



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA

APLICACIÓN DEL PROCESO DE ADSORCIÓN CON CARBÓN ACTIVADO
PARA REMOVER COMPUESTOS ORGÁNICOS DEL AGUA DE LA PLANTA
POTABILIZADORA MADÍN, ESTADO DE MÉXICO.

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERA QUÍMICA

P R E S E N T A:

Alma Yuridia López Reyes

ASESORA: DRA. ROSA MARÍA RAMÍREZ ZAMORA

México, D.F.

2010





Universidad Nacional
Autónoma de México



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 esta 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.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES

ZARAGOZA

**JEFATURA DE LA CARRERA DE INGENIERÍA
QUÍMICA**

OFICIO: FESZ/JCIQ/027/09

ASUNTO: Asignación de Jurado

ALUMNO: LÓPEZ REYES ALMA YURIDIA
PRESENTE

En respuesta a su solicitud de asignación de jurado, la jefatura a mi cargo, ha propuesto a los siguientes sinodales:

PRESIDENTE	I. Q. Eduardo Loyo Arnaud
VOCAL	Dra. Rosa María Ramírez Zamora
SECRETARIO	I. Q. Gonzalo Rafael Coello García
SUPLENTE	I. Q. José Antonio Zamora Plata
SUPLENTE	I. Q. Ernesto Moreno Villalba

Sin más por el momento, reciba un cordial saludo.

ATENTAMENTE
“POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU”

México D. F., a 19 de Enero de 2010

JEFA DE LA CARRERA

I. B. Q. HILDA OLVERA DEL VALLE

SECRETARIA TÉCNICA



DEDICATORIAS

Dedico y doy gracias a Dios, quien puso los medios para que yo lograra terminar una carrera y realizar esta tesis. Quien ha llenado mi vida de bendiciones. Quien todo lo sabe y todo lo puede. Gracias Dios, por darme tantas cosas maravillosas.

Gracias a mis padres: La Sra. Yolanda Reyes Rivera y el Sr. Jacinto López Bautista, quienes hicieron de mí una mujer de valores, y me enseñaron un camino de trabajo y lucha para lograr mis metas.

A mi hermana Janeth y a mis sobrinitos Avril y Christian, quienes son la magia de la vida, quienes con una sonrisa contagian de amor y alegría parte de mí ser.

Para a una persona muy especial, quien ha estado conmigo en los momentos más difíciles, quien me ha apoyado en todo momento, quien me dio la fortaleza necesaria para seguir adelante cuando pensé que ya no podía y creyó en mí, aun cuando yo casi dudaba de mi misma. Quien siempre tiene para mí un “tu puedes amor”, y a quien seguramente dedicaré muchos otros de mis éxitos. Gracias Juan Carlos Espindola Serna, por apoyarme, por cuidarme, porque tú fuiste el motor para que yo realizara este sueño, por ese respeto y admiración que tienes hacia mi profesión. Gracias amor, por tu inmenso apoyo y comprensión y por creer siempre en mí. TE AMO.

*"Lo que con mucho trabajo se adquiere, más se ama."
Aristóteles*

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la Universidad Nacional Autónoma de México por forjarme como profesionista. Es un orgullo para mí, pertenecer a la máxima casa de estudios.

Al Programa Nacional de Becas para la Educación Superior (PRONABES) por la beca otorgada durante los nueve semestres de la carrera.

A los profesores de la FES Zaragoza, por transmitirme parte de sus conocimientos y por la disponibilidad que siempre tuvieron para aclarar cualquier duda. En especial a Genaro García Altamirano, Cresenciano Echavarieta Albiter, Cesar Saúl Velasco Hernández, Eloísa Anleu Ávila, Judith Ventura Cruz, Pablo E. Valero Tejeda, Cuauhtémoc Lagos Chávez, Arturo Méndez Gutiérrez, si se me paso alguno, una disculpa.

Al Instituto de Ingeniería de la UNAM, por prestar sus instalaciones para la realización de este trabajo. Y por la beca otorgada durante la realización del mismo.

Un agradecimiento muy especial a la asesora de este trabajo. La Dra. Rosa María Ramírez Zamora, por su apoyo para la realización de éste y por sus enseñanzas.

A mis compañeros del Instituto, Ricardo, Miriam, Fabricio, Bertha, Vanessa, en especial a Daniel por su apoyo en la realización de este trabajo.

A mis amigos de la FES Zaragoza: Olga, Monse, Olivia y Onan.

A los integrantes del jurado, por las valiosas aportaciones para la culminación de esta tesis.

Índice General

Resumen.....	1
Introducción.....	3
Objetivos.....	5
Hipótesis.....	5
Antecedentes.....	6
CAPÍTULO 1. MARCO TEÓRICO	10
1.1 Generalidades de los compuestos orgánicos presentes en fuentes de abastecimiento de agua potable .	10
1.1.1 Grupos de compuestos	10
1.1.2 Parámetros indicadores de la presencia de compuestos orgánicos	13
1.1.3 Legislación	16
1.2 Procesos de remoción de compuestos orgánicos en agua potable	18
1.3 Generalidades del Proceso de Adsorción	20
1.3.1 Definición y mecanismo	20
1.3.2 Factores de influencia	22
1.3.3 Modelos de adsorción	24
1.3.3.1 Cinéticas de adsorción	24
1.3.3.2 Isotermas de adsorción	26
1.3.4 Materiales adsorbentes empleados	28
1.3.5 Carbón activado como principal material adsorbente	29
1.3.6 Procesos de producción	34
1.3.7 Características fisicoquímicas	38
1.3.8 Contaminantes removidos	42
1.3.9 Puntos de aplicación en una planta potabilizadora	43
1.4 Procesos de regeneración y de reactivación	45
1.4.1 Aplicación de carbón activado en el tratamiento de agua y gases	45
1.5 Procesos de potabilización utilizados en las principales Plantas Potabilizadoras de México (casos de aplicación de adsorción con carbón activado)	47
CAPÍTULO 2. METODOLOGIA EXPERIMENTAL	49
2.1 Materiales y Reactivos	50
2.1.1 Agua a Tratar.....	50
2.1.2 Coagulantes y floculantes	50
2.1.3 Carbón Activado (C. A.)	52
2.1.4 Acondicionamiento de los carbones activados	53
2.1.5 Soluciones para acondicionar el pH	54
2.2 Sistemas y técnicas experimentales	54
2.2.1 Pruebas de clarificación (coagulación-floculación-sedimentación).....	54
2.2.2 Filtración sobre arena	55
2.3 Pruebas de adsorción con carbón activado	56
2.3.1 Cinéticas de adsorción	56
2.4 Técnicas Analíticas	57
CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	59
3.1 Resultados de las pruebas de coagulación-floculación y filtración sobre arena	59
3.1.1 Resultados de las pruebas de jarras (coagulación-floculación) para la selección de la mejor combinación de reactivos	59

3.1.2 Resultados de las pruebas de clarificación (con Enpa370-C581) y filtración sobre arena	62
3.2 Resultados de cinéticas de adsorción	64
3.2.1 Influencia del tipo de carbón en la remoción de materia orgánica	65
a) color real	65
b) Absorbancia UV254	67
c) Absorbancia UV272	69
d) COD	71
3.6 Porcentajes de remoción de color real, UV254 y UV272 y COD en el punto de equilibrio.....	73
3.7 Resultados de los modelos matemáticos evaluados para remoción de COD	74
3.8 Ajuste de datos a modelos matemáticos para el carbón activado CAGR-B	77
3.9 PROPUESTA DE DISEÑO PARA UNA COLUMNA EMPACADA CON CARBÓN ACTIVADO	81
3.9.1 Parámetros de operación y diseño de unidades de adsorción	81
3.9.2 Objetivos del tratamiento.....	81
3.9.3 Tipo y grado de pretratamiento.....	82
3.9.4 Selección del carbón y dosis (CAG)	82
3.9.5 Tamaño de partícula	82
3.9.6 Tipo de alimentación y localización del proceso de tratamiento	82
3.9.7 Tiempo de contacto de lecho vacío	82
3.9.8 Volumen del lecho	82
3.1.0 Parámetros de diseño y operación	83
3.1.1 Cálculo de parámetros de diseño y operación	84
3.1.1.1 Volumen del Lecho y masa del carbón	84
3.1.1.2 Dimensiones de la columna	85
3.1.1.3 Altura del Lecho de CAG	86
3.1.1.4 Tiempo de saturación del lecho	87
3.9 Conclusiones y recomendaciones	89
Referencias:	90
ANEXO A NOM-127-SSA1-1994 Límites permisibles de calidad del agua	94
ANEXO B	96
Información toxicológica de algunos grupos de compuestos orgánicos	96
ANEXO C Análisis de la NOM-127 al influente de la PPMD	98
ANEXO D Curvas de calibración de pH	100
ANEXO E Datos y gráficas de todas las condiciones evaluadas para cada tipo de carbón activado	101
➤ Ajuste de datos a modelos matemáticos para el carbón activado Carbón CAGR-B	101
➤ Ajuste de datos a modelos matemáticos para el carbón activado Carbón CG-700 (Coco)	107
➤ Ajuste de datos a modelos matemáticos para el carbón activado Carbón LQ-1000	116
ANEXO F Datos analizados en el estudio realizado por la Dra. Rosa María Ramírez Zamora <i>et al.</i> , (2009) “DIAGNÓSTICO Y OPTIMIZACIÓN DE LOS PROCESOS INTEGRANTES DEL TREN DE TRATAMIENTO DE AGUA Y LODOS DE LAS PLANTAS POTABILIZADORAS LOS BERROS (PPLB) Y MADÍN (PPMD): PRIMERA ETAPA”	126
ANEXO G Descripción de los tipos de regeneración para carbón activado	134

ANEXO H Descripción de los procesos de remoción de compuestos orgánicos en agua potable	137
H.1 Precipitación	137
H.2 Oxidación química	137
H.3 Procesos de Oxidación Directa	138
H.4 Procesos de Oxidación Avanzada (POA)	138
H.5 Procesos de Intercambio Iónico	140
H.6 Procesos con membranas	140
H.7 Procesos de adsorción	141

Índice de Tablas

Tabla 1. 1 Condiciones de operación de las etapas de tratamiento de la PPM (PYCORSÁ, 1980).	9
Tabla 1. 3 Datos de remociones de COD mediante diversos procesos.	18
Tabla 1. 4 Ventajas y Desventajas de los procesos más comunes para remoción de compuestos orgánicos en agua potable (García González, 2008); (Krug et al, 1984);(Shaalan, 2002); (Uyak et al., 2005).	19
Tabla 1. 6 Ventajas y desventajas de CAG y CAP (Menéndez, 2006).	31
Tabla 1. 7 Área específica del carbón producido a partir de distintas materias primas (Durán Pilotzi, 2000).	32
Tabla 1. 8 Métodos de activación de carbón activado.	37
Tabla 1. 9 Principales Plantas Potabilizadora en México	47
Tabla 1. 10 Procesos de potabilización de las principales Plantas Potabilizadoras	48
Tabla 2. 1 Calificaciones de las combinaciones de coagulante-floculante (Ramírez Zamora et., al 2009).	51
Tabla 2. 2 Primera combinación de coagulante-floculante utilizada en este estudio.	51
Tabla 2. 3 Segunda combinación de coagulante-floculante utilizada en este estudio.	51
Tabla 2. 4 Características de los carbones activados evaluados.	52
Tabla 2. 5 Tiempos y rpm de agitación en las pruebas de jarras.	55
Tabla 2. 6 Equipos y métodos empleados para la determinación de cada parámetro.	58
Tabla 3. 1 Resultados obtenidos de las pruebas de jarras. Colores iniciales: 102, 172 y 252 [U Pt-Co]. Aplicando la combinación de coagulante-floculante poliamina-poliamina(FL2949-C577)	60
Tabla 3. 2 Resultados obtenidos de las pruebas de jarras. Colores iniciales: 158, 237 y 332 [U Pt-Co]. Aplicando la combinación de coagulante-floculante poliDADMAC-poliamina orgánico (Enpa-370-C581).	61
Tabla 3. 3 Resultados de remoción de compuestos orgánicos disueltos en diferentes etapas de tratamiento.	63
Tabla 3. 4 Valores de los parámetros obtenidos al término de las cinéticas de adsorción.	64
Tabla 3. 5 Valores de coeficientes de regresión (R ²) de los modelos evaluados para la adsorción de COD.	74
Tabla 3. 6 Valores de la capacidad de adsorción al equilibrio (q _e) y la constante de velocidad (k ₂) al equilibrio, calculadas a partir de las constantes del modelo de pseudo segundo orden para COD.	76
Tabla 3. 7 Constantes para cada modelo matemático de adsorción de COD a dosis: 5 mg/L del carbón activado CAGR-B, pH: 5.5	77
Tabla 3. 8 Tamaño de poro aproximado de los carbones activados utilizados	80
Tabla 3. 9 Criterios de diseño para dimensionar una columna de adsorción para remover compuestos orgánicos disueltos de la Planta Potabilizadora Madín.	83
Tabla 3. 10 Criterios de diseño para dimensionar una columna de adsorción para remover compuestos orgánicos disueltos de la Planta Potabilizadora Madín.	83
Tabla 3. 11 Especificaciones finales de operación y diseño de las columnas de adsorción.	88
Tabla E. 1 Constantes para cada modelo matemático de adsorción de COD a dosis: 5 mg/L del carbón CAGR-B, pH: 8.5	101
Tabla E. 2 Constantes para cada modelo matemático de adsorción de COD a dosis: 40 mg/L del carbón activado CAGR-B, pH: 5.5.	103
Tabla E. 3 Constantes para cada modelo matemático de adsorción de COD a dosis: 40 mg/L del carbón activado CAGR-B, pH: 8.5.	105
Tabla E. 4 Constantes para cada modelo matemático de adsorción de COD a dosis: 5 mg/L del carbón activado CG-700, pH: 5.5.	107
Tabla E. 5 Constantes para cada modelo matemático de adsorción de COD a dosis: 5 mg/L del carbón activado CG-700, pH: 8.5.	109

