con el coagulante PAX XL 60

Concentración del PAX XL60 = 100 mg/L y agente floculante zwitteriónico (1 mg/L) y pH de 6.0 y 9.0 de izquierda a derecha, respectivamente. Se observa claramente el efecto del pH cuando son utilizadas las mismas dosis de agentes floculante y coagulante.

A7.2 Estudio fotográfico de las pruebas de adsorción



FOTO A7.2 Reactores del proceso de adsorción con carbón activado (agitación magnética)

A7.3 Estudio fotográfico de las pruebas con el método de Fenton



FOTO A7.3 Pruebas de jarras con el método de Fenton



FOTO A7.4 Agua cruda (derecha) y agua después del tratamiento con el método de Fenton (izquierda)

A7.4 Estudio fotográfico de las pruebas de tratamiento en un sistema piloto continuo

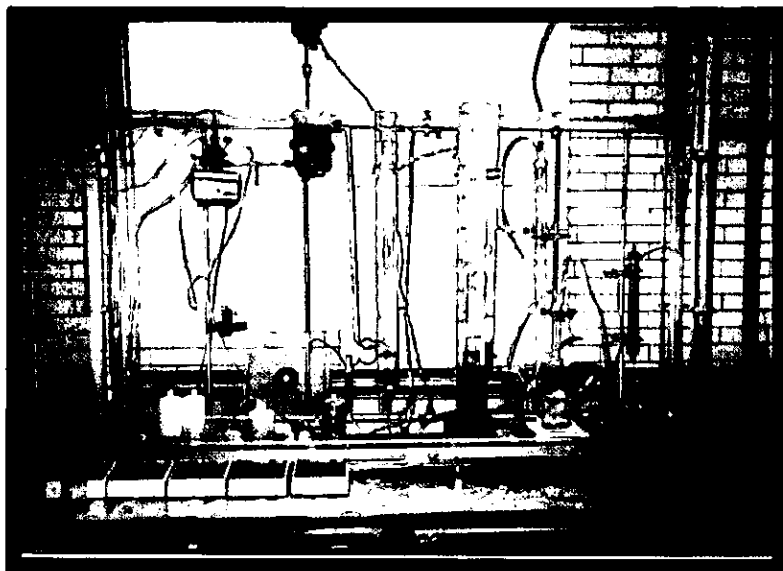


FOTO A7.5 Vista general del sistema piloto de laboratorio

Se puede observar de izquierda a derecha, los sistemas de agitación lenta y rápida, la columna de sedimentación, dos columnas de filtración, aeración y carbón activado.

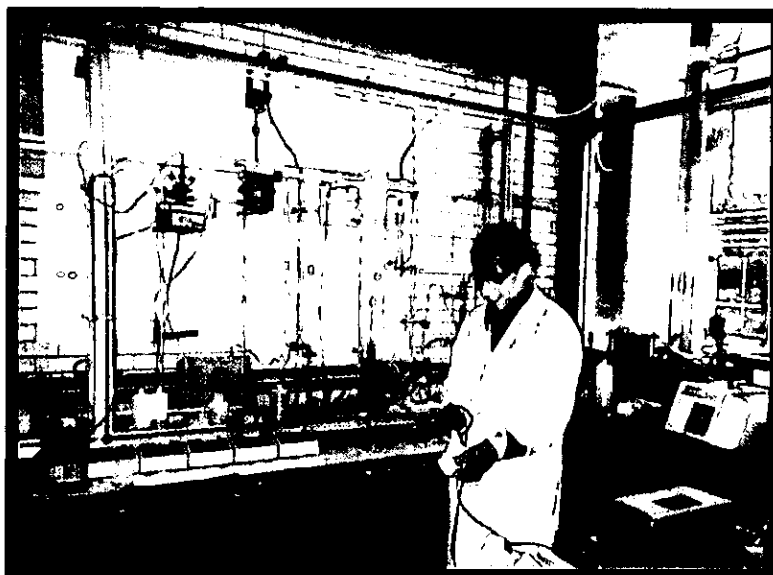


FOTO A7.6 Análisis monitorio y control del pH en el sistema piloto de laboratorio

ANEXO A8

**Disposición de los residuos
generados durante el
funcionamiento del sistema
piloto experimental**

ANEXO A8. DISPOSICIÓN DE LOS RESIDUOS GENERADOS DURANTE EL FUNCIONAMIENTO DEL SISTEMA PILOTO EXPERIMENTAL

Las pruebas de tratabilidad realizadas en este estudio fueron efectuadas en un laboratorio de investigación. De las pruebas experimentales y determinaciones analíticas realizadas se generaron residuos de los cuales a continuación se menciona su tratamiento y/o destino de los residuos.

TABLA A8.1 Residuos generados durante las pruebas de tratabilidad

| Experimentos realizados | Residuos producidos | Tratamiento y/o destino de los residuos |
|-----------------------------|---|--|
| Coagulación Floculación | Agua tratada | Descarga directa al drenaje sanitario de Cd. Universitaria |
| | Lodos generados | Almacenamiento y posteriormente descarga a la planta de tratamiento de Cd. Universitaria |
| Oxidación | Agua tratada | Descarga directa al drenaje sanitario de Cd. Universitaria |
| | Ozono en fase gas | Destrucción por medio de una reacción de óxido-reducción con una solución de KI |
| | Sol. oxidada de KI | Descarga directa al drenaje sanitario de Cd. Universitaria |
| Adsorción | Agua tratada | Descarga directa al drenaje sanitario de Cd. Universitaria |
| | Carbón utilizado | Se deposita en botes de basura |
| Reacción de Fenton | Agua tratada | Descarga directa al drenaje sanitario de Cd. Universitaria |
| | Solución de FeSO ₄ y H ₂ O ₂ | Almacenamiento y posteriormente descarga a la planta de tratamiento de Cd. Universitaria |
| | Lodos generados | Almacenamiento y posteriormente descarga a la planta de tratamiento de Cd. Universitaria |
| Sistema piloto experimental | Agua tratada | Descarga directa al drenaje sanitario de Cd. Universitaria |
| | Agua de retrolavado | Descarga directa al drenaje sanitario de Cd. Universitaria |
| | Lodos generados | Almacenamiento en depósitos previamente etiquetados |
| Agua sobrante | - | Almacenamiento y posteriormente descarga a la planta de tratamiento de Cd. Universitaria |

TABLA A8.2 Residuos generados de los análisis efectuados al agua residual y residual tratada

| Análisis realizados | Residuos producidos | Tratamiento y/o destino de los residuos |
|---|----------------------------------|--|
| DQO | Residuos de la DQO | Almacenamiento en depósitos previamente etiquetados |
| SAAM | Residuos del SAAM | Almacenamiento y posterior recuperación del solvente utilizado |
| pH, conductividad eléctrica, STD, Color | Agua cruda, pretratada y tratada | Descarga directa al drenaje sanitario de Cd. Universitaria |
| SST | Filtros de papel | Se depositan en botes de basura |
| | Agua cruda y tratada | Descarga directa al drenaje sanitario de Cd. Universitaria |

Los residuos almacenados son enviados por la Facultad de Química a incineración, mediante un convenio suscrito con una firma comercial

ANEXO A9

Predimensionamiento de los sistemas de tratamiento

ANEXO A9. PREDIMENSIONAMIENTO DE LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO

Los resultados obtenidos con el sistema piloto experimental permitieron demostrar la factibilidad técnica del tren de tratamiento propuesto para el tratamiento de las aguas residuales del Gran Canal y del Río Churubusco.

Se consideró importante tratar de trasladar la información obtenida con el piloto de laboratorio a las dimensiones de plantas de tratamiento reales, para cubrir las necesidades de agua tratada para la recarga artificial del acuífero del Valle de México. Para realizar lo anterior se recurrió a la consulta de bibliografía especializada en el diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales.

Si bien los datos obtenidos con el sistema piloto de laboratorio proporcionaron información valiosa en cuanto las eficiencias de tratamiento, para el dimensionamiento de una planta de tratamiento a la escala industrial se requeriría la construcción y operación de un sistema a la escala de planta piloto. Sobre todo teniendo en cuenta que el gasto de agua que deberá tratarse para una recarga artificial del acuífero del Valle de México será de $10 \text{ m}^3/\text{s}$, lo cual supera por mucho las dimensiones de las plantas de tratamiento convencionales. Por lo que las dimensiones de los sistemas propuestos en la presente sección se basan de manera significativa en valores recomendados en la literatura y en algunos datos del sistema piloto estudiado en el capítulo anterior.

La principal premisa en este trabajo para el predimensionamiento de los sistemas es que deberán construirse varias plantas de tratamiento y no una sola porque de lo contrario se obtendrían dimensiones que no son *a priori* viables para una planta de tratamiento. Por lo anterior se consideró razonable dimensionar una planta de tratamiento de $1 \text{ m}^3/\text{s}$ y, posteriormente, considerar la construcción de 10 plantas iguales. Este esquema se asemeja al de la planta potabilizadora "Los Berros", la cual fue diseñada para tratar $20 \text{ m}^3/\text{s}$. Esta planta cuenta con 6 módulos de tratamiento, los cuales constan a su vez con 4 trenes de tratamiento consistentes de un floculador, un sedimentador y de un filtro de arena.

A continuación se presenta para cada una de las etapas que constituyen el tren de tratamiento propuesto los criterios de diseño, el algoritmo de cálculo y los resultados obtenidos.