Tabla E. 6 Constantes para cada modelo matemático de adsorción de COD a dosis: 40 mg/L del carbón activado CG-700, pH: 5.5.	111
Tabla E. 7 Constantes para cada modelo matemático de adsorción de COD a dosis: 40 mg/L del carbón activado CG-700, pH: 8.5.	114
Tabla E. 8 Constantes para cada modelo matemático de adsorción de COD a dosis: 5 mg/L del carbón activado LQ-1000, pH: 5.5.	116
Tabla E. 9 Constantes para cada modelo matemático de adsorción de COD a dosis: 5 mg/L del carbón activado LQ-1000, pH: 8.5.	118
Tabla E. 10 Constantes para cada modelo matemático de adsorción de COD a dosis: 40 mg/L del carbón activado LQ-1000, pH: 5.5.	120
Tabla E. 11 Constantes para cada modelo matemático de adsorción de COD a dosis: 40 mg/L del carbón activado LQ-1000, pH: 8.5.	123
Tabla F. 1 Valores seleccionados de turbiedad para las pruebas de jarras.	128
Tabla F. 2 Reactivos coagulantes seleccionados para evaluar en las pruebas de jarras.	129
Tabla F. 3 Productos de floculación seleccionados para evaluar en las pruebas de jarras.	129
Tabla F. 4 Calificaciones de las combinaciones de coagulante-floculante.	130
Tabla F. 5 Valores de respuesta para la primera combinación.	130
Tabla F. 6 valores de respuesta para la segunda combinación.	131
Tabla F. 7 Constantes codificadas y coeficientes de correlación de las ecuaciones de regresión de los tres factores de respuesta modelados para las combinaciones coagulante-floculante, época de estiaje.	132
Tabla F. 8 Valor de respuesta de color residual aplicando las dosis de C-F optimizada a partir del modelo (Ec. F.2)	133

Índice de Figuras

Figura 1. 2 Vista satelital de la PPMD (Google Earth, 2008).....	7
Figura 1. 3 Tren de tratamiento de la PPMD (PYCORSA, 1980).	8
Figura 1. 4 Oxidación de la materia orgánica en la determinación de DQO.	15
Figura 1. 5 Mecanismo de adsorción propuesto por Weber y Smith, 1987 (reproducido de Durán Moreno, 1997).....	22
Figura 1. 6 Estructura cristalina del grafito.	30
Figura 1. 7 Estructura del carbón activado.	30
Figura 1. 8 Carbón activado granular.	31
Figura 1. 9 Diferentes formas de carbón activado.	32
Figura 1. 10 Representación esquemática de macroporos, mesoporos y microporos.	33
Figura 1. 11 Proceso típico de potabilización de aguas superficiales.	44
Figura 2. 1 Diagrama general de las etapas y técnicas experimentales utilizadas en el estudio.	49
Figura 3. 5 Cinéticas de adsorción de UV ₂₇₂ Dosis: 5 mg/L, pH 5.5 y 8.5 y tres carbones diferentes.	69
Figura 3. 7 Cinéticas de adsorción de COD Dosis: 5 mg/L, pH 5.5 y 8.5 y tres carbones diferentes.	71
Figura 3. 8 Cinéticas de adsorción de COD Dosis: 40 mg/L, pH 5.5 y 8.5 y tres carbones diferentes.	72
Figura 3. 9 Porcentajes de remoción de cuatro parámetros fisicoquímicos en el agua de la PPMD con una Dosis de 5 mg/L de tres diferentes carbones activados.	73
Figura 3. 10 Porcentajes de remoción de cuatro parámetros fisicoquímicos en el agua de la PPMD con una Dosis de 40 mg/L de tres diferentes carbones activados.	74
Figura 3. 11 Representación lineal del modelo de pseudo-segundo orden	75
Figura 3. 12 Obtención de q _e teórico para la aplicación del modelo de Pseudo Primer Orden a los datos de COD con el carbón activado CAGR-B.	77
Figura 3. 14 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Segundo Orden. Dosis: 5 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado CAGR-B.	78
Figura D. 2 Curvas de calibración para pH básico	100
Figura E. 3 Obtención de q _e teórico para la aplicación del modelo de Pseudo Primer Orden a los datos de COD con el carbón activado CAGR-B.	101
Figura E. 5 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Segundo Orden. Dosis: 5 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado CAGR-B.	102

Figura E. 6 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Intradifusión. Dosis: 5 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado CAGR-B.	102
Figura E. 7 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Elovich. Dosis: 5 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado CAGR-B.	103
Figura E. 8 Obtención de q_e teórico para la aplicación del modelo de Pseudo Primer Orden a los datos de COD con el carbón activado CAGR-B.	103
Figura E. 10 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Segundo Orden. Dosis: 40 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado CAGR-B.	104
Figura E. 11 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Intradifusión. Dosis: 40 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado CAGR-B.	104
Figura E. 12 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Elovich. Dosis: 40 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado CAGR-B.	105
Figura E. 13 Obtención de q_e teórico para la aplicación del modelo de Pseudo Primer Orden a los datos de COD con el carbón activado CAGR-B.	105
Figura E. 15 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Segundo Orden. Dosis: 40 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado CAGR-B.	106
Figura E. 16 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Intradifusión. Dosis: 40 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado CAGR-B.	106
Figura E. 17 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Elovich. Dosis: 40 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado CAGR-B.	107
Figura E. 18 Obtención de q_e teórico para la aplicación del modelo de Pseudo Primer Orden a los datos de COD con el carbón activado CG-700.	108
Figura E. 19 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Primer Orden. Dosis: 5 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado CG-700.	108
Figura E. 20 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Segundo Orden. Dosis: 5 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado CG-700.	108
Figura E. 21 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Intradifusión. Dosis: 5 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado CG-700.	109
Figura E. 22 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Elovich. Dosis: 5 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado CG-700.	109
Figura E. 23 Obtención de q_e teórico para la aplicación del modelo de Pseudo Primer Orden a los datos de COD con el carbón activado CG-700.	110
Figura E. 24 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Primer Orden. Dosis: 5 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado CG-700.	110
Figura E. 25 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Segundo Orden. Dosis: 5 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado CG-700.	110
Figura E. 26 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Intradifusión. Dosis: 5 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado CG-700.	111
Figura E. 27 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Elovich. Dosis: 5 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado CG-700.	111
Figura E. 28 Obtención de q_e teórico para la aplicación del modelo de Pseudo Primer Orden a los datos de COD con el carbón activado CG-700.	112
Figura E. 29 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Primer Orden. Dosis: 40 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado CG-700.	112
Figura E. 30 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Segundo Orden. Dosis: 40 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado CG-700.	113
Figura E. 31 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Intradifusión. Dosis: 40 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado CG-700.	113
Figura E. 32 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Elovich. Dosis: 40 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado CG-700.	113
Figura E. 33 Obtención de q_e teórico para la aplicación del modelo de Pseudo Primer Orden a los datos de COD con el carbón activado CG-700.	114
Figura E. 34 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Primer Orden. Dosis: 40 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado CG-700.	115
Figura E. 35 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Segundo Orden. Dosis: 40 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado CG-700.	115

Figura E. 36 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Intradifusión. Dosis: 40 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado CG-700.	115
Figura E. 37 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Elovich. Dosis: 40 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado CG-700.	116
Figura E. 38 Obtención de q_e teórico para la aplicación del modelo de Pseudo Primer Orden a los datos de COD con el carbón activado LQ-1000.	117
Figura E. 39 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Primer Orden. Dosis: 5 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado LQ-1000.	117
Figura E. 40 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Segundo Orden. Dosis: 5 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado LQ-1000.	117
Figura E. 41 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Intradifusión. Dosis: 5 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado LQ-1000.	118
Figura E. 42 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Elovich. Dosis: 5 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado LQ-1000.	118
Figura E. 43 Obtención de q_e teórico para la aplicación del modelo de Pseudo Primer Orden a los datos de COD con el carbón activado LQ-1000.	119
Figura E. 45 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Segundo Orden. Dosis: 5 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado LQ-1000.	119
Figura E. 46 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Intradifusión. Dosis: 5 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado LQ-1000.	120
Figura E. 47 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Elovich. Dosis: 5 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado LQ-1000.	120
Figura E. 48 Obtención de q_e teórico para la aplicación del modelo de Pseudo Primer Orden a los datos de COD con el carbón activado LQ-1000.	121
Figura E. 50 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Segundo Orden. Dosis: 40 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado LQ-1000.	122
Figura E. 51 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Intradifusión. Dosis: 40 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado LQ-1000.	122
Figura E. 52 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Elovich. Dosis: 40 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado LQ-1000.	122
Figura E. 53 Obtención de q_e teórico para la aplicación del modelo de Pseudo Primer Orden a los datos de COD con el carbón activado LQ-1000.	123
Figura E. 55 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Segundo Orden. Dosis: 40 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado LQ-1000.	124
Figura E. 56 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Intradifusión. Dosis: 40 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado LQ-1000.	124
Figura E. 57 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Elovich. Dosis: 40 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado LQ-1000.	125

Índice de Fotografías

Fotografía 2. 1 Carbones activados. a) Carbón CAGR-B b) Carbón LQ-1000 -700 c) CG-700 (Coco)	53
Fotografía 2. 2 Carbones activados acondicionados.	53
Fotografía 2. 3 Equipo de jarras para las pruebas preliminares de coagulación-floculación.	54
Fotografía 2. 4 Equipo de coagulación-floculación.	55
Fotografía 2. 5 Sistema experimental utilizado para simular un filtro de arena.	56
Fotografía 2. 6 Dispositivo experimental utilizado en las cinéticas de adsorción.	57
Fotografía 2. 7 Cartucho de filtración, membrana 0.45 micras.	57

Nomenclatura

ASTM	American Section of the International Association for Testing
Materials	
CA	Carbón Activado
CAG	Carbón Activado Granular
CAP	Carbón Activado en Polvo
COD	Carbono Orgánico Disuelto
COS	Compuestos Orgánicos Sintéticos
COT	Carbono Orgánico Total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DDT	Dicloro-Difenil-Tricloroetano 2,4-D
DQO	Demanda Química de Oxígeno
EPA	Environmental Protection Agency
MIB	2-Metilisoborneol
MON	Materia Orgánica Natural
POA	Procesos de Oxidación Avanzada
PPMD	Planta Potabilizadora Madín
SPD	Subproductos de la Desinfección
THM	Trihalometanos
TRH	Tiempo de Retención Hidráulica
U Pt-Co	Unidades Platino-cobalto
UTN	Unidades de Turbiedad Nefelométricas
WHO	World Health Organization

Resumen

Este trabajo está enfocado a determinar la factibilidad técnica de la aplicación del proceso de adsorción con carbón activado, mediante pruebas de cinéticas, para la remoción de los compuestos orgánicos presentes en el agua clarificada de la Planta Potabilizadora Madín (PPMD), Estado de México.

Este trabajo de tesis se constituye de cuatro capítulos: 1) Marco Teórico, 2) Metodología Experimental, 3) Resultados y Discusión, y 4) Conclusiones y Recomendaciones.

En el Capítulo 1 (Marco Teórico) se presenta información relacionada a los compuestos orgánicos presentes en fuentes de abastecimiento de agua potable, la importancia de su remoción por el peligro potencial que representan, así como los procesos existentes en el tratamiento de agua para remover dichos compuestos. Así mismo, se presenta información general de la PPMD, y en particular se presentan las bases teórico-prácticas del proceso de adsorción.

En el Capítulo 2 se presenta la metodología experimental aplicada en este estudio. La metodología experimental se dividió en dos etapas principales: 1) pruebas de clarificación y filtración sobre arena del agua cruda de la PPMD, y 2) realización de pruebas de adsorción (cinéticas de adsorción), utilizando el efluente clarificado bajo las mejores condiciones de coagulación-floculación, determinadas en reactores operados a régimen discontinuo. En las pruebas de coagulación-floculación se utilizó como coagulante el Clorhidrato-Al en dosis de 1mg/L, y como floculante una Poliamina-Orgánica en dosis de 0.16 mg/L. Estos reactivos y dosis se seleccionaron en base a los resultados reportados por Ramírez Zamora *et al.*,(2009). La filtración rápida sobre arena del clarificado se simuló filtrándolo por medio de un papel filtro Whatman del número 40 (tamaño de poro >8 μm). Las pruebas de las cinéticas de adsorción se realizaron aplicando tres tipos de carbones activados, en reactores discontinuos (batch), con el efluente obtenido al final de la etapa de filtración. Para cada carbón activado las condiciones evaluadas fueron: dosis de 5 y 40 mg/L, pH 5.5 y 8.5. El número de cinéticas de adsorción fue de 12, que se efectuaron por duplicado dando así 24 experimentos en total. Los parámetros determinados en el agua cruda y tratada fueron: COD, color real, UV_{254} y UV_{272} , en intervalos de tiempo hasta observar la condición de equilibrio.

En el Capítulo 3 (Resultados y Discusión) se analizaron los resultados obtenidos y, con base en ese análisis, se determinó que el mejor carbón activado para la remoción de compuestos orgánicos disueltos medidos indirectamente como color

real, UV_{254} UV_{272} y COD, fue el carbón CAGR-B a una dosis de 5 mg/L, y un pH de 5.5. El color real final alcanzado con este carbón fue de 3 (U Pt-Co), el COD final fue de 1.352 mg/L, turbiedad de 0.50 UTN, UV_{254} fue de 0.008 cm^{-1} y UV_{272} fue de 0.023 cm^{-1} , lo que indica que la remoción de compuestos orgánicos disueltos fue muy buena.

Como conclusiones y recomendaciones (Capítulo 4) se tiene de manera general lo siguiente: los mejores resultados de las pruebas de clarificación sólo lograron disminuir el color real a 14 U Pt-Co, y el COD a 3.38 mg/L. Debido a lo anterior fue necesaria la aplicación del proceso de adsorción, el cual para las mejores condiciones, carbón CAGR-B permitió cumplir con el color real requerido en la PPMD (5 U Pt-Co) y disminuir de manera eficiente los compuestos orgánicos disueltos (COD).

Introducción

La cantidad de agua que hay en la Tierra alcanza los 1,385 millones de km³. Sin embargo, menos del 3% de esta cantidad es agua dulce y de este total apenas el 0.3% es agua superficial.

La demanda de agua continúa creciendo como consecuencia del incremento de la población: actualmente, la dotación per cápita a nivel mundial es 33% inferior a la que existía en 1970 y, a partir de entonces, cerca de 1,800 millones de personas se han sumado a la población mundial (Rodríguez, 2006).

En México aproximadamente el 83% del volumen total de agua disponible se destina al riego, 12% al abastecimiento de agua para uso doméstico, 3% al uso industrial y el 2% restante a la acuacultura (Cruz Jiménez, 2007).

Las aguas superficiales contienen compuestos orgánicos los cuales provocan problemas para tener agua potable de calidad, en base a la normatividad vigente. Estos compuestos suelen ser causa de problemas a la salud, ya que esta agua es destinada para consumo humano.

Uno de los pocos aprovechamientos de aguas superficiales para abastecimiento de agua potable que se identifican dentro del Valle de México es la presa Madín, la cual se localiza en la Sierra Norponiente del Valle de México en los límites de los municipios de Naucalpan y Atizapán de Zaragoza y que controla los escurrimientos de pequeños arroyos que drenan las cuencas que se forman en la misma zona (Solano Consultores, 1999).

Los cuerpos de agua, como la presa Madín, pueden contener diversos compuestos, de origen natural, y antropogénico. Dentro de estos dos tipos de compuestos se incluyen aquellos que causan olor y sabor, sustancias químicas orgánicas sintéticas, plaguicidas, herbicidas, compuestos asociados a color, precursores de trihalometanos, partículas coloidales, así como materia orgánica natural; buena parte de estos compuestos son tóxicos, y deben ser removidos del agua a potabilizar (Tomaszewska *et al.*, 2004).

La remoción de compuestos orgánicos ha adquirido importancia debido a la formación de productos carcinogénicos por acción de etapas de desinfección. La materia orgánica natural es generalmente descrita como una mezcla escasamente definida de compuestos orgánicos de propiedades variables en términos de estructura molecular, acidez, peso molecular, entre otras (Sharp *et al.*, 2006).

Debido a que el agua de la presa Madín se emplea para consumo humano, es de suma importancia tener una buena calidad del agua; sin embargo, ésta se encuentra deteriorada presentando altos valores de color y turbiedad, parámetros que pueden estar asociados a los compuestos orgánicos presentes en el agua de la presa. Los límites permisibles establecidos en la NOM-127-SSA1-1994 son de 20 UTN (Unidades de Turbiedad Nefelométricas) para turbiedad y 5 U Pt-Co (Unidades Platino-Cobalto) para color respectivamente, por tanto, los procesos fisicoquímicos convencionales (coagulación, floculación, sedimentación y filtración sobre arena) instalados en la Planta Potabilizadora Madín (PPMD) deben alcanzar la calidad requerida por esta norma; cabe mencionar que debido a los altos valores de turbiedad y de color que se presentan en época de lluvias, en el agua de la presa Madín, el flujo de operación normal de la PPMD (600 L/s) es reducido para poder entregar agua potable que cumpla con los estándares de esos dos parámetros establecidos en la norma previamente mencionada (CONAGUA, 2008). Debido a lo anterior, se requiere de la aplicación de algún proceso efectivo que opere bajo condiciones óptimas para remover de manera eficiente esos dos parámetros.

Dentro de los procesos más eficientes para remover compuestos orgánicos se tiene el proceso de adsorción con carbón activado (Cook *et al.*, 2001; Tomaszewska *et al.*, 2004; MWH, 2005; Schreiber *et al.*, 2005). El carbón activado se utiliza desde hace mucho tiempo en la potabilización del agua. Hasta hace unas décadas, su objetivo era la remoción de olor y sabor. Actualmente, el carbón activado ya no sólo se aplica con los fines anteriores, si no con el propósito de retener los compuestos orgánicos y sintéticos más dañinos que se han encontrado en la mayor parte de las fuentes de agua potable (MWH, 2005; Sharp *et al.*, 2006). De manera general, los factores que influyen en el proceso de adsorción con carbón activado son: las características fisicoquímicas del adsorbente (área superficial, estructura porosa, granulometría, composición química, dureza), las características del adsorbato (estructura molecular, masa molecular, grupos funcionales, solubilidad, ionización) y finalmente las características de la fase (pH, temperatura, mineralización, MON) (Najm, *et al.*, 1990; Gaid, 1981).

Con base en la problemática presentada, los objetivos que se plantean para este trabajo se presentan a continuación:

Objetivos

Objetivo general:

- Determinar la factibilidad técnica de la aplicación del proceso de adsorción con carbón activado, para la remoción de los compuestos orgánicos presentes en el agua clarificada de la PPMD.

Objetivos particulares:

- Evaluar la influencia del tipo y dosis de carbón activado, aplicando tres carbones activados seleccionados para remover compuestos orgánicos del agua clarificada de la PPMD, mediante pruebas de cinéticas de adsorción realizadas en reactor discontinuo (batch).
- Determinar el modelo matemático de cinéticas de adsorción que mejor describa los datos experimentales de remoción de materia orgánica aplicando tres carbones activados de diferente origen.
- Estimar las condiciones óptimas del proceso de adsorción con carbón activado para remover los compuestos orgánicos disueltos del efluente del proceso de coagulación-floculación.
- Seleccionar el mejor carbón activado, de los tres evaluados para remover los compuestos orgánicos del agua clarificada de la PPMD, con base en los resultados de las pruebas de cinéticas de adsorción.

Hipótesis

- Si optimizamos el proceso de adsorción con carbón activado al efluente clarificado de la PPMD, entonces se removerá una amplia gama de compuestos orgánicos disueltos, hasta un nivel aceptable, los cuales se cuantificarán en términos de parámetros indirectos como el Carbón Orgánico Disuelto (COD), $SUVA_{254}$ y $SUVA_{272}$, Color, etc.

Antecedentes

Presas Madín

La cuenca de la presa Madín (Figura 1.1) abarca un área de 105 km², localizándose en el estado de México, en la zona oeste de la cuenca del Valle de México, delimitada por las coordenadas geográficas: 19° 33' y 19° 29' latitud norte; 99° 33' y 99° 15' de longitud oeste. Los límites políticos la ubican dentro del Estado de México, ocupando parte de los Municipios de Jilotzingo, Atizapán de Zaragoza y Naucalpan (Solano Consultores, 1999).

La presa Madín, inaugurada en 1980, tiene una capacidad límite de 25 millones de m³, aunque sólo almacena 13 millones, previendo la necesidad de almacenar cantidades mayores de agua. Parte del volumen almacenado (540 a 600 L/s) se procede a potabilizar para ser distribuido a la red municipal de aguas, la cual abastece de agua potable a la zona conurbada del Estado de México, principalmente a los municipios de Atizapán de Zaragoza, Naucalpan y Tlalnepantla (Solano Consultores, 1999).



Figura 1. 1 Vista satelital de la presa Madín (Google Earth, 2008).

Planta potabilizadora Madín

La Comisión Nacional del Agua opera la Planta Potabilizadora Madín (PPMD) (Figura 1.2), el tren de potabilización del agua superficial de la presa Madín, que se muestra en la Figura 1.3, se constituye de los procesos de coagulación-floculación, sedimentación, filtración rápida por arena y desinfección con cloro (PYCORSÁ, 1980; National Academy of Sciences, 1995).



Figura 1. 2 Vista satelital de la PPMD (Google Earth, 2008).

En la PPMD, el agua cruda proveniente de la presa homónima se conduce a la caja amortiguadora, donde la carga hidráulica es controlada para mantener un flujo constante en el tren de tratamiento. A continuación pasa por el canal Parshall, donde se adiciona la solución de sulfato de aluminio como coagulante, el canal Parshall permite medir un flujo volumétrico máximo de 720 L/s y un gasto mínimo de 300 L/s. Una vez medido el caudal, el agua pasa a una caja partidora que permite dividir el flujo en dos con la finalidad de alimentar a los dos módulos de operación. El mezclado rápido es proporcionado por agitación mecánica, lo que permite una homogenización de las sustancias químicas adicionadas.

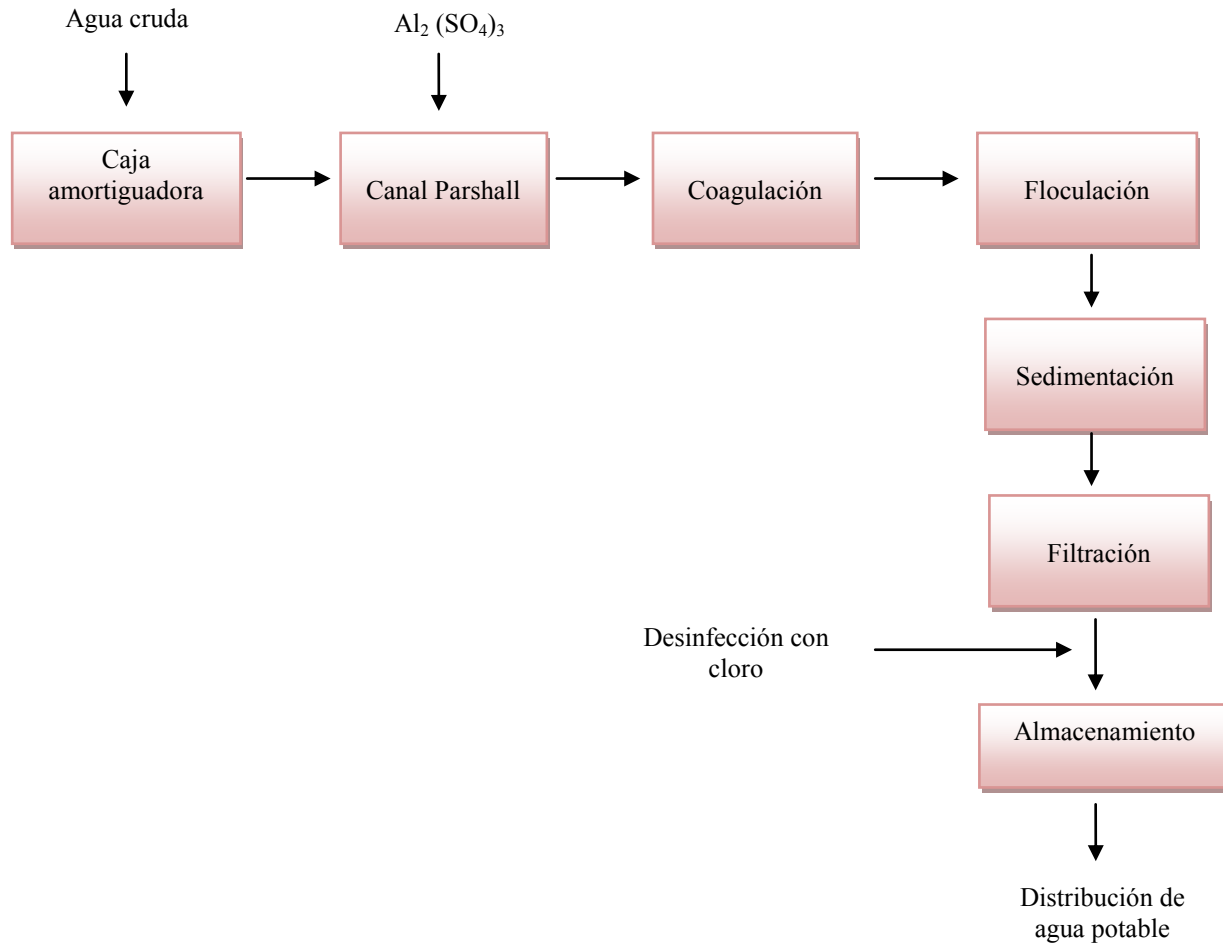


Figura 1. 3 Tren de tratamiento de la PPMD (PYCORSÁ, 1980).