A9.1. REACTORES PARA EL MÉTODO DE FENTON

Los sistemas que se utilizan para aplicar el método de Fenton son equivalentes a los utilizados en los procesos de coagulación-floculación. Para estos últimos existen dos configuraciones básicas. La más común consiste en equipos donde se realizan por separado las operaciones de mezclado rápido, de mezclado lento y de sedimentación. La otra opción son los equipos donde las tres operaciones se realizan en un solo equipo. Estos últimos tienen la gran ventaja de ahorrar espacio con respecto a los equipos donde las tres operaciones se realizan por separado. Sin embargo, los sistemas de coagulación - floculación - sedimentación en un equipo generalmente son objeto de patente y por lo tanto su diseño no está disponible en la bibliografía. Además de que estos equipos están reservados al tratamiento de aguas con una composición relativamente constante en el tiempo, lo cual no es el caso de las aguas residuales del Gran Canal y del Río Churubusco. Con estas restricciones, el diseño propuesto consiste en el sistema clásico de etapas separadas de mezclado rápido, mezclado lento y sedimentación.

A9.1.1. Reactor de mezclado rápido

Los parámetros básicos para definir un sistema de mezclado rápido son: El tiempo de residencia, la geometría de los reactores (largo, ancho y profundidad), el tipo y diámetro de las propelas que serán utilizadas para la agitación y finalmente la energía que será requerida por los equipos de agitación. A continuación se presentan los criterios y ecuaciones que fueron utilizados para la definición y/o cálculo de los parámetros anteriormente mencionados.

Para el **volumen del reactor de mezclado rápido**, definido por la fórmula $V = Q \cdot t$, se utilizó el tiempo de residencia recomendado por la literatura igual a 20 segundos (Tabla 6.6 del libro Metcalf y Eddy, 1996).

En cuanto a la geometría, se seleccionó una configuración rectangular para facilitar la construcción de varios reactores. En general, se recomienda que la altura de los tanques de mezclado rápido sea de 1 a 1.25 veces el ancho del tanque. Con respecto al ancho y el largo, se recomienda que éstos sean iguales. Con estas consideraciones, el volumen de los tanques puede obtenerse con la siguiente expresión: $V = w \cdot w \cdot 1.25 \cdot w$; entonces el ancho w se obtiene con la fórmula siguiente, $w = (V/1.25)^{1/3}$. La altura del tanque es entonces: $Z = 1.25 \cdot w$.

Para especificar las condiciones de mezclado, se debe iniciar por seleccionar el gradiente de velocidad deseado y un tipo de agitador. Para el mezclado rápido los valores usuales de gradiente de velocidad (G) están comprendidos entre 700 y 1000 s^{-1} , siendo un valor común 750 s^{-1} . Entre los agitadores más comunes destacan los de tipo turbina con seis propelas. Un parámetro característico de los agitadores es la *constante del impulsor*, la cual depende del régimen hidrodinámico del medio. En un mezclado rápido, el régimen es turbulento ($Re > 10,000$). La constante del impulsor en régimen turbulento (K_T) para una turbina con seis propelas es igual a 5.75 (Tabla 4.1, Reynolds y Richards, 1996).

La **potencia requerida** se calcula con la ecuación siguiente: $P = G^2 \cdot \mu \cdot V$. En esta ecuación interviene la viscosidad (μ), el volumen del reactor (V) y el gradiente de velocidad medio (G). Con el valor de potencia calculado con la fórmula anterior, es posible calcular el diámetro del impulsor utilizando la siguiente expresión: $P = K_T \cdot N^3 \cdot D_i^5 \cdot \rho$. Donde K_T es la constante del impulsor, N son las revoluciones por segundo del agitador (2.5), D_i es el diámetro del agitador y ρ la densidad del agua.

Para el cálculo del número de **Reynolds**, la ecuación que aplica para reactores con agitación es la siguiente: $Re = (D_i^2 \cdot N \cdot \rho) / \mu$, en donde se incluye el diámetro del impulsor (D_i), el número de revoluciones por segundo del impulsor (N), la densidad (ρ) y viscosidad del medio (μ) (Metcalf y Eddy, 1996).

En la Tabla A9.1 se han agrupado los valores de las variables de diseño que se utilizaron para el dimensionamiento del reactor de mezclado rápido.

TABLA A9.1 Datos de diseño del reactor de mezclado rápido

| Datos | Clave | Unidades | Valor |
|---|----------------|--------------------|----------|
| Flujo de agua cruda | Q | m ³ /s | 1 |
| Densidad del agua (20°C) | ρ | kg/m ³ | 1000 |
| Viscosidad del agua (20°C) | μ | N.s/m ² | 1.01E-03 |
| Tiempo de residencia turbulento | t | s | 20 |
| Revoluciones del impulsor | N | rps | 2.5 |
| Gradiente de vel. medio, régimen turbulento | G | s ⁻¹ | 790 |
| Constante del impulsor a flujo turbulento | K _T | adim | 5.75 |

A9.1.2. Equipo floculador

Con base en las recomendaciones de la literatura, se seleccionó un equipo floculador de tipo rectangular con tres compartimentos, cada uno de ellos contando con cuatro agitadores de propela como el mostrado en la Figura A9.1. Estos agitadores son preferidos a los de turbina y de otros diseños debido a que garantizan un buen mezclado en los tanques sin romper de manera significativa los flocúlos formados (Reynolds y Richards, 1996).

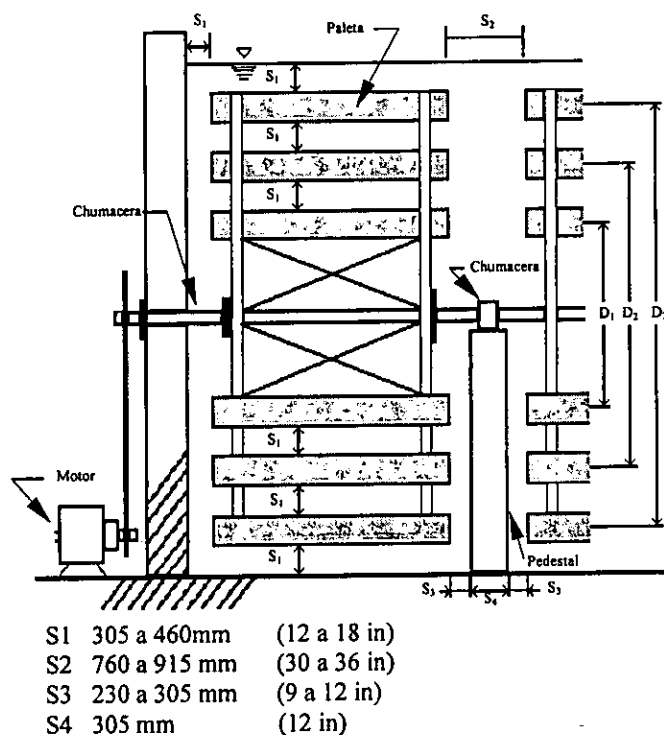


Fig. A9.1. Vista de perfil de un sistema floculador horizontal (vista frontal de las propelas de agitación) (Reynolds y Richards, 1996)

El diseño de estos equipos está basado en la correcta especificación de la geometría del tanque y de los agitadores de propela para cumplir con las siguientes recomendaciones heurísticas:

- El valor del producto GT debe estar comprendido entre 50,000 y 70,000
- La relación del área total de las propelas y el área transversal del floculador debe estar entre 0.15 y 0.20
- La velocidad de rotación periférica de la propela con respecto al agua debe ser inferior a 1 m/s.

Generalmente, para estos equipos se recomienda que se utilicen al menos tres compartimentos iguales, cada uno de ellos con un valor de G diferente, en orden decreciente.

El algoritmo de diseño de los equipos floculadores horizontales de flujo cruzado inicia con la selección del tiempo de residencia y del valor de G en cada uno de los compartimentos. Con el promedio del valor de G, se calcula el factor GT que caracterizará al equipo floculador. Posteriormente, se calcula el **volumen del tanque** en función del flujo y del tiempo de retención ($V=Q*t$). Enseguida, se selecciona una de las dimensiones del tanque, generalmente el ancho (w), con lo cual es posible obtener entonces el área del perfil del tanque ($L=Z$). Considerando que cada compartimento tiene el mismo largo y que éste es igual a la altura, el largo se obtiene con la raíz cuadrada de la división del área del perfil entre el número de compartimentos ($L_c=(L/n)^{0.5}$).

Previa selección de dimensiones estándar de las propelas del agitador, se calcula el área total que éstas tienen y se verifica que la relación entre el área de las propelas y la sección transversal del equipo floculador esté comprendida en el intervalo de valores recomendado. Posteriormente se calcula la **potencia** en cada compartimento con la fórmula $P=G^2*\mu*V$. La potencia para cada agitador se obtiene dividiendo la potencia anteriormente calculada entre el número de agitadores por compartimento, generalmente 4. La velocidad periférica de rotación de las propelas se calcula con otra expresión de la potencia, $P=CD*ap*\rho/2(v_1^3+v_2^3+v_3^3)$. En la expresión anterior se incluye el coeficiente de arrastre del agitador, CD, el cual depende de la relación área de propelas entre la sección transversal, CD tiene un valor de 1.5 para el intervalo de 0.15 a 0.20 de la relación del área de las propelas entre la sección transversal del tanque. Los términos v_1 a v_3 son las velocidades de rotación periféricas de las propelas exteriores, intermedias e interiores de cada agitador. **La velocidad de rotación** se calcula según la expresión: $v=(rps)(\pi*D/rev)*0.75$. En la ecuación anterior se incluyen las revoluciones por segundo del agitador (rps) (incógnita), el diámetro de separación entre las propelas (D) y el factor 0.75 considerando la velocidad relativa con respecto al agua. Se verifica que las velocidades de rotación periféricas relativas al agua sean inferiores a 0.1 m/s, en caso contrario se recomienzan los cálculos considerando otras dimensiones de la propela.