La etapa de floculación, donde se lleva a cabo la aglomeración de las partículas en flóculos de mayor tamaño para su separación por sedimentación. En esta etapa, la sedimentación se realiza en tanques rectangulares, el agua clarificada fluye por las canaletas dispuestas a lo largo del tanque, la cual es conducida a los filtros de arena, éstos funcionan por gravedad y permiten la separación de material no floculado disuelto; el efluente obtenido pasa a la etapa de desinfección final con cloro y posteriormente es conducido por sistemas de tuberías hacia el tanque de almacenamiento para su posterior distribución.

Las condiciones de operación de las principales etapas del tren de tratamiento de la PPMD se presentan en la Tabla 1.1. Estas condiciones de operación permitirán simular el tren de tratamiento a escala laboratorio en prueba de jarras.

Tabla 1. 1 Condiciones de operación de las etapas de tratamiento de la PPMD (PYCORSÁ, 1980).

Planta Potabilizadora Madín: dos módulos Capacidad: Q total Máx= 0.7 m³/s	
ETAPA	Características
Coagulación	Reactivos adicionados: sulfato de aluminio y cloro Coagulante: sulfato de aluminio Intervalo de dosis de coagulante: 15-100 mg/L Al ₂ (SO ₄) ₃ Solución de Al ₂ (SO ₄) ₃ aplicada: 3% Dosis promedio de coagulante: 30 mg/L Dosis de cloro: 3.5-7 ppm Tipo de coagulador: mecánico (agitador de turbina) Gradiente de velocidad (G): 500 s ⁻¹ Dimensiones y volumen : 3.5 x 3.5 x 3.8 m (43.8m ³) Motor reductor y potencia: vertical de 15 hp TRH (Tiempo de Retención Hidráulica): 2 min Gasto de diseño: 360 L/s
Floculación	Tipo de floculador: mecánico con paletas planas Motor de 5 hp Dimensiones de un tanque: 15 x 11 x 3.9 m Capacidad/tanque: 0.36 m ³ /s Volumen por tanque: 648 m ³ TRH medio total/tanque: 30 min Número total de cámaras/tanque: tres escalonadas Gradiente 1(G): 49 s ⁻¹ Gradiente 2 (G): 36.75 s ⁻¹ Gradiente 3 (G): 24.5 s ⁻¹
Sedimentación	Tipo de sedimentador: rectangular Capacidad/tanque: 360 L/s Dimensiones: 28 x 10.8 m Pendiente de piso 4% TRH: 1.0 h Área neta: 209 m ² Carga superficial: 150 m ³ /m ² / d Velocidad de entrada: 0.2 cm/s

CAPÍTULO 1. MARCO TEÓRICO

1.1 Generalidades de los compuestos orgánicos presentes en fuentes de abastecimiento de agua potable

1.1.1 Grupos de compuestos

Los contaminantes orgánicos se encuentran presentes en todo tipo de cuerpos de agua potable, como pozos y lagos.

Los contaminantes orgánicos presentes en fuentes de abastecimiento de agua, tanto superficial como de pozo, pueden clasificarse en:

- **Materia Orgánica Natural (MON).**
- **Compuestos Orgánicos Sintéticos (COS).**
- **Subproductos de desinfección (SPD).**

A continuación se describe cada uno de los tres grupos anteriores.

Materia Orgánica Natural (MON)

Materia orgánica natural (MON) es el término usado para describir la compleja matriz de compuestos químicos orgánicos que tienen origen natural y que están presentes en todos los cuerpos de agua (Egeberg *et al.*, 1999; Chiang *et al.*, 2002; Matilainen *et al.*, 2002; MWH, 2005).

La MON se encuentra en variadas concentraciones en todas las fuentes naturales de agua. Es una compleja mezcla de compuestos formados como resultado de la degradación en el ambiente de material vegetal y animal (Newcombe y Drikas, 1997; Schreiber *et al.*, 2005). Así mismo, la MON incluye secreciones de actividad metabólica de algas, protozoarios, microorganismos y formas de vida superiores; por ejemplo, metabolitos como metilisoborneol (MIB) y geosmina, que imparten el sabor y olor terro-mohoso al agua que está densamente habitada por cianobacterias y actinomicetos.

La materia orgánica natural no es volátil, es altamente soluble, contempla todos los compuestos orgánicos naturales disueltos (Egeberg *et al.*, 1999a; MWH, 2005);

la mayoría de las moléculas que la componen están cargadas negativamente, carga generalmente atribuida a grupos carboxílico y fenol, lo que ocasiona que se comporte como un polielectrolito (MWH, 2005; Sharp *et al.*, 2006). Una gran variedad de compuestos, desde estructuras pequeñas como carbohidratos y aminoácidos, hasta complejas estructuras como los ácidos húmicos y fúlvicos, constituyen la MON (Newcombe y Drikas, 1997). La composición elemental de la MON es de 45-60 % de carbono, 4-5 % de hidrógeno, 35-40 % de oxígeno y <1-2 % de nitrógeno (Egeberg *et al.*, 1999b; MWH, 2005).

La complejidad de la MON hace impráctico medir compuestos individuales; por lo tanto, se emplean parámetros indirectos. Los parámetros más comunes para cuantificar materia orgánica son el carbono orgánico total (COT o TOC), carbono orgánico disuelto (COD), color, absorbancia UV a 254 nm (UV254) y absorbancia UV específica (SUVA) (MWH, 2005).

Es importante remover la MON disuelta antes de la desinfección, ya que de lo contrario se forman subproductos de la desinfección (SPD) que son nocivos para la salud.

Dado que la MON es precursora de subproductos de la desinfección (SPD), la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (US EPA) ha reconocido, tanto a la coagulación mejorada como al carbón activado granular, como la mejor tecnología disponible para controlar a los precursores de DBPs (US EPA, 1998; Uyak y Toroz, 2007).

Compuestos Orgánicos Sintéticos (COS)

Casi todos los cuerpos de agua tienen COS, generalmente en muy bajas concentraciones. Estos compuestos provienen de las cargas de aguas residuales de origen industrial o municipal, de productos químicos agrícolas y urbanos, y de lixiviados de residuos sólidos cuya disposición final es inadecuada (Tafolla, 2000).

Las aguas superficiales son especialmente vulnerables a la captación de estos contaminantes. La gran mayoría del grupo de estos compuestos son sintéticos, que comprende una amplia variedad de sustancias químicas, tales como (MWH, 2005): compuestos volátiles (benceno, tolueno, xilenos, fenol, etc.), herbicidas (atrazina, 2,4-D, metoalclor, etc.), plaguicidas (aldrín, lindano, dieldrín, etc.) y medicamentos (eritromicina, nonilfenol, estradiol, etc.). A este tipo de compuestos se les denomina como microcontaminantes por la baja concentración a la que están presentes, 1-500 µg/L, en comparación con la MON, con valores típicos de COD de 1 a 3 mg/L (MWH, 2005).

Aunque no se conocen bien los efectos de muchas de estas sustancias sobre nuestra salud, algunas, en concentraciones suficientes, están identificadas como causantes de irritación de los ojos y piel, daños al sistema nervioso, hígado, riñones y pulmones. Las investigaciones indican que, a largo plazo, la ingestión de combinaciones de estas sustancias, aún a niveles de trazas o microgramos por litro, puede ser causa de cáncer y defectos congénitos (Tafolla, 2000).

Subproductos de la Desinfección (SPD)

Es necesario desinfectar el agua antes de distribuirla para el consumo humano. El desinfectante que se utiliza con más frecuencia es el cloro, que además de desempeñar dicha labor, reacciona con los compuestos orgánicos disueltos y genera SPD, entre los cuales se incluye un grupo de compuestos clasificados como trihalometanos (THM), que han sido motivo de gran preocupación, ya que se han encontrado evidencias de que producen cáncer.

Los SPD formados como efecto de la desinfección con cloraminas, dióxido de cloro y ozono no se han investigado tan extensamente como los producidos por la cloración. Sin embargo, los SPD que se conocen hasta ahora son compuestos muy tóxicos parecidos a los COS y, cada vez se incluye un mayor número de ellos en la lista de contaminantes regulados. En la Tabla 1.2 se presentan los subproductos derivados de la desinfección y sus efectos perjudiciales para la salud.

Tabla 1. 1 Principales subproductos derivados de la desinfección y efectos perjudiciales para la salud (Gomal et al., 2002).

Subproductos de la Desinfección (SPD)	Compuesto	Efectos Perjudiciales para la Salud
Trihalometanos (THMs)	Cloroformo	Cáncer de hígado y riñón, efectos sobre la reproducción.
	Dibromoclorometano	Alteraciones en sistema nervioso, cáncer de hígado y riñón, efectos sobre la reproducción.
	Bromodiclorometano	Cáncer de hígado y riñón, efectos sobre la reproducción.
	Bromoformo	Cáncer de hígado y riñón, efectos sobre la reproducción.
Ácidos Haloacéticos	Ácido Dicloroacético	Cáncer, trastornos en la reproducción y en el desarrollo.
	Ácido Tricloroacético	Alteraciones hepáticas, renales y sobre el desarrollo.
Haloacetoniitrilo	Tricloroacetoniitrilo	Cáncer y efectos mutagénicos.

Aldehídos/Cetonas halogenados	Formaldehído	Efectos mutagénicos.
Halofenoles	2-Clorofenol	Cáncer, agente tumoral.

Trihalometanos (THM)

Como lo muestra la Tabla 1.2 los THM son solamente algunos de los muchos SPD formados durante la cloración de un agua que contiene materia orgánica disuelta. Se hace énfasis en los THM, ya que éstos generan una gran gama de compuestos importantes. Como su nombre lo indica, consisten en una molécula de metano en la que tres átomos de hidrógeno están siendo sustituidos por halógenos. Comprenden a los siguientes compuestos: Cloroformo (CHCl_3), bromodiclorometano (CHBrCl_2), dibromoclorometano (CHBr_2Cl) y bromoformo (CHBr_3).

En caso de no poder evitar la formación de THM, el CA sigue siendo la mejor tecnología para su retención. Cabe añadir que el triclorometano, es el más común de los THM, (es un compuesto volátil –punto de ebullición de $61\text{ }^\circ\text{C}$)- que se adsorbe eficazmente en carbones microporosos. El principal sustrato para la formación de trihalometanos son los ácidos húmicos y fúlvicos, que contienen estructuras fenólicas. Estos se rompen y liberan fenol (Grosso Cruzado, 1997).

1.1.2 Parámetros indicadores de la presencia de compuestos orgánicos

La complejidad de la materia orgánica natural hace complicada su medición de componentes individuales, por ello se utilizan los parámetros indirectos para su medición, como los que a continuación se presentan:

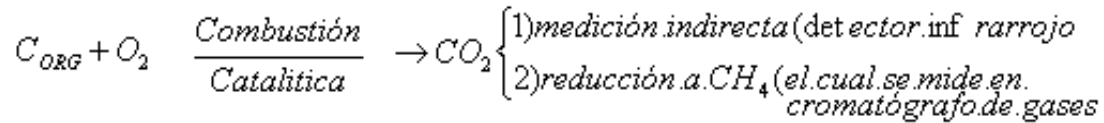
* **Métodos aplicados para determinar la concentración total de sustancias orgánicas presentes en el agua:**

➤ **Carbono Orgánico Total (COT)**

Es un Indicador rápido y exacto de la concentración en el agua de materia orgánica de carbono.

El método de medición se basa en una oxidación total del carbono, auxiliada en presencia de catalizadores.

Medición:



Una vez calibrado el equipo, el COT se puede determinar en pocos minutos.

Interpretación: El COT es una medida del contenido de carbono y no de la demanda de oxígeno (DQO) para oxidar el material orgánico e inorgánico degradable. El COT viene expresado como miligramos de carbono por litro de agua (mg/L).

➤ **Carbono Orgánico Disuelto (COD)**

Indica la concentración de carbono presente en sustancias orgánicas disueltas. La muestra de agua debe ser filtrada en papel de 0.45 micras (WHO, 2003).