Los datos de diseño para el floculador se presentan en la Tabla A9.2.

TABLA A9.2 Datos de diseño del equipo floculador (Valores recomendados por Reynolds y Richards, 1996)

| Datos | Clave | Unidades | Valor |
|--|----------------|-----------------|-------------|
| Ancho del floculador | w | m | 15 |
| Número de compartimientos | n | adim | 3 |
| Número de propelas/compartimiento | np | adim | 4 |
| Ancho de cada propela | wp | m | 0.2 |
| Largo de cada propela | lp | m | 3 |
| Área de cada propela | ap | m ² | 0.6 |
| Área total de propelas/comp | atp | m ² | 14.4 |
| Coefficiente de arrastre | CD | adim | 1.5 |
| Velocidad de rotación propela | v | m/s | 0.09 - 0.91 |
| Diámetro de separación de paletas externas | D ₁ | m | 4.47 |
| Diámetro de separación paletas intermedias | D ₂ | m | 3.25 |
| Diámetro de separación de paletas internas | D ₃ | m | 2.04 |
| Gradiente de velocidad (promedio) | G | s ⁻¹ | 23.33 |

A9.2. SEDIMENTADOR

Existen diferentes tipos de sedimentadores de acuerdo al tipo de partículas y al tipo de sedimentación de las mismas. La configuración comúnmente utilizada en las operaciones de coagulación-floculación son los tanques rectangulares, ya que éstos son hidráulicamente más estables que los sedimentadores circulares.

El **área total requerida** es función del gasto y de la carga hidráulica, $AS = Q \cdot CH$. Las dimensiones del tanque se basan en las siguientes relaciones (Samurawa, 1991):

- Relación del tanque largo: ancho >4:1
- Relación del tanque largo: profundidad >15:1

El **tiempo de retención** está determinado por las dimensiones (volumen) del tanque así como del gasto. Se recomienda que este valor no sea inferior a 2 horas. La profundidad del tanque se puede seleccionar preliminarmente en función de la profundidad del equipo floculador del cual el sedimentador recibirá el efluente.

Para comprobar las dimensiones del tanque también se utiliza la **velocidad de flujo**, $v = Q/A$, cuyo valor tiene que ser menor de 0.0183 m/s. El **Número de Reynolds**, $Re = v \cdot R / \nu$, tiene que ser menor a 18,000 el cual es a su vez proporcional a velocidad de flujo (v), al radio hidráulico e inversamente proporcional a la viscosidad (cinemática). El **radio hidráulico**, es función del área y del perímetro mojado $R = A/P$. El **perímetro mojado**, es dos veces el ancho del tanque más la profundidad del tanque $P = 2 \cdot w + p$. El **Número de Froude**, tiene que ser mayor a 10^5 y es función de la velocidad de flujo, de la gravedad y del radio hidráulico, $Fr = v^2/g \cdot R$.

En la Tabla A9.3 se resumen los datos utilizados para el diseño del sedimentador.

TABLA A9.3 Datos de diseño para el sedimentador (Kawuamura, 1991)

| Datos | Clave | Unidades | Valor |
|----------------------------|----------------|-----------------------------------|-------------|
| Gasto | Q | m ³ /s | 1 |
| Velocidad de sedimentación | v _s | cm/s | 0.25 |
| | | m/s | 0.00025 |
| Carga hidráulica | CH | m ³ /m ² *d | 40 |
| | | m ³ /m ² *s | 0.000462963 |
| Viscosidad cinemática 20°C | v | m ² /s | 1.01E-06 |
| Ancho del tanque | w tanque | m | 15 |
| Profundidad del tanque | p tanque | m | 6 |

A9.3. FILTRO DE ARENA

Para la filtración del agua clarificada, se seleccionaron los filtros de arena de alta tasa con lecho dual antracita – arena (Reynolds y Richards, 1996).

El cálculo del **área total de filtración**, está en función del gasto del agua a tratar y de la carga hidráulica ATF= Gasto/Carga.

Para la **caída de presión** se utiliza la Ecuación de Rosen:

$$\Delta p/L = (1.067/\phi) * (CD/g) * (v_a^2/\epsilon^4) * (1/dp).$$

En esta ecuación se utiliza el factor de forma (ϕ), el coeficiente de arrastre (CD), la constante de gravedad (g), la velocidad lineal (v_a), la porosidad (ϵ) y el diámetro de partícula (dp).

Para el **coeficiente de arrastre (CD)** se tienen las siguientes condiciones:

$$\begin{aligned} \text{Si } Re < 1 & \rightarrow CD = 24/Re \\ \text{Si } 1 < Re < 10000 & \rightarrow CD = 24/Re + 3/Re^{0.5} + 0.34 \end{aligned}$$

En el retrolavado la **velocidad de sedimentación**, $v_s = [4 * g / (3 * CD) * (\rho_r - 1) * d]^{0.5}$, es función de la gravedad (g), del coeficiente de arrastre (CD), de la densidad relativa (ρ_r) (arena ó antracita) y del diámetro de la partícula (dp).

La **velocidad ascendente del agua de retrolavado**, $v_b = v_s * 4.5$, es 4.5 veces la velocidad de sedimentación.

La **altura del lecho expandido**, $De = [(1 - \epsilon) / (1 - (v_b/v_s)^{0.22})] * D$, utiliza la porosidad de la arena y/o antracita (ϵ), la velocidad de sedimentación (v_s), la velocidad ascendente del agua de retrolavado (v_b) y la altura del lecho de la arena y antracita (D).

La **porosidad del lecho expandido** $\epsilon = (v_b/v_s)^{0.22}$, es función de la velocidad de sedimentación y de la velocidad ascendente del agua de retrolavado.

La **pérdida de presión en el retrolavado**, $\Delta Pr = (\rho_r - 1) * (1 - \epsilon) * D$, varía de acuerdo a la densidad relativa (arena, antracita), a la porosidad y a la altura del lecho de la arena y antracita.

La **altura total del lecho mínima**, $D_{tot} = D_{an} + D_a + D_{et}$, es la suma de la altura del lecho de arena, antracita y la altura del lecho expandido.

En la Tabla A9.4 se presentan los intervalos recomendados de los valores de las variables más importantes en el diseño de filtros de arena de alta tasa de lecho dual arena – antracita, para el tratamiento de aguas residuales pretratadas químicamente.

TABLA A9.4 Recomendaciones de diseño de filtro de lecho dual arena –antracita para tratamiento de aguas residuales pretratadas químicamente (Reynolds y Richards, 1996)

| Concepto | Valores |
|--|---|
| Carga hidráulica en operaciones de coagulación-floculación- filtración | 0.00136 m ³ /s-m ² u 0.00679 m ³ /s-m ² típico 0.00340 m ³ /s-m ² |
| Alturas de lecho | Antracita: 0.30 – 0.61 m Arena: 0.15 – 0.31 m |
| Tamaño efectivo | Antracita: 0.8 –2.0 mm Arena: 0.4 –0.8 mm |
| Coefficiente de uniformidad | Antracita: 1.3 a 1.8 Arena: 1.2 –1.6 |
| Factores de forma | Esferas: 1 Arena bordes redondos: 0.82 Arena bordes afilados: 0.73 Arena promedio: 0.75 |
| Pesos específicos | Antracita: 1.2 a 1.6 Arena: 2.65 Grava: 4.5 |
| Pérdidas de presión en un filtro limpio | 0.15 a 0.46 m |
| Pérdida de presión a la cual inicia el retrolavado | 0.9 –1.8 |
| Flujo de agua de retrolavado | 0.00102 a 0.00136 m ³ /s-m ² |
| Expansión del lecho de arena | 20 – 50 % |
| Cantidad de agua requerida para el retrolavado | 1 a 5 % del agua filtrada siendo el valor típico entre 2 y 3 % |
| Tiempo de retrolavado | 3 –10 minutos |
| Relación ancho - largo | 1:1.5 a 1:2 |
| Área máxima recomendada | 195 m ² |

En la Tabla A9.5 se resumen los datos que fueron utilizados para el diseño de los filtros de arena.

TABLA A9.5 Datos de diseño de los filtros de arena de lecho dual arena- antracita

| Datos | Clave | Unidades | Valor |
|-------------------------------|-----------------------|-----------------------------------|----------|
| Gasto | Q | m ³ /s | 1 |
| Velocidad lineal | v _s | m ³ /m ² -s | 0.0034 |
| Densidad del agua a 20°C | ρ | kg/m ³ | 1000 |
| Viscosidad cinemática 20°C | v | m ² /s | 1.01E-06 |
| Viscosidad dinámica 20°C | μ | N*m/s | 1.01E-03 |
| Área máxima de filtración | AMF | m ² | 150 |
| Antracita | | | |
| Tamaño efectivo antracita | d _{an} | m | 0.0012 |
| Factor de forma antracita | φ _{an} | adim | 0.75 |
| Porosidad efectiva antracita | ε _{an} | adim | 0.4 |
| Altura del lecho de antracita | D _{an} | m | 0.5 |
| Densidad relativa antracita | pr _{an} (pr) | adim | 2.65 |
| Arena | | | |
| Tamaño efectivo arena | d _a | m | 0.00055 |
| Factor de forma arena | φ _a | adim | 0.82 |
| Porosidad efectiva arena | ε _a | adim | 0.45 |
| Altura del lecho de arena | D _a | m | 0.5 |
| Densidad relativa arena | pr _a (pr) | adim | 2.65 |

A9.4. TORRES DE AERACIÓN

Para el predimensionamiento de las torres de aeración se utilizó el algoritmo, ecuaciones y criterios de diseño recomendados por Freeman (1990) y por Davis y Cornwell (1991). El algoritmo de cálculo es el siguiente:

- Seleccionar un empaque del que se conozcan buenos resultados de funcionamiento
- Seleccionar un diámetro de torre que permita obtener una carga hidráulica comprendida entre $0.0059 - 0.0177 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ [$10 - 30 \text{ gpm/ft}^2$]
- Seleccionar un flujo tal que se obtenga un factor de aeración de 5 a 10
- Determinar el número de unidades de transferencia a partir del factor de aeración y de la eficiencia de remoción requerida
- Determinar la altura de una unidad de transferencia utilizando el modelo de Onda (Freeman, 1990).
- Determinar la altura del empaque
- Optimar la altura de la torre repitiendo la secuencia anterior variando el flujo de aire, el diámetro de la torre y las características del empaque.

Las ecuaciones utilizadas para el predimensionamiento de las torres de aeración se presentan a continuación:

Ecuaciones de equilibrio

Balance de materia general: $L_{Ma}X_2 + GY_1 = L_{Ma}X_1 + GY_2$

Flujo molar del agua: $L_{Ma} = Q \cdot 1000/18$

Fracción mol de NH_3 en el agua a la entrada: $X_2 = [C_2/1E6/17]/[(1/18)+C_2/1E6/17]$

Fracción mol de NH_3 en el agua a la salida: $X_1 = [C_1/1E6/17]/[(1/18)+C_1/1E6/17]$

Fracción mol de NH_3 en el aire entrada $Y_1=0$

Fracción mol de NH_3 en el aire salida $Y_2=H \cdot X_2$

En donde: la **constante de Henry** se calcula de la relación aire/agua teórica $H = (X_2 - X_1)/(Y_2 - Y_1) = G/L$, según los datos del equilibrio de NH_3 a 20°C (Davis y Cornwell, 1991).

El gasto teórico del aire $Q_{\text{aire}} = H \cdot Q_M$, se calcula multiplicando la constante de Henry (H) por el flujo molar del agua (L_{Ma}). El **gasto de diseño** de aire es 1.75 veces el gasto teórico del aire $G_{\text{aire}} = 1.75 \cdot G$.

El cálculo del **factor de aeración** $S = H \cdot G_{\text{aire}}/L_{Ma}$, utiliza el gasto de diseño del aire, la constante de Henry y el flujo molar del agua.

El **número de unidades de transferencia** se calcula con la ecuación siguiente:

$$NUT = [S/(S-1)] \cdot \ln \left[\frac{(X_2 - Y_1/H)/(X_1 - Y_1/H) \cdot (S-1) + 1}{S} \right]$$

Para el cálculo de la **altura de las unidades de transferencia** $AUT = L_m/(\rho L \cdot K_{La})$ se utiliza una masa velocidad, L_m , de $13.6 \text{ kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ que es función directa de la carga hidráulica y un K_{La} supuesto de $1.50E-05 \text{ s}^{-1}$ y la densidad del agua (datos recomendados por Freeman, 1990).

Así como:

La **altura de la torre** $Z = AUT \cdot NUT$, se determina con el producto del número de unidades de transferencia y la altura de las unidades de transferencia.

El **área de la torre** es función del gasto y de la carga hidráulica, de donde se determina el Número de torres (Nt) y el flujo de cada torre, $ATA = Q/Lm$.

Finalmente, el **diámetro de la torre**, es función de la geometría de la torre y se calcula con la siguiente expresión $D = [(A/(4 \cdot \pi))]^{0.5}$. Freeman (1990) recomienda como diámetro máximo un valor de 4 m. En este trabajo se utilizó este valor para el diseño de las torres.

En la Tabla A9.6 se resumen los datos utilizados para el diseño de las torres de aeración.

TABLA A9.6 Datos de diseño de las torres de aeración (Freeman, 1990)

| Datos | Clave | Unidades | Valor |
|--|-----------------|-----------------------------------|---------|
| Gasto del agua | Q | m ³ /s | 1 |
| Densidad del agua a 20 °C | ρ_{H_2O} | kg/m ³ | 1000 |
| Conc. NH ₃ en el agua a tratar | C2 | mg/L | 50 |
| Conc NH ₃ (NOM-127) | C1 | mg/L | 0.61 |
| Temperatura | T | °C | 20 |
| Presión Total | Pt | kPa | 101.325 |
| Densidad del aire | ρ aire | kg/m ³ | 1.205 |
| Constante de Henry | H | kmol aire/ kmol H ₂ O | 0.7886 |
| Carga hidráulica recomendada (Reynolds y Richards, 1996) | CH | gmp/ft ² | 20 |
| | | m ³ /m ² *s | 0.01358 |
| Masa velocidad | Lm | kg/m ² *s | 13.58 |
| Coef. total de transf. de masa para la fase líquida | K _{La} | s ⁻¹ | 1.5e-05 |

A9.5. FILTRO DE CARBÓN ACTIVADO

Es común utilizar para el diseño de filtros de carbón activado las ecuaciones desarrolladas por Bohart y Adams (Eckenfelder, 1989). Para las columnas de carbón activado se tiene como valor típico de velocidad hidráulica 0.20 m³/(min m²) [5 gal/(min · ft²)]. El tiempo de operación está en función del tiempo utilizado para regenerar una columna agotada. En columnas industriales en operación continua el tiempo de operación debe ser mayor a 24 horas.

Bohart y Adams desarrollaron una relación, basados en una teoría de velocidad de reacción superficial:

$$\ln(Co/C_B - 1) = \ln[\exp(K No X / v) - 1] - K Co t$$

Donde:

t = Tiempo de servicio, h

v = Velocidad lineal, m/h

X = Profundidad de lecho, m

K = Constante de velocidad de adsorción, m³/kg de soluto · h

No = Capacidad de adsorción, kg de soluto/m³ de carbón

Co = Concentración del adsorbato en el influente, kg/m³

C_B = Concentración de "adsorbato" permisible en el efluente, kg/m³:

Dado que $\exp(K \text{ No } X / v)$ es mucho más grande que la unidad, se puede usar la siguiente aproximación:

$$\exp(K \text{ No } X / v) - 1 \approx \exp(K \text{ No } X / v)$$

Combinando las dos ecuaciones anteriormente presentadas se obtiene:

$$t = [\text{No}/(\text{Co } v)] [X - v \ln (\text{Co}/\text{C}_B - 1) / (K \text{ No})]$$

La profundidad del lecho teóricamente suficiente para prevenir la fuga del "adsorbato" en el tiempo inicial, $t = 0$, está definida como la profundidad de lecho crítica y es determinada con la siguiente ecuación (cuando $t = 0$):

$$X_0 = v \ln(\text{Co}/\text{C}_B - 1) / (K \text{ No})$$

Otra manera de entender el concepto de profundidad de lecho crítica es visualizándola como la profundidad mínima de lecho requerida para obtener la calidad deseada en el efluente en el tiempo cero.

La capacidad de adsorción puede ser determinada a partir de la pendiente de una gráfica lineal de t vs X , la constante de velocidad es calculada a partir de la ordenada al origen de esta gráfica.

$$\text{Ordenada al origen} = b = - \ln(\text{Co}/\text{C}_B - 1) / (\text{Co } K)$$

Algoritmo de cálculo de columnas de carbón activado

- De pruebas piloto determinar No , K y v
- Calcular X_0 , la altura del lecho X la cual debe ser mayor que X_0
- Calcular el diámetro de la columna

En la Tabla A9.7 se resumen los datos utilizados para el diseño de las unidades de carbón activado (Eckenfelder, 1989)

TABLA A9.7 Datos de diseño de las unidades de carbón activado

| Datos | Clave | Unidades | Valor |
|--------------------------------|-------|-----------------------------------|----------|
| Gasto | Q | m ³ /s | 1 |
| Velocidad lineal del agua | v | m ³ /m ² -s | 0.0034 |
| Capacidad de adsorción máx | qmax | kg/m ³ | 1125 |
| Viscosidad cinemática 20°C | v | m ² /s | 1.01E-06 |
| Viscosidad dinámica 20°C | μ | N*m/s | 1.14E-03 |
| Concentración del influente | Co | kg/m ³ | 0.14 |
| Concentración del efluente | Cb | kg/m ³ | 0.007 |
| Porosidad efectiva | ean | adim | 0.4 |
| Densidad del carbón activado | ρCA | kg/m ³ | 450 |
| Velocidad de adsorción | K | L/(mg min) | 354 |
| | | m ³ /(kg s) | 0.0062 |
| Tiempo de retención hidráulico | t | s | 600 |
| Ancho disponible | w | m | 30 |

A9.6 RESUMEN DEL DIMENSIONAMIENTO DEL SISTEMA PILOTO EXPERIMENTAL

A continuación se presenta un resumen de los datos obtenidos para el predimensionamiento de los sistemas incluidos en cada una de plantas de tratamiento con una capacidad de $1 \text{ m}^3/\text{s}$ (Figuras A9.2 a A9.7).

En el Anexo A10 se presenta para cada una de las etapas de tratamiento que conforman la planta de tratamiento propuesta una hoja de Excel en la que se incluyen los datos y ecuaciones de diseño. En dichas hojas se indican los resultados finales, obtenidos de los cálculos realizados modificando variables hasta cumplir con los criterios de diseño anteriormente presentados.