- **Absorbancia UV:** Es la absorción de la luz de una sustancia a una longitud de onda determinada (254 nm).
- **Absorbancia Específica (SUVA):** Es una medida del contenido aromático del COD, que es calculado midiendo el COD y la absorbancia a 254 nm de una muestra de agua filtrada a 0.45 micras. $SUVA = UV / COD$ (WHO, 2003).
- **Color aparente:** Éste incluye el color real más el color que se debe a sustancias en suspensión. Es obtenido de las mediciones directas de la muestra sin filtrar.
- **Color real:** Está asociado a sustancias en solución. Se obtiene a partir de mediciones realizadas sobre muestras filtradas por membranas de 0.45 micras.
- **Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)**

Mide la cantidad de oxígeno consumido en la oxidación de la materia orgánica en el agua, mediante procesos biológicos aerobios. En general se refiere al oxígeno consumido en 5 días (DBO₅) y se mide en ppm de O₂. Las aguas subterráneas suelen contener menos de 1 ppm. Un contenido superior es indicativo de

contaminación. En las aguas superficiales su contenido es muy variable. Su remoción se realiza por procesos fisicoquímicos y biológicos aerobios y anaerobios.

➤ **Demanda química de oxígeno (DQO)**

Mide la capacidad de consumo de un oxidante químico, dicromato o permanganato, por las materias oxidables contenidas en el agua, también se expresa en ppm de O₂. Indica el contenido de materias orgánicas oxidables y otras sustancias reductoras, tales como Fe⁺⁺, NH₄⁺, etc. Las aguas no contaminadas tienen valores de DQO de 1 a 5 ppm. La relación entre los valores de DBO y la DQO es un indicativo de la biodegradabilidad de la materia contaminante.

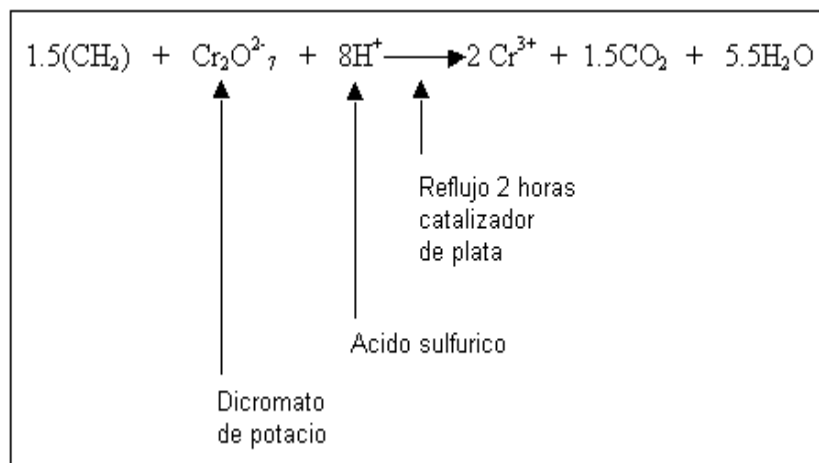


Figura 1. 1 Oxidación de la materia orgánica en la determinación de DQO.

➤ **Parámetros que indican contaminación orgánica**

- **Color**

El color puede deberse a muy diversas sustancias, generalmente de la descomposición de materia vegetal, aunque a veces también proviene de las sales metálicas como el Fe, Cu, Mn.

- **Olor**

El olor se debe fundamentalmente a la presencia de sustancias orgánicas, así como el desarrollo de microorganismos. Su presencia en el agua, indica de forma casi segura, algún tipo de contaminación o alguna deficiencia durante el tratamiento o distribución. El sabor puede ser debido a la presencia de sustancias

inorgánicas, aunque el agua libre de sabor no garantiza que esté libre de microorganismos patógenos o de ciertos compuestos tóxicos.

Se ha encontrado que dos compuestos, la **geosmina** y el **2-metilsoborneol** (MIB), son los responsables de la mayoría de los casos de olor y sabor producidos por algas (Durán Pilotzi, 2003).

- **Turbiedad**

La turbiedad es la dificultad del agua para transmitir la luz debido a materiales insolubles en suspensión o coloides muy finos (arcilla, barro, organismos microscópicos, etc.), que se presentan principalmente en aguas superficiales.

La medición se hace con un instrumento nefelométrico, el cual mide la intensidad de la luz difractada al incidir un rayo luminoso sobre las partículas en suspensión, las cuales inducen la turbiedad por diversas sustancias (Romero, 2006).

1.1.3 Legislación

En cada uno de los países se tienen normas relacionadas con aguas para consumo humano, lo cual ayuda a determinar que la producción y distribución de agua potable sea monitoreada y tenga un control de calidad de agua para suministrarla.

México cuenta con normas, que definen el término “agua potable”, es decir los parámetros a seguir para que el agua sea inocua.

Por lo cual es indispensable conocer las leyes y normas relativas al suministro de agua potable, ya que ellas definen las funciones y responsabilidades de quienes suministran el servicio y constituyen la base para que la autoridad competente determine si se está prestando o no el servicio debido.

La norma principal para la calidad del agua potable es 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”*, que establece la calidad del agua potable para determinar que sustancias pueden estar presentes en el agua y las concentraciones máximas permisibles para no representar un riesgo en la salud del hombre. El contenido de esta norma se muestra en el ANEXO A.

Hay otras normas complementarias para agua potable, las cuales son:

- **NOM-012-SSA1-1993**, “Requisitos sanitarios que deben cumplir los sistemas de abastecimiento de agua para uso y consumo humano públicos y privados”.
- **NOM-014-SSA1-1993**, “Procedimientos sanitarios para el muestreo de agua para uso y consumo humano en sistemas de abastecimiento de agua públicos y privados”.
- **NOM-179-SSA1-1998**, “Vigilancia y evaluación del control de calidad del agua para uso y consumo humano, distribuida por sistemas de abastecimiento público”.

Las normas antes citadas son responsabilidad del Sector Salud quien las vigila en coordinación con la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). Estas normas se desarrollaron con la idea de que el agua es un factor fundamental para reducir el riesgo de transmitir diversas enfermedades, particularmente gastrointestinales y para poder asegurar su calidad, se requiere controlar el sistema de abastecimiento así como a sus operadores. Se entiende por sistemas de abastecimiento al conjunto intercomunicado de fuente, construcciones, instalaciones y equipos de las obras de captación, plantas potabilizadoras, tanques de almacenamiento y regulación, cárcamos de bombeo, líneas de conducción, redes de distribución y tomas domiciliarias.

1.2 Procesos de remoción de compuestos orgánicos en agua potable

Existen diversos procesos para la remoción de compuestos orgánicos en agua potable. Los principales son: Precipitación, oxidación química, procesos oxidación directa, procesos de oxidación avanzada, procesos con membranas, intercambio iónico y los procesos de adsorción.

La US EPA ha reconocido, tanto a la coagulación mejorada como al carbón activado granular, como las mejores tecnologías disponibles para controlar a los precursores de SPD (US EPA, 1998). La Tabla 1.3 presenta datos sobre las eficiencias de remoción de COD reportadas aplicando diversos procesos.

Tabla 1. 2 Datos de remociones de COD mediante diversos procesos.

Referencia	Proceso	Porcentaje de remoción
Camel y Bermond, (2008)	Oxidación avanzada (Ozonación)	>90 % COD
Ates et al., (2005)	Membranas	> 90% fracción de Alto Peso Molecular 1.5-30 % fracción de Bajo Peso Molecular ≥86 % COD
Tan et al., (2005)	Intercambio Iónico	30-70 % COD
Uyak et al., (2005)	Coagulación - Floculación	40 % COD
Bose y Reckhow, (2007)		70 % hidrofóbica 16 % hidrofílica
Uyak et al., (2005)	Adsorción con carbón activado	30 – 75% COD

La Tabla 1.4 Muestra las ventajas y desventajas de los procesos más comunes para remoción de compuestos orgánicos en agua potable.

Tabla 1. 3 Ventajas y Desventajas de los procesos más comunes para remoción de compuestos orgánicos en agua potable (García González, 2008); (Krug et al, 1984);(Shalan, 2002); (Uyak et al., 2005).

Proceso	Ventajas	Desventajas
Oxidación avanzada (Ozonación)	<ul style="list-style-type: none"> • Es muy versátil, ya que ofrece distintos caminos posibles de producción de radicales HO•. • Se puede alcanzar la degradación completa de compuestos orgánicos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Una consecuencia de la elevada reactividad del agente oxidante es que los POA se caracterizan también por su baja selectividad. • Altos costos de energía y reactivos utilizados.
Membranas		
Ósmosis inversa	<ul style="list-style-type: none"> • Membranas diseñadas para separar diferentes porcentajes de iones diferentes y orgánicos diferentes. • No requiere agentes químicos. • Es relativamente seguro, fácil de operar y el efluente puede ser utilizado para fines de reúso. • Remoción de iones. 	<ul style="list-style-type: none"> • Altos costos de operación. • Remoción selectiva. • Susceptible a la hidrólisis microbiana. • Necesidad de lavado de la membrana para aumentar la duración de las membranas.
Microfiltración	<ul style="list-style-type: none"> • El gasto energético para bombear la solución no es muy elevado y al mismo tiempo se tiene un caudal mayor que atraviesa la membrana • No requiere agentes químicos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Altos costos de operación (U\$200 a U\$300 por m³ de agua a tratar). • Remoción selectiva. • Necesidad de lavado de la membrana.
Ultrafiltración	<ul style="list-style-type: none"> • Separación partículas coloidales, bacterias y virus. • No requiere agentes químicos. • Diversidad de membranas de ultrafiltración, dependiendo su aplicación. 	<ul style="list-style-type: none"> • Altos costos de operación. • Remoción selectiva. • Necesidad de lavado de la membrana.
Nanofiltración	<ul style="list-style-type: none"> • Operan a baja presión, usualmente en el rango de 50-250 psi, con altas conversiones. • Eliminación de virus, bacterias, plaguicidas, precursores de trihalometanos, etc. • No requiere agentes químicos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Altos costos de operación. • Remoción selectiva. • Necesidad de lavado de la membrana. • Depende de las condiciones variables de la fuente de alimentación.

<p>Intercambio iónico</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Eliminación de todas las impurezas iónicas, ablandamiento, desmineralización, etc. • Eliminación de sustancias orgánicas mediante resinas aniónicas de intercambio en forma cloruro, especialmente resinas acrílicas. 	<ul style="list-style-type: none"> • Eliminación sólo de compuestos orgánicos polares del agua, y los compuestos orgánicos disueltos pueden ensuciar las perlas de intercambio iónico, disminuyendo su capacidad. • Sustitución habitual o regeneración resinas.
<p>Adsorción con carbón activado</p>	<ul style="list-style-type: none"> • En comparación con los procesos mencionados, este suele ser menos costoso. • Remueve una amplia gama de compuestos orgánicos disueltos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Necesidad de regeneración del carbón activado.

En el Anexo H, se muestra una descripción más detallada de cada uno de los procesos mencionados.

1.3 Generalidades del Proceso de Adsorción

1.3.1 Definición y mecanismo

➤ Definición

La adsorción es un proceso mediante el cual se extrae materia de una fase y se concentra sobre la superficie de otra fase (generalmente sólida). Por ello se considera como un fenómeno superficial. La sustancia que se concentra en la superficie o se adsorbe se llama “adsorbato” y la fase que adsorbe se llama “adsorbente”.

La adsorción de las moléculas del adsorbato sobre la superficie del adsorbente puede ser física, o fisisorción y química, o quimisorción. La diferencia entre ellas radica en el tipo de interacciones entre el adsorbente y el adsorbato. En la fisisorción las interacciones predominantes son de tipo Van der Waals, mientras que en la quimisorción las interacciones semejan enlaces químicos.

Esto da lugar a entalpías de adsorción muy diferentes: alrededor de -20 kJ/mol para la adsorción física y cerca de -200 kJ/mol para la adsorción química (Atkins, 1991).

➤ **Mecanismo del proceso de adsorción**

El mecanismo de adsorción ha sido descrito por varios autores, Weber y Smith (1987) proponen que la transferencia de un adsorbato de la fase líquida hacia un sitio de adsorción se realiza en cuatro etapas principales (Durán Pilotzi, 2003):

1. Transferencia del adsorbato de la fase en la que se encuentra hacia las proximidades de la superficie del adsorbente.
2. Transferencia del adsorbato a través de la película líquida hacia la superficie del adsorbente.
3. Difusión del adsorbato al interior de los poros del adsorbente bajo el efecto de un gradiente de concentración. La molécula puede ser difundida de un sitio de adsorción a otro (difusión superficial) ó difundirse en la fase líquida al interior del grano hasta un sitio de adsorción (difusión porosa).
4. Adsorción. Después del transporte a los lugares disponibles se da la adsorción entre el adsorbato y adsorbente. Este paso es muy rápido y es el resultado de uno de los pasos precedentes de la difusión y controla la velocidad a la cual las moléculas se mueven de la solución. Si la adsorción está acompañada de una reacción química la cual cambia la naturaleza de la molécula, dicha reacción puede ser más lenta que el paso de la difusión y por lo tanto controla la velocidad de remoción del compuesto.