Al final de esta sección se incluyen dos vistas, una superior (plan) y otra lateral de la planta de tratamiento propuesta en la que se incluyen las dimensiones calculadas de los equipos (Figuras A9.8 y A9.9)

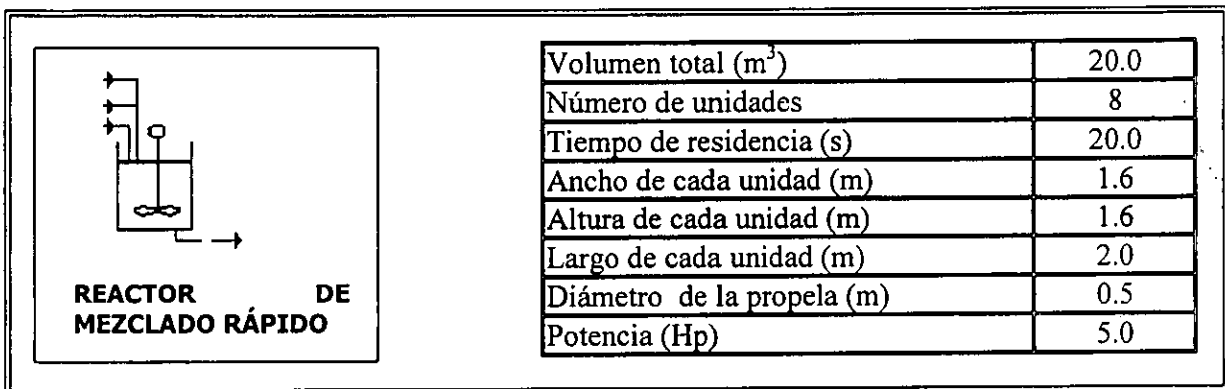


Fig. A9.2. Resumen del cálculo para el reactor de mezclado rápido

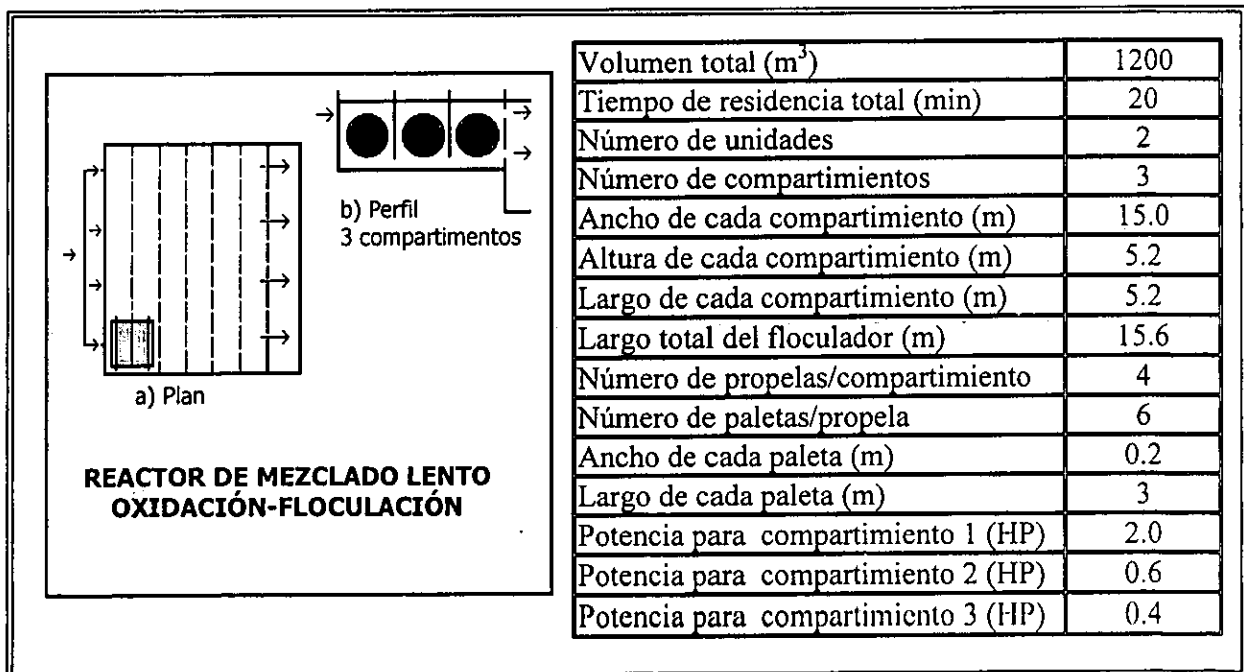


Fig. A9.3. Resumen del cálculo del reactor de mezclado lento

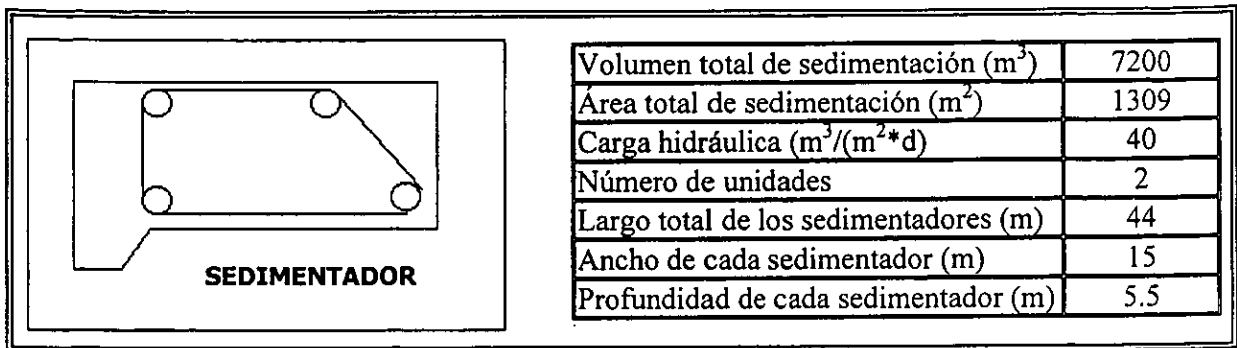


Fig. A9.4. Resumen del cálculo del sedimentador

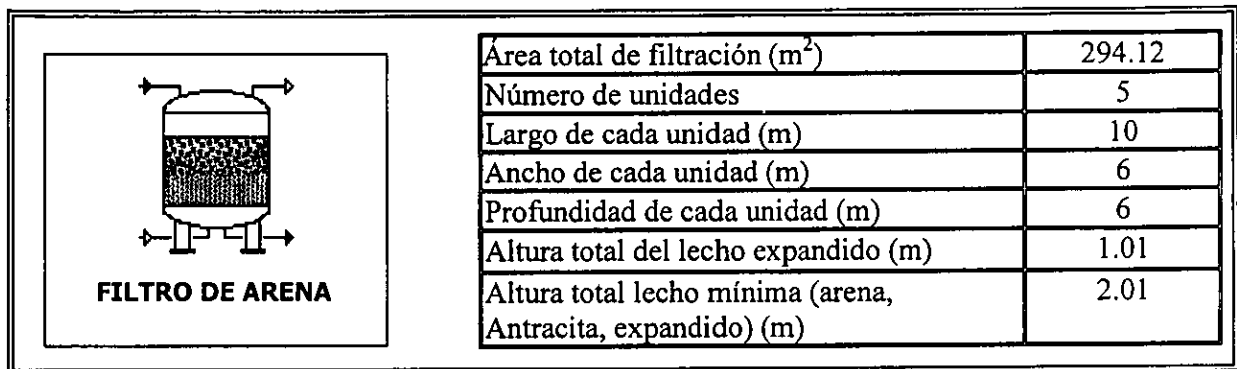


Fig. A9.5. Resumen del cálculo de los filtros de arena

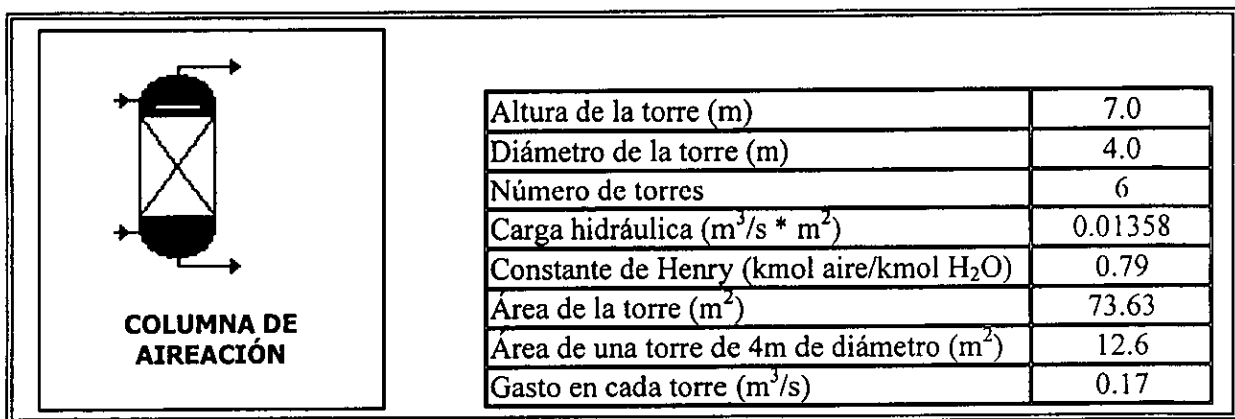


Fig. A9.6. Resumen del cálculo de las torres de aeración

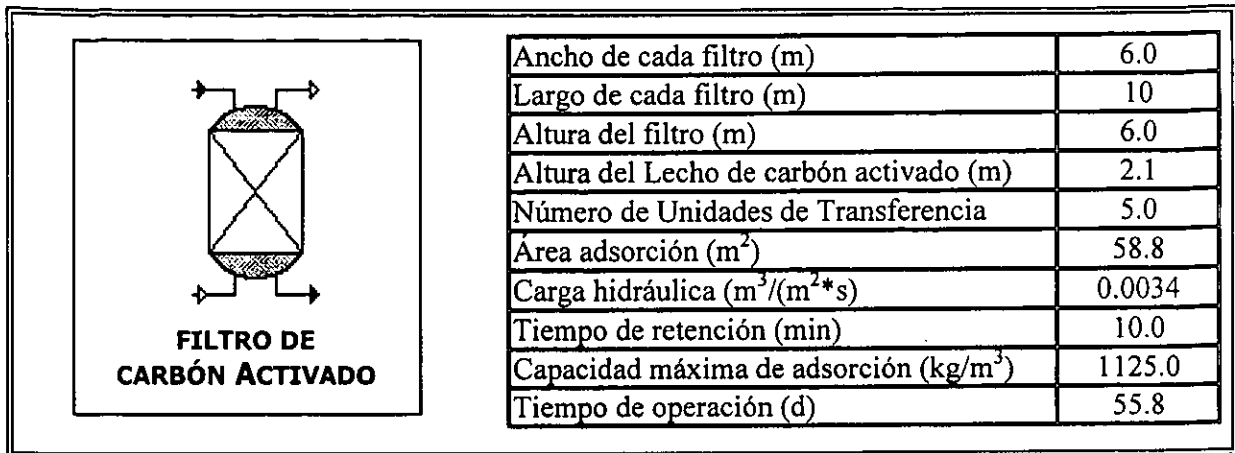


Fig. A9.7. Resumen del cálculo de los filtros de carbón activado

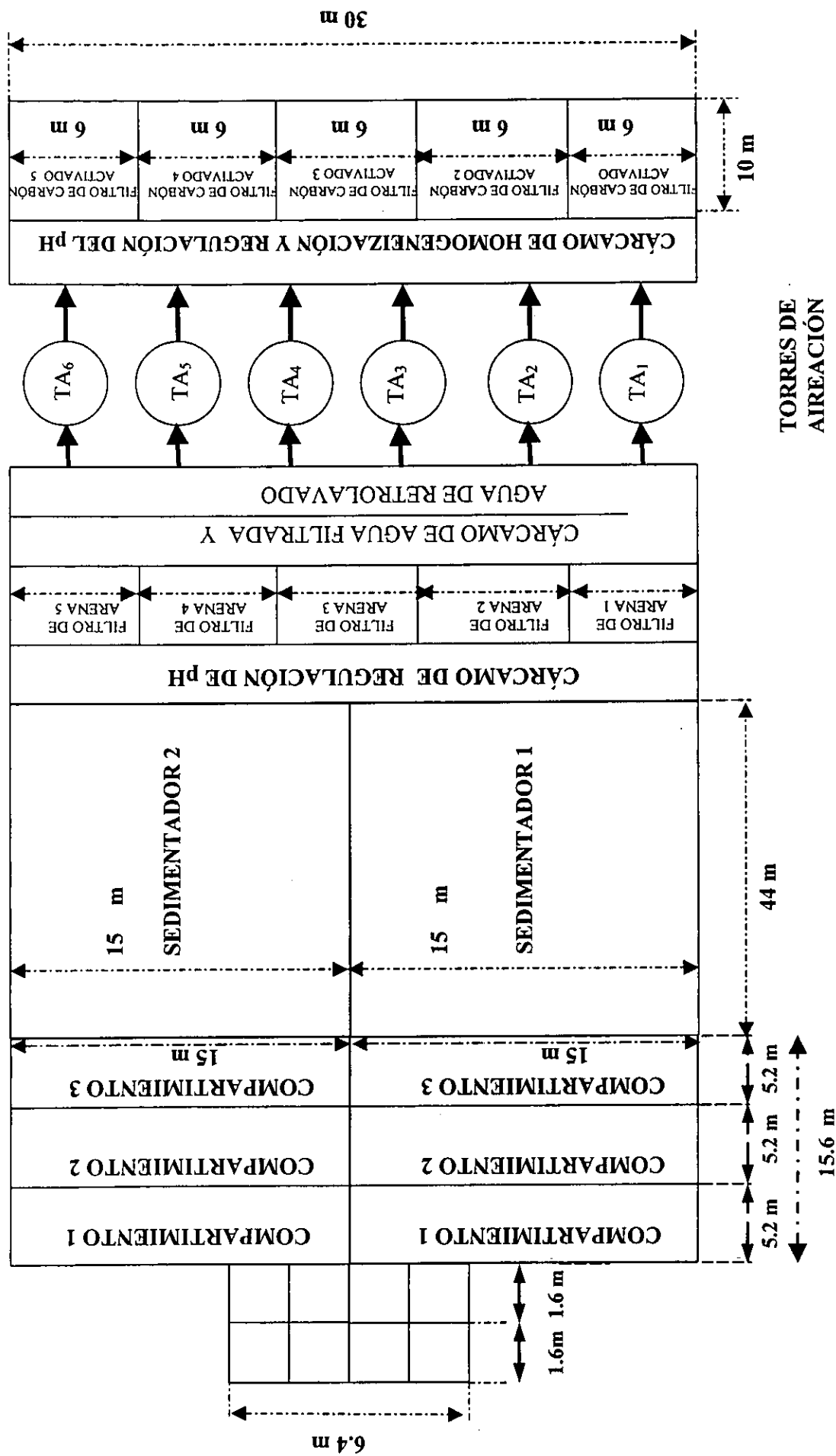