Debido a que estas cuatro etapas se efectúan en serie, la velocidad de adsorción está limitada por la etapa más lenta, la cinética de adsorción de un soluto sobre una partícula está determinada por la velocidad de transferencia del adsorbato a través de la película líquida externa (etapa 2) y/o por la velocidad de difusión del adsorbato al interior de la película del adsorbente (etapa 3) (Durán Moreno, 1997).

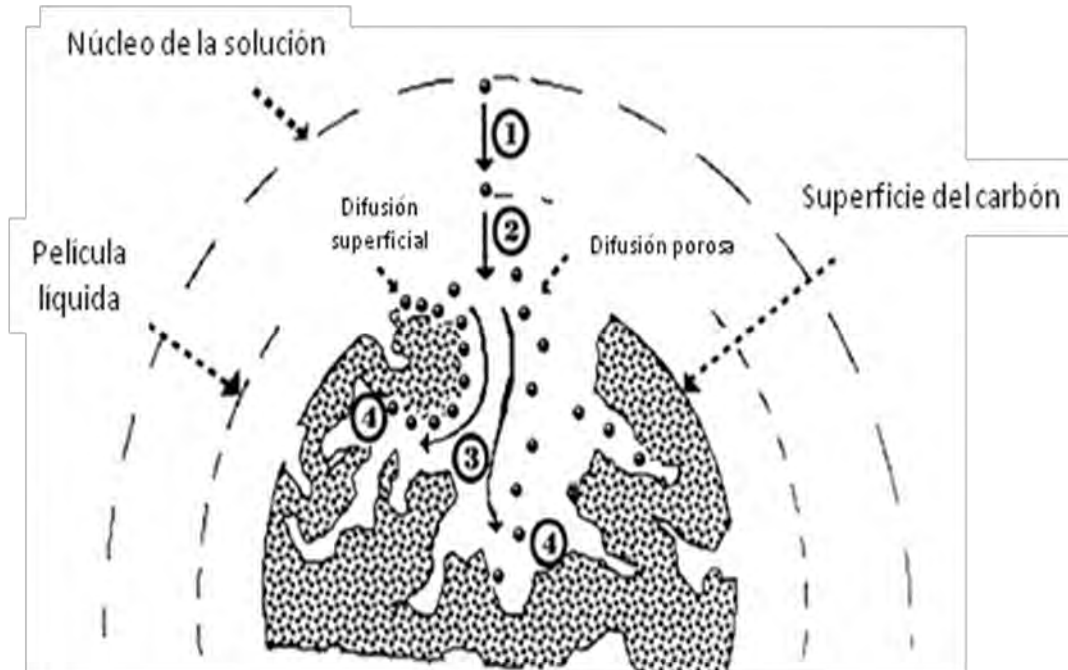


Figura 1. 2 Mecanismo de adsorción propuesto por Weber y Smith, 1987 (reproducido de Durán Moreno, 1997).

1.3.2 Factores de influencia

Existe un número importante de factores que influyen sobre la velocidad y las capacidades de adsorción, tomando en cuenta que en el proceso participan no sólo el adsorbente y el soluto por adsorber, sino también el medio y todo lo que éste contiene, los factores se dividen en tres grupos de características:

- Del adsorbente
- Del adsorbato
- Del medio que los rodea

A continuación se describe cada grupo:

- **Características fisicoquímicas del adsorbente**

- **Área superficial y estructura porosa**

A mayor área, mayor número de sitios activos disponibles y una mayor adsorción. Esto es válido para áreas de hasta 1500 m²/g (McGuire y Suffet, 1978).

- **Granulometría**

La reducción del tamaño de partícula aumenta la velocidad de adsorción, de acuerdo a una relación inversamente proporcional al cuadrado del diámetro de la partícula (Najm, *et al.*, 1990).

- **Composición química**

Dependiendo de los grupos funcionales en la superficie del adsorbente será la selectividad de la adsorción (Gaid, 1981).

- **Dureza**

Si la partícula no resiste la abrasión durante el retrolavado y la regeneración, se pierde un cantidad importante de carbón del sistema (Gaid, 1981).

➤ **Características fisicoquímicas del adsorbato**

- **Estructura molecular**

Los compuestos orgánicos de cadena ramificada son menos adsorbibles que los compuestos de cadena lineal (Jiménez Cruz, 1988).

- **Masa molecular**

Entre más masa molar más adsorbible (Durán Pilotzi, 2000).

- **Grupos Funcionales**

El exceso de carga negativa del átomo de carbón portador no favorece la adsorción: mientras más grande sea ese exceso, menor será la capacidad de adsorción (Jiménez Cruz, 1988).

- **Solubilidad**

La solubilidad del soluto se opone al fenómeno de atracción hacia el carbón activado. De esta manera, cualquier factor que favorezca la solubilidad de los compuestos orgánicos desfavorece su adsorción (Delthorne, 1986).

- **Ionización**

La ionización no favorece la adsorción sobre carbón activado. De esta forma, un soluto fuertemente ionizado es ligeramente adsorbido (Jiménez Cruz, 1988).

➤ **Características fisicoquímicas de la fase**

- **pH**

La capacidad de adsorción aumenta en condiciones de pH bajos con lo cual se disminuye la solubilidad del adsorbato (Montes Rojas, 2000).

- **Temperatura**

El proceso de adsorción es un proceso exotérmico. En consecuencia, este proceso se ve favorecido cuando la temperatura disminuye (Gaid, 1981).

- **Mineralización**

La influencia de la concentración de sales en el medio sobre la adsorción depende de las especies iónicas presentes y de la ionización, así como de las características del carbón activado (Gaid, 1981).

- **Materia Orgánica Natural (MON)**

En agua cuya concentración de micro-contaminantes es del 0.5 a 5% de la concentración de la materia orgánica natural (MON) presente, se da una competición por los sitios activos entre los micro-contaminantes y la MON en la superficie del carbón activado. Además de la MON, de la cual las sustancias húmicas componen la mayor parte, puede haber muchos químicos orgánicos sintéticos que compiten también por los sitios de adsorción de los micro-contaminantes (McGuire y Suffet, 1978).

1.3.3 Modelos de adsorción

Se han desarrollado diversos modelos para cuantificar el proceso de adsorción. A continuación se mencionan diversos modelos para interpretar los datos experimentales en un proceso de adsorción.

1.3.3.1 Cinéticas de adsorción

Las cinéticas de adsorción, permiten conocer la evolución de la concentración residual del contaminante en función del tiempo de contacto. Los datos experimentales de cinéticas de adsorción son ajustables a diversos modelos matemáticos. Los modelos encontrados para cinéticas de adsorción son: pseudo-primer orden, de difusión intrapartícula, de Elovich y de pseudo-segundo orden; mismos que son de los más aplicados a la adsorción de moléculas orgánicas (Tan *et al.*, 2008a; Richard *et al.*, 2009).

➤ **Modelo de pseudo-primer orden**

La forma lineal del modelo cinético de pseudo-primer orden, el cual está basado en la capacidad del sólido para adsorber una sustancia, se encuentra descrito por la Ecuación 1.1.

$$\log(q_e - q_t) = \log(q_e) - \frac{k_1}{2.303} t \dots\dots\dots\text{Ec. (1.1)}$$

Donde:

- q_e y q_t son las cantidades de COD fijadas por la adsorción (mg/g)
- t: tiempo (min)
- k₁: constante de adsorción (h⁻¹)

➤ **Modelo de pseudo-segundo orden**

El modelo cinético de pseudo-segundo orden en su forma lineal está expresado por la Ecuación 1.2.

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \dots\dots\dots\text{Ec. (1.2)}$$

Donde:

- k₂: constante de adsorción de segundo orden
- q_e: capacidad de adsorción al equilibrio [mg/g]
- k₂: constante de velocidad [g/ mg min]
- t: tiempo transcurrido [min]
- q_t: capacidad de adsorción al tiempo “t” [mg/g]

Este modelo refiere que la interacción que se da entre el adsorbato y el adsorbente es de carácter química: quimisorción.

➤ **Modelo de difusión intrapartícula**

El modelo cinético de difusión intrapartícula en su forma lineal está expresado por la Ecuación 1.3.

$$q_t = K_i t^{0.5} \dots\dots\dots\text{Ec. (1.3)}$$

Donde:

k_p : (mg/g h^{1/2}) constante de difusión intrapartícula

t: tiempo transcurrido [min]

q_t : capacidad de adsorción al tiempo "t" [mg/g]

Este modelo señala al proceso de adsorción como un gran número de sitios de adsorción en serie, expresado en una ecuación de difusión. Para resolver esta ecuación la adsorción es visualizada como un proceso de transferencia de masa de las moléculas del adsorbato a través de los intersticios de las partículas del adsorbente.

➤ **Modelo de Elovich**

El modelo cinético de Elovich en su forma lineal está expresado por la Ecuación 1.4.

$$q_t = \frac{1}{\beta} \ln(\alpha\beta) + \frac{1}{\beta} \ln t \dots\dots\dots Ec. (1.4)$$

Donde:

t: tiempo transcurrido [min]

q_t : capacidad de adsorción al tiempo "t" [mg/g]

La ecuación de Elovich, presentada originalmente en 1939, se satisface en procesos de adsorción química y es conveniente para los sistemas con las superficies adsorbentes heterogéneas.

1.3.3.2 Isotermas de adsorción

Una isoterma de adsorción es una función matemática que describe la relación existente entre la concentración del soluto presente en la fase líquida o gaseosa y aquella fijada al adsorbente o fase sólida, al equilibrio y bajo temperatura constante. Existen varios modelos de isotermas, pero los más comunes son los de Freundlich y Langmuir (Ramírez, 2000).

➤ **Isotermas de Freundlich, 1906 (2 parámetros)**

Se desarrolló sobre bases empíricas, supone adsorción física, la no asociación de moléculas después de su adsorción y que la superficie del adsorbente es heterogénea. La expresión matemática de la isoterma de Freundlich, está expresada por la Ecuación 1.5.

$$q_e = KC^n \dots\dots\dots\text{Ec. (1.5)}$$

La forma logarítmica o lineal es:

$$\log q_e = \log K + \frac{1}{n} \log C \dots\dots\dots\text{Ec. (1.6)}$$

Donde:

- q_e peso absoluto adsorbido al equilibrio por peso unitario del adsorbente
- C_e concentración al equilibrio del adsorbato en la solución
- K, n constantes

Las constantes K y n se calculan a partir de la ordenada al origen y la pendiente obtenidas de una regresión lineal.

➤ **Isotermas de Langmuir, 1918 (2 parámetros)**

Supone una capa monomolecular de adsorbente, uniformidad de la superficie del adsorbente y la no interacción entre moléculas del adsorbato. Las formas lineales de la isoterma de Langmuir, se muestran en las ecuaciones 1.7 y 1.8.

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_m} + \frac{1}{b_m C_e} \text{ Forma I} \dots\dots\dots \text{Ec. (1.7)}$$

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m b} + \frac{1}{q_m} C_e \text{ Forma II} \dots\dots\dots \text{Ec. (1.8)}$$

Donde:

- q_m capacidad máxima de adsorción
- b constante
- q_m y b son calculados por regresión lineal

1.3.4 Materiales adsorbentes empleados

Los adsorbentes son materiales sólidos porosos de alta área superficial. Existen inorgánicos como la alúmina activada ($\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot n \text{H}_2\text{O}$) con áreas de 200 a 400 m^2/g , la sílica con áreas de 300 a 900 m^2/g y las zeolitas que son principalmente aluminosilicatos, dentro de los orgánicos está el carbón activado con áreas de 300 a 2500 m^2/g .

En la Tabla 1.5 se presenta un resumen de las características de diferentes adsorbentes empleados en el tratamiento de agua y aire (Tapia Vargas, 1978).

Tabla 1. 4 Características de diferentes adsorbentes (Keller, 1995).

Adsorbentes	Características	Usos comerciales	Ventajas	Desventajas
Carbón activado	Superficie hidrofílica, selectivo para orgánicos en agua y aire	Remueve contaminantes orgánicos de agua y aire	Barato, amplia gama de compuestos adsorbibles, reutilizable	Difícil de regenerar cuando se ha agotado
Carbón molecular tamizado	Separa sobre la base de diferencia de difusividad intrapartícula	Producción de N_2 y O_2 del aire	Único uso comercial	No tiene otro uso más que el mencionado
Sílica gel	Alta capacidad, adsorción hidrofílica	Secado y remoción de hidrocarburos de gases	Mayor capacidad que ZT (Zeolita Tamizada)	No es efectivo como ZT para remover trazas de agua de corrientes gaseosas
Alúmina activada	Adsorción hidrofílica	Principalmente secado de corrientes gaseosas	Mayor capacidad que ZT	Menor capacidad que otros adsorbentes
Zeolita tamizada (ZT)	Superficie hidrofílica polar, canales regulares	Separación de contaminantes del aire, etc.	Separación basada en geometría	Mucho más costoso que el carbón activado
Bioadsorbentes	Lodos activados en soporte poroso	Remueve contaminantes orgánicos de agua y aire	No necesita regeneración	Eficiencia de remoción más baja que otros adsorbentes

Los adsorbentes deben de cumplir con tres importantes características como son la selectividad hacia mayor un número de compuestos, reversibilidad y capacidad (unidad de adsorbato/unidad de adsorbente).