Fig. A9.8. Vista superior de la planta de tratamiento propuesta

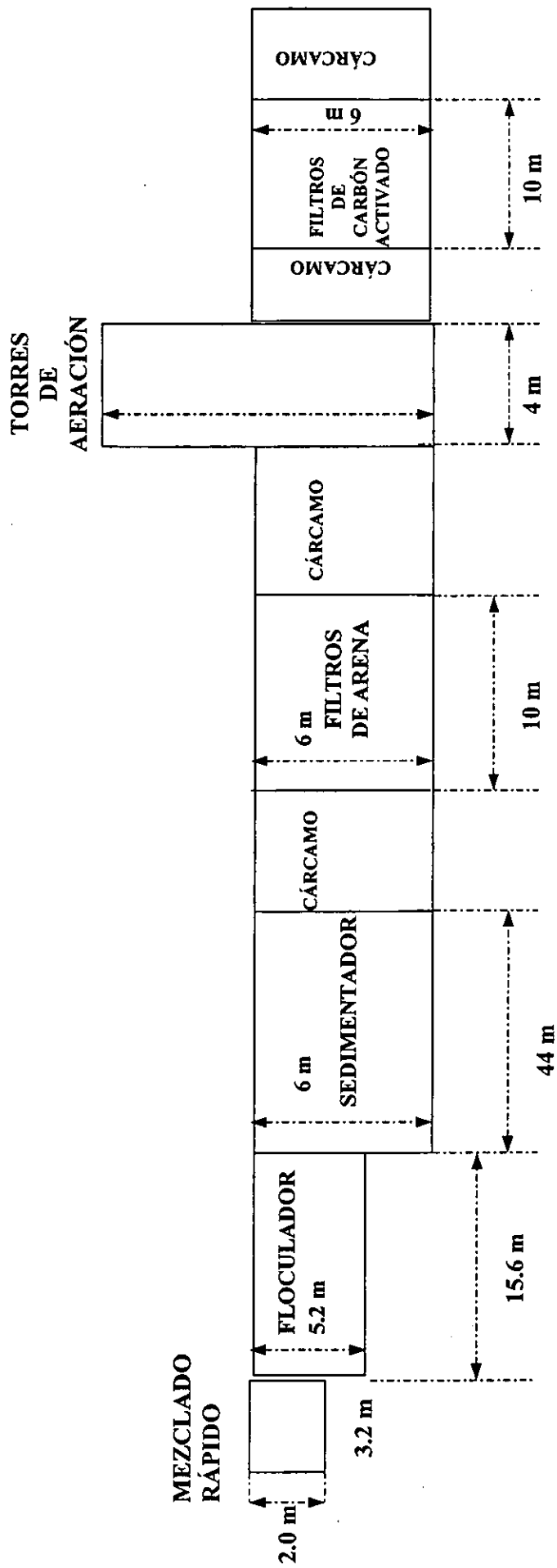


Fig. A9.9. Vista lateral de la planta de tratamiento propuesta

ANEXO A10

**Hojas de cálculo en Excel utilizadas
para el predimensionamiento de una
planta de 1 m³/s**

TABLA A10.1 Hoja de Excel para el cálculo del mezclador rápido

PREDIMENSIONAMIENTO DE LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO

REACTOR DE MEZCLADO RÁPIDO

Ecuaciones

- Volumen del reactor (rectangular) $V = Q \cdot t$
- Ancho del reactor (geometría cuadrada) $w = (V/1.25)^{1/3}$
- Altura del reactor $Z = 1.25 \cdot w$
- Potencia $P = G^2 \cdot \mu \cdot v$
- Potencia $P = K_T \cdot N^3 \cdot D^5 \cdot \rho$
- Diámetro de la propela $Di = [P / (K_T \cdot N^3 \cdot \rho)]^{1/5}$
- Reynolds $Re = (di^2 \cdot N \cdot \rho) / \mu$

Datos de diseño del reactor de agitación rápida

| DATOS | CLAVE | UNIDADES | VALOR |
|---|----------------|--------------------|----------|
| Flujo de agua bruta | Q | m ³ /s | 1 |
| Densidad del agua (20°C) | ρ | kg/m ³ | 1000 |
| Viscosidad del agua (20°C) | μ | N.s/m ² | 1.01E-03 |
| Tiempo de residencia turbulento | t | s | 20 |
| Revoluciones turbulento | N | rps | 2.5 |
| Gradiente de vel. medio turbulento | G | l/s | 790 |
| Constante del impulsor a flujo turbulento | K _T | adim | 5.75 |

| Número de paletas | Volumen total (m ³) | Ancho (m) | Largo (m) | Potencia (W) | Potencia (Hp) | Diámetro de la propela (m) | Reynolds | Di/w |
|-------------------|---------------------------------|-----------|-----------|--------------|---------------|----------------------------|-----------|------|
| 1 | 20.0 | 2.5 | 3.1 | 12594.3 | 17.0 | 0.68 | 1,129,078 | 0.27 |
| 2 | 10.0 | 2.0 | 2.5 | 6297.2 | 9.0 | 0.59 | 855,681 | 0.29 |
| 3 | 6.7 | 1.7 | 2.2 | 4198.1 | 6.0 | 0.54 | 727,571 | 0.31 |
| 4 | 5.0 | 1.6 | 2.0 | 3148.6 | 5.0 | 0.51 | 648,485 | 0.32 |
| 5 | 4.0 | 1.5 | 1.8 | 2518.9 | 4.0 | 0.49 | 593,111 | 0.33 |
| 10 | 2.0 | 1.2 | 1.5 | 1259.4 | 2.0 | 0.43 | 449,494 | 0.36 |

TABLA A10.2 Hoja de Excel para el cálculo del floculador rectangular

FLOCULADOR RECTANGULAR (Agiitación de paletas horizontales, fleje cruzado)

Excusaciones

- Volumen del reactor (rectangular) $V = Q \cdot t$
- Perfil del tanque (geometría cuadrada) $PI = V/w$
- Largo del compartimiento $AC = (PR/3) \cdot 0.5$
- Largo del floculador $L = AC \cdot n$
- Potencia total $P = G \cdot V \cdot \mu \cdot V/m$
- Potencia por propela $PP = P/np$
- Potencia en función de la velocidad $PP = CD \cdot ap \cdot \rho/2 (v_1^3 + v_2^3 + v_3^3)$
- Velocidad de rotación en cada sección $v_{1,2,3} = (nps) \cdot (\pi \cdot D_{1,2,3} / rev) \cdot 0.75$
- Revoluciones por segundo $nps = (PP/CD \cdot ap \cdot \rho/2 \cdot (\pi \cdot 0.75)^3) \cdot (D_1^3 + D_2^3 + D_3^3) \cdot (1/3)$
- Geometría y criterios recomendados del floculador

| DATOS | CLAVE | UNIDADES | VALOR |
|------------------------------|-------|--------------------|----------|
| Flujo de agua bruta | Q | m ³ /s | 1 |
| Densidad del agua (20 °C) | p | kg/m ³ | 1000 |
| Viscosidad del agua (20 °C) | μ | N.s/m ² | 1.01E-03 |
| Tiempo de residencia | t | s | 1200 |
| Gradiente de velocidad medio | G | s ⁻¹ | 23.3 |
| GT | GT | adim | 28000 |

| DATOS | CLAVE | UNIDADES | VALOR (1 Floculador) | Compartimento 1 | Compartimento 2 | Compartimento 3 |
|---|----------------|-----------------|----------------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| Ancho del floculador | w | m | 15 | 15 | 15 | 15 |
| Número de compartimientos | a | adim | 3 | - | - | - |
| Número de propelas/comp | np | adim | 4 | 4 | 4 | 4 |
| Ancho de cada propela | wp | m | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.2 |
| Largo de cada propela | lp | m | 3 | 3 | 3 | 3 |
| Área de cada propela | ap | m ² | 0.6 | 0.6 | 0.6 | 0.6 |
| Área total de propelas/comp | atp | m ² | 14.4 | 14.4 | 14.4 | 14.4 |
| Coefficiente de arrastre | CD | adim | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 |
| Velocidad de rotación propela | v | m/s | 0.09 - 0.91 | 0.09 - 0.93 | 0.09 - 0.93 | 0.09 - 0.94 |
| Dímetro de separación de paletas externas | D ₁ | m | 4.47 | 4.47 | 4.47 | 4.47 |
| Dímetro de separación paletas intermedias | D ₂ | m | 3.25 | 3.25 | 3.25 | 3.25 |
| Dímetro de separación de paletas internas | D ₃ | m | 2.04 | 2.04 | 2.04 | 2.04 |
| Gradiente de velocidad | G | s ⁻¹ | 23.33 | 35 | 20 | 15 |

| Número de tanques | Volumen total (m ³) | Ancho (m) | Área del perfil (m ²) | Largo de cada compartimento (m) | Largo total del floculador (m) | Área transversal (m ²) | Velocidad de rotación propelas (rpm) | Potencia por propela (W) | Velocidad de rotación periférica exterior v1 (m/s) | Velocidad de rotación periférica exterior v2 (m/s) | Potencia total Compartimento 1 (W) | Potencia total Compartimento 2 (W) | Potencia total Compartimento 3 (W) |
|-------------------|---------------------------------|-----------|-----------------------------------|---------------------------------|--------------------------------|------------------------------------|--------------------------------------|--------------------------|--|--|------------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|
| 1 | 1200.0 | 15.0 | 80.0 | 5.2 | 15.5 | 77.5 | rpm | 68.11 | 0.60 | 0.60 | 1483.2 | 484.32 | 272.43 |

| Compartimento 1 | | | | | | | | | | | | | Compartimento 2 | | | Compartimento 3 | | |
|--------------------------|-------|--|--------------------------|--------|--|--------------------------|--------|--|--------------------------|-----|--|--------------------------|-----------------|--|--|-----------------|--|--|
| Potencia por propela (W) | rpm | Velocidad de rotación periférica exterior v1 (m/s) | Potencia por propela (W) | rpm | Velocidad de rotación periférica exterior v1 (m/s) | Potencia por propela (W) | rpm | Velocidad de rotación periférica exterior v1 (m/s) | Potencia por propela (W) | rpm | Velocidad de rotación periférica exterior v1 (m/s) | Potencia por propela (W) | rpm | | | | | |
| 370.8075 | 0.062 | 3.72 | 121.08 | 0.9427 | 2.56 | 68.11 | 0.0153 | 2.12 | | | | | | | | | | |

TABLA A10.3 Hoja de Excel para el cálculo del sedimentador

| SEDIMENTADOR | Parámetros | Ecuaciones | DATOS | CLAVE | UNIDADES | VALOR |
|--------------|---|---|----------------------------|----------|-------------------------------------|-------------|
| | Volumen del sedimentador | $V=Q*t$ | Gasto | Q | m ³ /s | 7200 |
| | Área total requerida | $A=Q/CH$ | Tiempo de retención | t | s | 15 |
| | Largo del tanque | $L=Q/2*ancho$ | Ancho del tanque | w tanque | m | 5.5 |
| | Tiempo de retención (Q=1 m ³ /s) | $t=(ancho*longo*profundo)^2/Q$ | Profundidad del tanque | p tanque | m | 40 |
| | Q promedio | $Qprom = 1.5 \text{ veces } t \text{ ret } (l \text{ m}^3/s)$ | Carga hidráulica | CH | m ³ /(m ² *s) | 0.000462963 |
| | Relación del tanque largo: ancho | >4:1 | Viscosidad cinemática 20°C | v | m ² /s | 1.01E-06 |
| | Relación del tanque largo: profundidad | >15:1 | | | | |
| | Velocidad de flujo | < 0.0183 m/s | | | | |

| Núm de tanques supuestos | Volumen (m ³) | Largo del tanque (m) | Área de sedimentación (m ²) | Carga hidráulica (m ³ /(m ² *s)) | Relación del tanque largo: ancho | Relación del tanque largo: profundidad | Velocidad de flujo (m/b) |
|--------------------------|---------------------------|----------------------|---|--|----------------------------------|--|--------------------------|
| 1.00 | 7200.00 | 87 | 1309.09 | 0.00076 | 5.82 | 15.87 | 0.012 |
| 2.00 | 3600.00 | 44 | 654.55 | 0.00076 | 2.91 | 7.93 | 0.006 |