El carbón activado es el material adsorbente más empleado por que cumple con las tres características, adsorbe una amplia gama de compuestos de corrientes tanto en fase gas como es fase líquida, es reutilizable, y además se puede producir a partir de materiales económicos.

1.3.5 Carbón activado como principal material adsorbente

➤ Definición

El carbón activado es el producto que se obtiene como resultado de un proceso de carbonización de materiales de desecho. Durante este proceso se realiza una activación de la superficie. En la carbonización los compuestos volátiles son liberados y los átomos de carbón se alinean para desarrollar una estructura porosa durante la etapa de activación (Montes Rojas, 2000).

Desde el punto de vista de la composición química, el CA es carbón prácticamente puro, igual que el diamante, el grafito (Figura 1.6), el negro de humo y diversos carbones minerales o vegetales. La mayoría de ellos contienen en su estructura ciertas cantidades de otros átomos no volátiles llamados cenizas, y que pueden considerarse como contaminantes. El tipo y la cantidad de dichos elementos están en función de la materia que origina al carbón; por ejemplo, en los carbones minerales suele encontrarse azufre, hierro, sílice, aluminio, fósforo y algunos metales pesados. El carbón de madera, en cambio, tiene sodio, potasio, calcio y magnesio, que provienen del árbol.

El carbón activado está formado por microcristales unidos por grupos funcionales de intercambio iónico y grupos funcionales con electrones residuales ligados entre sí (Figura 1.7). Se produce a partir de varios materiales, de origen animal, vegetal o mineral, por ejemplo, algas, aserrín, agave, asfalto, bagazo de caña, cáscara de cacahuate, de nuez y de coco, residuos de café, celulosa, cereales, coque, huesos, hulla, lodo ácido de petróleo, madera, olote de maíz, residuos de pescado y sangre. En cada materia prima brindará características y calidades distintas del producto (Tapia Vargas, 1978).

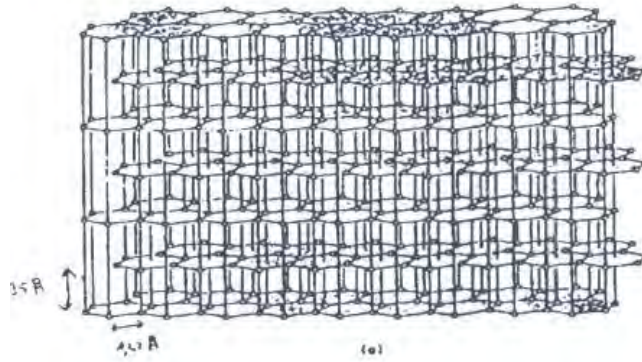


Figura 1. 3 Estructura cristalina del grafito.

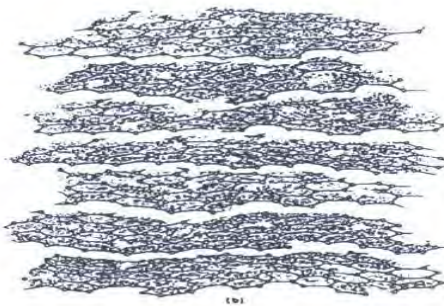


Figura 1. 4 Estructura del carbón activado.

➤ **Clasificación de los carbones activados (Menéndez, 2006).**

El carbón activado se puede clasificar en función de tres criterios:

- **Tamaño de partícula**
- **Origen**
- **Porosidad**

➤ **Tamaño de partícula**

El carbón activado puede ser utilizado en polvo (CAP) o en granos (CAG) en función de varios criterios técnicos y económicos.

➤ **Carbón activado granular (CAG)**

Este tipo de carbón activado se aplica actualmente para la remoción de compuestos orgánicos sintéticos tanto en aguas superficiales como en las subterráneas. Debido a que el CAG es costoso, es necesario utilizarlo tanto tiempo como su capacidad de adsorción lo permita. En la Figura 1.8 se muestra el carbón activado granular.



Figura 1. 5 Carbón activado granular.

➤ **Carbón activado en polvo (CAP)**

El CAP es muy la flexible en la operación de las plantas, ya que puede ser aplicado solamente cuando se detecten picos de contaminación importantes o la llegada de contaminantes específicos (Menéndez, 2006).

Tabla 1. 5 Ventajas y desventajas de CAG y CAP (Menéndez, 2006).

Parámetro	Carbón Activado Granular (CAG)	Carbón Activado en Polvo (CAP)
Ventajas	Fácil regeneración. Baja relación de carbón empleado por volumen de agua tratado, en comparación con CAP.	Fácil adición a instalaciones de coagulación-floculación para el control ocasional de compuestos orgánicos.
Desventajas	Requerimiento de unidades de contacto y sistema de tuberías. Compuestos previamente adsorbidos pueden desorberse y, en ocasiones, presentarse en mayor concentración en el efluente tratado que en el influente.	Difícil de regenerar. Recuperación impráctica de lodos producidos por coagulación-floculación. Mayor relación de carbón empleado por volumen de agua tratado, en comparación con GAC.

El carbón activado también se encuentra en otras presentaciones, como se muestra en la Figura 1.9



Figura 1. 6 Diferentes formas de carbón activado.

➤ **Origen**

La aplicación específica de cada carbón activado depende del origen y tipo de proceso utilizado para su activación. En la Tabla 1.7 se muestra el área específica del carbón a partir de distintas materias primas.

Tabla 1. 6 Área específica del carbón producido a partir de distintas materias primas (Durán Pilotzi, 2000).

Origen	Área específica (m ² /g)
Carbón bituminoso	800-1400
Cáscara de cacahuete	1100-1150
Residuos de pulpa	550-1100
Madera	700-1400

➤ **Porosidad**

Las propiedades más importantes a considerar al seleccionar un carbón activado son el diámetro de los poros y las características de los mismos. Los poros de un carbón activado se clasifican en tres, de acuerdo a su tamaño:

- Microporos
- Mesoporos
- Macroporos

La IUPAC también clasifica los poros del carbón en función de su diámetro en microporos (<2 nm), mesoporos (2-50 nm) y macroporos (50-100,000 nm).

Los microporos son los que más área proporcionan. Son útiles para adsorber moléculas muy pequeñas, que generalmente se encuentran presentes en purificación de gases.

Los mesoporos en cuanto a su contribución al área total es menor que los microporos, su tamaño les permite adsorber moléculas grandes que por lo general están presentes en purificaciones de líquidos.

Los macroporos casi no contribuyen al área total de un carbón pero su importancia radica en que actúan como vías de acceso a los poros medios y microporos, afectando la velocidad de difusión de las impurezas en el carbón (Grupo Clarimex, 2007). La Figura 1.10 muestra esquemáticamente los macroporos, mesoporos y microporos.

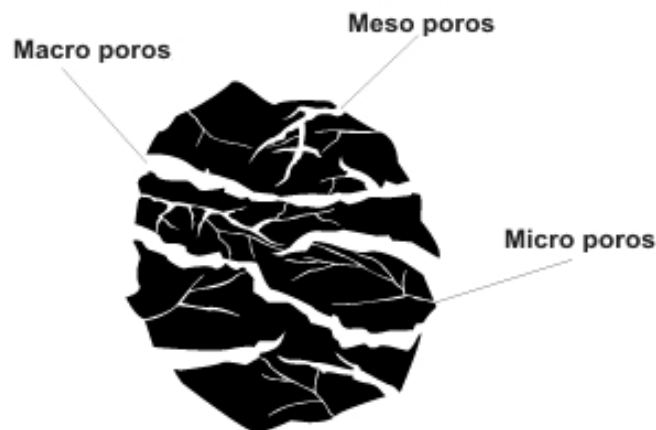


Figura 1. 7 Representación esquemática de macroporos, mesoporos y microporos.

1.3.6 Procesos de producción

La producción del carbón activado puede hacerse por procesos físicos o químicos. Ambos procesos incluyen carbonización y activación. La carbonización es la transformación de la materia prima a carbón. La activación es el proceso de oxidación lenta del carbón resultante por medio del cual se forman millones de poros microscópicos en la superficie del carbón, que adhieren los contaminantes presentes en el agua (Ponce, 2005). Para comprender el proceso de producción de C.A. es necesario empezar por describir la diferencia estructural entre los distintos tipos de carbón que se encuentran en la naturaleza o que fabrica el hombre independientemente de que sean o no activados.

El proceso de activación, generalmente una oxidación, se inicia con el ataque a los grupos funcionales, formándose así los macroporos. Enseguida, el ataque se concentra en los planos de los cristales, formándose microporos.

Cuando existen materias inorgánicas en el carbón esto produce esfuerzos estructurales en el sólido, lo cual vuelve más susceptible de ataque y más activo este lugar de la superficie (Anguiano, 2000).

La naturaleza de los grupos funcionales depende del tipo de materia prima que se utilice, del método de activación y de las impurezas que existan en la materia prima. Los métodos para la obtención de un producto de la porosidad y purezas adecuadas, son de tipo físico-químico y generalmente pertenecen, a dos grupos diversos según el medio de activación.

➤ Activación

El objetivo del proceso de activación es aumentar el volumen y agrandar el diámetro de los poros para crear alguna nueva porosidad. La estructura de los poros y su tamaño de distribución del poro son en gran parte determinados por la naturaleza del material puro y del proceso de carbonización (Banzal *et al.*, 1988).

La activación está diseñada para desarrollar una estructura porosa dentro del residuo pirolizado; durante esta etapa se consume aproximadamente el 50% del carbón residual. Los poros se forman por quemados u oxidación de segmentos superficiales en los paquetes de los planos grafiticos o por pérdida, rotura, o ciclación de los grupos terminales menos estables.

Aunque el mecanismo exacto del proceso de activación no se ha podido determinar, se puede visualizar una interacción entre el agente activante y los átomos del carbón que forma la estructura del producto intermedio carbonizado.

Los métodos más comúnmente empleados para la activación de carbones, son en general divididos en dos principales tipos: **activación química** y **activación física**.

➤ Activación química

Este método sólo puede aplicarse a ciertos materiales orgánicos relativamente blandos y que están formados por moléculas de celulosa, como es el caso de la madera de pino.

La activación química normalmente se realiza cuando el material puro es de origen vegetal. Al principio, el material es impregnado con agentes activantes en la forma de soluciones concentradas normales, con el fin de realizar la degradación del material celuloso.

En esta etapa se deshidrata la materia prima mediante la acción de un agente activante químico, como ácido fosfórico, cloruro de zinc o carbonato de potasio, ácido sulfúrico. La característica común de estos agentes activantes es que son sustancias deshidratantes. Ellos también disminuyen la formación de ácido acético, metanol, etc., y aumentan el rendimiento del carbón.

Posteriormente, se carboniza el material deshidratado a baja temperatura de (500 a 600°C), obteniéndose automáticamente la estructura porosa.

El material impregnado con el agente químico activante es colocado en el horno rotatorio, para llevar a cabo la pirolisis entre 400 y 600°C en ausencia de aire. El producto de la pirolisis es enfriado y lavado para remover el agente activante, el cual es reciclado. La rentabilidad del proceso radica en gran medida en la eficiencia de dicha recuperación.

El grado de activación puede variar de acuerdo con la concentración del agente químico deshidratante utilizado.

El grado de activación y el rendimiento dependen de las condiciones de operación del horno de activación, que son la temperatura de composición de los gases, el tiempo de residencia del carbón en el equipo y su flujo volumétrico.

Por grado de activación se entiende el área superficial generada en el carbón activado.

A mayor grado de activación generalmente corresponde un menor rendimiento (Anguiano, 2000).

Los agentes activantes más usados son ácido fosfórico, cloruro de zinc y ácido sulfúrico, aunque también se emplea el sulfato de potasio, hidróxido de tiocianato de potasio, cloruro de calcio y de manganeso.

Los carbones activados químicamente y obtenidos en forma de polvo son productos que presentan una alta actividad y capacidad de adsorción. Estos adsorbentes son usados para la adsorción de moléculas grandes, por ejemplo ácidos húmicos y fúlvicos.

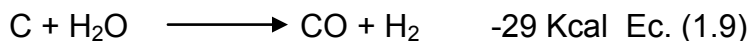
Kadlec (1972), observó que la forma de los poros en el carbón activado es diferente cuando son obtenidos por métodos de activación químico y físico. Los poros son usualmente en forma de botella en el caso de activación química y en forma de cono en activación física.

➤ **Activación física**

La aplicación del proceso de activación física directa permite desarrollar una importante área específica y una estructura de poros de dimensiones moleculares, más bien se asemejan a una molécula orgánica, parte aromática y parte alifática, o a un polímero muy ramificado y entre ligado. El método es realizado generalmente entre 800 y 1100 °C en la presencia de un gas oxidante tal como vapor de agua sobrecalentado, dióxido de carbono, aire, H₂, N₂ o alguna mezcla de estos gases.