TABLA A10.4 Hoja de Excel para el cálculo del filtro de arena

| FILTRO ARENA | ECUACIONES | DATOS | CLAVE | UNIDADES | VALOR |
|--|--|-------------------------------|-----------------------|-----------------------------------|----------|
| PARÁMETROS | | Costo | Q | m ³ /s | 1 |
| Área total de filtración (ATF) | ATF = Costo/Carga | Velocidad lineal | v _e | m ³ /m ² -s | 0.0034 |
| Número de unidades (UN) | UN = ATF/AMF | Densidad del agua a 20 °C | ρ | kg/m ³ | 1000 |
| Reynolds | $Re = \frac{\rho \cdot d \cdot v_e}{\mu} = \frac{\rho \cdot d \cdot e \cdot v_e}{\mu}$ (1/4) | Viscosidad cinemática 20 °C | ν | m ² /s | 1.01E-06 |
| Caida de presión. Ec. de Rosen | $\Delta P_r = (1.067/\mu) \cdot (CD/g) \cdot (v_e \cdot Z_e^2 \cdot e^{-4})$ (1/4) | Viscosidad dinámica 20 °C | μ | N·m/s | 0.0012 |
| Coefficiente CD si Re < 1 | CD = 24/Re | Tamaño efectivo antracita | d _{an} | m | 0.75 |
| Coefficiente CD si 1 < Re < 10 ⁴ | CD = 24/Re + 3/Re ^{0.5} + 0.34 | Factor de forma antracita | φ _{an} | adim | 0.4 |
| Velocidad de sedimentación | $v_s = (4/9) \cdot (g \cdot CD) \cdot (S_s - 1) \cdot d^2 / \mu$ (1/5) | Porosidad efectiva antracita | ε _{an} | adim | 0.00055 |
| Vel. Ascendente del agua de retrolavado. v _a = v _s * 4.5 | | Tamaño efectivo arena | d _a | m | 0.82 |
| Altura del lecho expandido | $Z_e = [(1 + \epsilon) \cdot X \cdot (1 - \nu_e \cdot \nu_s / 0.22)]^{1/2}$ | Factor de forma arena | φ _a | adim | |
| | | Porosidad efectiva arena | ε _a | adim | 0.45 |
| Porosidad del lecho expandido | $\epsilon = (\nu_e / \nu_s) \cdot 0.22$ | Altura del lecho de antracita | Δz _{an} | m | 0.5 |
| Pérdida de presión en el retrolavado | $\Delta P_r = (g \cdot \rho \cdot 1) \cdot (1 + \epsilon) \cdot Z_e$ | Altura del lecho de arena | Δz _a | m | 0.5 |
| Altura total del lecho mínimo | $Z_{tot} = Z_{an} + Z_a + Z_e$ | Densidad relativa antracita | ρ _{ran} (gr) | gr | 2.65 |
| | | Densidad relativa arena | ρ _{ra} (gr) | gr | 2.65 |
| | | Área máxima de filtración | AMF | m ² | 150 |

| Área filtrante | Velocidad lineal de filtración | Reynolds | Coefficiente de arrastre | Caida de presión Ec. de Rosen | Caida de presión total |
|----------------|-------------------------------------|----------|--------------------------|-------------------------------|------------------------|
| ATF | v _e | Re | CD | ΔP _r | ΔP _r |
| m ² | (m ³ /m ² -s) | | | | |
| 294.12 | 0.0034 | 3.03 | 2.72 | 0.07 | 0.21 |
| 294.12 | 0.0034 | 1.52 | 4.09 | 0.14 | |

LECHO DE ANTRACITA
LECHO DE ARENA

| Velocidad inicial suspensión sedimentación | Reynolds en el retrolavado | Coefficiente de arrastre en retrolavado | Velocidad de sedimentación calculada | Velocidad ascendente | Pérdida de presión | Porosidad del lecho expandido | Altura del lecho expandido | Altura total del lecho expandido | Altura total lecho mínimo (arena, antracita, expandido) |
|--|----------------------------|---|--------------------------------------|----------------------|--------------------|-------------------------------|----------------------------|----------------------------------|---|
| v _a | N _{re} | CD _r | v _{sc} | v _a | ΔP _r | ε _b | Z _e | Z _{et} (m) | Z _{total} (m) |
| (m/s) | | | (m/s) | m/s | | | m | 1.01 | 2.01 |
| 0.14 | 124.9 | 0.80 | 0.18 | 0.00 | 0.50 | 0.40 | 0.50 | | |
| 0.14 | 62.6 | 1.10 | 0.10 | 0.00 | 0.45 | 0.45 | 0.50 | | |

LECHO DE ANTRACITA
LECHO DE ARENA

TABLA A10.5 Hoja de Excel para el cálculo del reactor de aeración

| DEFINICIÓN | UNIDADES | VALOR |
|---|--|-------------|
| Parámetros | | |
| Balace de materia general | $LX_2 + GY_1 = LX_1 + GY_2$ | |
| Flujo molar del agua | $L = Q \cdot 1000 / 18$ | 1000 |
| Fración mol de NH ₃ en el agua entrada | $X_2 = [C_2 / (1E6/17)] / ([C_2 / (1E6/17)] + C_1)$ | 50 |
| Fración mol de NH ₃ en el agua salida | $X_1 = [C_1 / (1E6/17)] / ([C_1 / (1E6/17)] + C_2)$ | 0.61 |
| Fración mol de NH ₃ en el aire entrada | $Y_1 = 0$ | 20 |
| Fración mol de NH ₃ en el aire salida | $Y_2 = H \cdot X_2$ | 101.325 |
| Cálculo de la relación aire/agua teórica | $G/L = (X_2 - X_1) / (Y_2 - Y_1) = \text{Constante de Henry (H)}$ | 1.205 |
| Gasto teórico del aire | $G = m \cdot L$ | 0.7886 |
| Gasto de diseño | $G_{aire} = 1.75 \cdot G$ | 20 |
| Factor de aeración | $S = H \cdot G/L$ | 0.013582334 |
| Número de unidades de transferencia | $NTU = [S / (S-1)] \cdot \ln((X_2 - Y_1/H) / (X_1 - Y_1/H) \cdot (S-1) + 1) / S$ | 13.58233438 |
| Altura de las unidades de transferencia | $HTU = L_m / (p \cdot L \cdot K_L A)$ | |
| Altura de la torre | $Z = HTU \cdot NOL$ | |
| Área de la torre | $A = Q / L_m$ | |
| Diámetro de la torre | $D = ((A \cdot 4 / \pi))^{0.5}$ | |

CÁLCULO DEL NÚMERO DE TORRES

| Área de la torre (A) | Área de una torre de d m de diámetro | Número de torres | Gasto en cada torre |
|----------------------|--------------------------------------|------------------|---------------------|
| 73.6 | 12.6 | 6 | 0.170680648 |

GASTO TEÓRICO Y DE DISEÑO DEL AIRE (G)

| L ₂ | X ₁ | X ₂ | Y ₂ | G/L (teórico) | G/L (teórico) | G/L (diseño) | G diseño |
|-------------------------|---------------------------------|---------------------------------|--|---------------------------------|-----------------------------|---|-----------------------|
| kmol H ₂ O/s | kmol NH ₃ /kmol soln | kmol NH ₃ /kmol soln | kmol NH ₃ /kmol mezcla aire | kmol aire/kmol H ₂ O | kg aire/kg H ₂ O | m ³ aire/m ³ agua | m ³ aire/s |
| 9.482258205 | 6.45882E-07 | 5.29384E-05 | 4.17472E-05 | 1.268069997 | 0.787077929 | 1.143 059234 | 195 |

DIMENSIONES DE LA(S) TORRE(S)

| Factor aireación | NUT | Lm (masa velocidad superficial) | K _L a (supuesto) | HTU | Altura de la torre (Z) | Diámetro de la torre (D) |
|------------------|-------------|---------------------------------|-----------------------------|------------|------------------------|--------------------------|
| 1.7500 | adim | [kg/(m ² ·s)] | S ⁻¹ | m | m | m |
| | 8.341913514 | 1.26E-02 | 1.50E-05 | 0.83758041 | 7.0 | 4.0 |

TABLA A10.6 Hoja de Excel para el cálculo del reactor de adsorción

ADSORCIÓN SOBRE CARBÓN ACTIVADO

Parámetros

Tiempo de operación
 Altura crítica de lecho
 Área de filtración
 Altura de lecho
 Capacidad de adsorción
 Constante de velocidad
 Profundidad del lecho $t=0$
 Concentración del efluente

Ecuaciones

$t_{op} = q_{max}/(Co*va) * [Z - v/(K*q_{max}) * \ln((Co/Cb)-1)]$
 $Z_0 = -v_s/(q_{max}*K) * \ln((Co/Cb)-1)$
 $A = Q*v_s/A$
 $Z = Q/A$
 $K = -1/(Co*b) * \ln(Co/Cb-1)$
 $X_0 = -v/K * \ln(Co/Cb-1)$
 $X = -v/K * \ln(Co/Cb-1)$
 $Cb = Co * 3\%$

DATOS

Gasto
 Velocidad lineal
 Capacidad de adsorción m^3
 Viscosidad cinemática $20^\circ C$
 Viscosidad dinámica $20^\circ C$
 Concentración del influente
 Concentración del efluente
 Porosidad efectiva antraciz
 Densidad del carbón activado
 Velocidad de adsorción

CLAVE

Q
 v_s
 q_{max}
 v
 μ
 Co
 Cb
 ϵ_{an}
 ρ_{CA}
 K
 K
 t
 w

UNIDADES

m^3/s
 m^3/m^2-s
 kg/m^3
 m^2/s
 $N*m/s$
 kg/m^3
 kg/m^3
 adim
 kg/m^3
 $L/(mg \text{ min})$
 $m^3/(kg \text{ s})$

VALOR

1
 0.0034
 1125
 1.01E-06
 1.14E-03
 0.14
 0.007
 0.4
 450
 354
 0.0062
 600
 30

| Número de unidades | Volumen del lecho (m^3) | Altura crítica de lecho | Área del filtro (m^2) | Altura de lecho | Tiempo de operación (s) | Tiempo de operación (d) | Largo del filtro | Ancho del filtro |
|--------------------|-----------------------------|-------------------------|---------------------------|-----------------|-------------------------|-------------------------|------------------|------------------|
| 1 | 600 | 0.001435282 | 294.12 | 2.04 | 4818036.4 | 55.8 | 9.8 | 30 |
| 2 | 300 | 0.001435282 | 147.06 | 2.04 | 4818036.4 | 55.8 | 9.8 | 15 |
| 3 | 200 | 0.001435282 | 98.04 | 2.04 | 4818036.4 | 55.8 | 9.8 | 10 |
| 4 | 150 | 0.001435282 | 73.53 | 2.04 | 4818036.4 | 55.8 | 9.8 | 7.5 |
| 5 | 120 | 0.001435282 | 58.82 | 2.04 | 4818036.4 | 55.8 | 9.8 | 6 |