La extensión de la gasificación depende de la naturaleza del gas empleado y de la temperatura de activación.

La gasificación del material carbonizado con vapor y dióxido de carbono ocurre por las siguientes reacciones endotérmicas.



En estas condiciones, y a lo largo de un cierto tiempo, algunos átomos de carbón reaccionan y se gasifican en forma de CO_2 , y otros se recombinan y condensan en forma de las mencionadas placas grafiticas.

Debido a que la reacción de carbón con vapor y con dióxido de carbono son ambas endotérmicas, el proceso de activación se debe llevar a cabo con preciso control de las condiciones en el horno.

En resumen, los métodos de producción de carbón activado se pueden dividir en dos grupos según el medio de activación, los cuales se enlistan a continuación:

Tabla 1. 7 Métodos de activación de carbón activado.

Método 1 Activación gaseosa o física	Método 2 Activación química
Tratamientos previos de la materia prima (molienda, tamizado)	Tratamientos previos de la materia prima (molienda, tamizado)
Carbonización a temperatura de 800 a 1000°C, con CO_2 , vapor.	Activación por impregnación de las sustancias activantes (Zn Cl_2 , H_3PO_4) a un tiempo y temperatura seleccionada (400-600 °C), sobre la materia prima.
Activación con el gas precalentado sobre el material carbonizado a tiempo y temperatura seleccionados.	Carbonización del material impregnado con el activante a temperaturas y tiempos seleccionados.
Lavado del carbón activado y molido según se requiera.	Molido y lavado del carbón obtenido según se requiera.
Secado y empaçado	Secado y empaçado

➤ Usos y aplicaciones

La adsorción con carbón activado tiene una amplia gama de aplicaciones como son (Stenzel, 1993; Kookson, 1978; Jiménez Cruz, 1998).

- Potabilización de agua
- Purificación de agua para industrias como la farmacéutica, química, etc.
- Remoción de cloro
- Eliminación de aceites y grasas disueltas en condensados de retorno a calderas
- Como tratamiento “pulidor”
- Como pretratamiento de un sistema biológico
- Remoción de compuestos carcinógenos

- Recuperación de solventes
- Tratamiento de aire
- En mascarar de gases y respiradores industriales
- Acuarios
- Catalizador y soporte de catalizador
- Remoción de metales que provocan fallas en intercambiadores de calor (corrosión, depósitos), espuma en calderas y torres de enfriamiento, inhibición de catalizadores
- Remoción de contaminantes orgánicos e inorgánicos

1.3.7 Características fisicoquímicas

➤ Características físicas

Las propiedades adsorbentes del carbón activado se caracterizan por parámetros como la superficie total, el volumen total de poros y la distribución de poro.

➤ Características químicas

Funciones de superficie: El carbón activado se compone de una pureza que varía entre 80 y 95%. Su esqueleto molecular se asemeja a las malla de grafito que contienen además del carbón otros elementos tales como hidrógeno y oxígeno. Esos elementos se encuentran combinados formando radicales carboxilos e hidroxilos, a los que se les llama *funciones oxigenadas de superficie* (Jelly, 1977).

Las funciones de superficie pueden presentar propiedades ácidas o básicas en función de las materias primas y de las técnicas de activación utilizadas para fabricar el carbón activado. Las funciones más comúnmente presentes en la superficie de los carbones activados son aquellas que poseen un carácter ácido.

Entre las clasificaciones de las funciones ácidas, la más aceptada es la que propone Boehm en 1966. Esta clasificación divide en cuatro grupos las funciones ácidas que se mencionan a continuación:

- Ácidos Carboxílicos
- Lactonas
- Fenoles
- Carbonilos

En el caso de las funciones básicas, se han propuesto dos grupos: la función cromera y la función pirona. Las técnicas de identificación de los diferentes grupos ácidos y básicos son diversas, entre las que se incluyen la polarografía, la espectroscopia infrarroja, la electroquímica, las reacciones químicas específicas, la descomposición térmica, entre otras.

Las funciones de superficie contribuyen a impartir un carácter hidrófilo al carbón.

Estos compuestos promocionan también sitios de adsorción para los compuestos polares (Puri, 1975).

➤ **Compuestos minerales**

Además de las funciones oxigenadas de superficie de los carbones activados, se pueden encontrar presentes compuestos minerales. Se han encontrado iones tales como el calcio, cobre, hierro, níquel, sodio, magnesio, silicio y aluminio.

Los compuestos minerales presentes en los carbones activados dependen de la materia prima y del proceso empleados para su fabricación. Algunas de esas especies químicas, como es el caso de PO_4^{3-} son esenciales para el desarrollo bacteriano en filtros de carbón activado que se utilizan en el tratamiento de aguas. En estas instalaciones, la eliminación fisicoquímica de compuestos orgánicos se combina a una eliminación por vía biológica.

➤ **Poder reductor**

El carbón activado presenta tres propiedades esenciales en el tratamiento de aguas: un poder adsorbente, el papel del soporte bacteriano y un poder reductor ligado a la deslocalización de electrones en el seno de la estructura.

Este adsorbente descompone por reacción química (y no por adsorción) las sustancias fuertemente oxidantes como el cloro libre, el ozono y el permanganato de potasio. Esta propiedad permite sobreoxidar las aguas tratadas antes del filtro de carbón activado, ya que la concentración residual de oxidante desciende de manera muy importante después de la filtración. Estas características reductoras del carbón activado, permiten explicar la proliferación bacteriana dentro de los filtros de carbón, incluso cuando son alimentados con aguas altamente cloradas u ozonadas.

Además del área superficial, distribución de tamaño del poro y química superficial existen otras propiedades importantes para productos comerciales de carbón

activado, como son: humedad, pH del carbón, dureza, tamaño de partícula, densidad y porosidad, contenido de ingredientes carbónicos, poder catalítico.

➤ **Contenido de ingredientes carbónicos**

La mayoría de los carbones activados comerciales contiene cantidades apreciables de sustancias inorgánicas derivadas de las materias primas ó de los químicos utilizados en su elaboración. Normalmente la mayoría de tales ingredientes son insolubles ó al menos, no extraíbles, por lo que son considerados como inertes.

En general, en las aplicaciones el carbón activado se usa tal como se recibe: si embargo para algunos propósitos es necesario remover algunos ingredientes no carbónicos por medio de un lavado apropiado.

➤ **Humedad**

Un carbón activado es generalmente valorado sobre la base de mezclas libres de humedad, a menos que sean empacados en recipientes herméticos. Si se almacena en un lugar húmedo, adsorbe en el transcurso de unos meses una considerable cantidad de humedad, puede adsorber desde un 25 hasta 30% de humedad dando la apariencia de estar seco. Para muchos propósitos esta humedad no afecta el poder de adsorción, pero obviamente diluye el carbón, por lo tanto es necesario agregar un peso adicional de carbón húmedo para tener el peso seco requerido.

➤ **pH del carbón**

Esta propiedad puede ser definida como el pH de una suspensión de carbón en agua destilada. El valor numérico del pH será afectado por las condiciones, como son: tiempo y temperatura de extracción y la relación agua-carbón. El pH puede provenir de los constituyentes propios del carbón. De este modo, para un carbón con bajo contenido de cenizas, el pH depende de la temperatura a las cuales el carbón se produce; el pH aumenta con la temperatura en el intervalo de 25 a 900°C después de 900°C el pH baja.

➤ **Dureza**

El carbón granular con muchos poros debe ser lo suficientemente duro para resistir los efectos de su manejo. Se han practicado varias pruebas de dureza, pero no se ha adoptado ninguna de manera genérica. La mayoría de estas

pruebas miden la cantidad de finos formados en una molienda ligera, como lo es usar pequeñas bolas de acero bajo condiciones fijadas arbitrariamente para efectuar el experimento.

➤ **Tamaño de partícula**

El análisis de tamaño de partícula puede realizarse colocando una muestra de peso conocido en una serie de mallas de tamaño conocido y pesar las diferentes porciones cribadas, de este modo se obtiene el porcentaje que pasa por cada malla. El carbón activado para purificación de líquidos rara vez es granular, dado que la eficiencia de la adsorción aumenta conforme el tamaño de la partícula disminuye. Existen limitaciones prácticas a esto debido a que un carbón muy fino tendrá una velocidad de filtración muy lenta.

➤ **Densidad y porosidad**

Al hablar de densidad de carbón, uno debe distinguir entre la densidad aparente, la densidad de partícula y la densidad verdadera. La densidad aparente se determina colocando una cantidad pesada de carbón en un cilindro graduado para medir el volumen que ocupa. El resultado puede expresarse con relación a la densidad del agua o en otras unidades de densidad, tales como g/cm^3 .

Usualmente la porosidad se calcula por medio de la medida de densidad granular y la densidad real. La densidad granular o de partícula se mide por inmersión de mercurio en una cantidad conocida de carbón y midiendo el volumen de mercurio que se desplaza, los poros más grandes que son penetrados por el mercurio se asume que pertenecen a la estructura granular. La densidad real puede ser determinada por el método clásico de Arquímedes colocando una masa conocida en un recipiente graduado para que se desplace el aire por un líquido.

➤ **Poder catalítico**

Un tipo de carbón puede ser apropiado para catalizar cierta reacción, mientras que otra reacción necesitará de un diferente tipo de carbón. De esta forma, la experimentación directa con la reacción a ser catalizadas es la única forma de determinar qué tipo de carbón en particular tiene la actividad deseada. Después de que un tipo particular de carbón se encontró satisfactorio, frecuentemente es posible encontrar una prueba de adsorción indirecta que proporciona un índice de la actividad de otros lotes de carbón, preparados por el mismo proceso de activación (Almanza, 1997).

1.3.8 Contaminantes removidos

➤ **Adsorción de compuestos aromáticos**

Como conclusión de varios estudios realizados sobre la adsorción de compuestos aromáticos sobre carbón se tiene que las superficies desarrolladas que son oxidadas por un tratamiento químico y por una oxidación es seco a temperaturas menores a 400°C, el tratamiento de oxidación seca produce grupos carbonilos con estructuras de quinona e hidroquinona. Estos grupos permiten la adsorción de compuestos aromáticos debido a la formación de un complejo aceptor-donador de electrones del anillo aromático con la superficie de los grupos carbonilos (Cookson, 1978).

➤ **Compuestos alifáticos no polares**

Los estudios de adsorción de compuestos alifáticos no polares revelaron una influencia de la superficie química del adsorbente.

Ishizaki y Cookson (1974), estudiaron la influencia de los óxidos de la superficie sobre las capacidades de adsorción para disulfuro de butilo y decano.

En conclusión obtuvieron que los óxidos de la superficie pueden obstaculizar la adsorción de compuestos alifáticos no polares. En algunos casos la presencia de mátales sobre la superficie del carbón puede ayudar a la adsorción (Cookson, 1978).

➤ **Compuestos polares**

Varios estudios han sido dirigidos a la influencia de la superficie química del carbón de compuestos con altos momentos dipolo permanentes. Los grupos oxígeno de la superficie imparten un carácter polar al carbón activado, como resultado estos pueden ejercer una adsorción preferencial por el componente más polar en una mezcla binaria. Esto es cierto, debido a que en sistemas acuosos el enlace disolvente fuerte-carbón activado debe romperse antes de que la adsorción ocurra.

Los óxidos ácidos imparten un carácter polar a la superficie del carbón activado y resulta una adsorción preferencial para el metanol sobre benceno, mientras que el carbón esencialmente libre de oxígeno adsorbe preferencialmente al benceno (Puri, 1970).

La adsorción de aminoácidos y proteínas sobre carbón indican que la adsorción de moléculas que contienen grupos de aminoácidos se mejora por la presencia de grupos carboxílico y lactona sobre la superficie del carbón. Para proteínas grandes, tales como los virus, aparecen momentos dipolo altos y esto ayuda a la adsorción sobre pequeñas moléculas de aminoácidos (Cookson, 1978).

➤ **Remoción de cromo (VI) y Cromo (III)**

El uso del carbón activado para la remoción de Cromo (VI) del agua es de reciente desarrollo. Los cromatos se remueven efectivamente del agua pasando esta a través de una columna empacada con un catalizador de platino negro impregnado de carbón activado. Un kilogramo de carbón activado se mezcla con un mL de coloide de platino negro que contenía 0.001 mg Pt/L y un gramo de H₂SO₄ puro. El catalizador impregnado de carbón activado es empacado en la columna, el agua a tratar contenía 100 ppm de cromato y se paso a través de una columna con un flujo de 1 m³/h. Después del tratamiento el agua tenía una concentración de 0.1 ppm de cromato (Toyokichi, 1974).

1.3.9 Puntos de aplicación en una planta potabilizadora

Se emplea el término potabilización cuando el agua es tratada bajo ciertos procesos físico, químicos y biológicos hasta volverla apta para consumo humano. La potabilización forma parte del sistema de abastecimiento de agua, un medio de transporte, el tratamiento y la distribución a los puntos de empleo.

La producción de agua segura, en lo que a enfermedades refiere requiere precipitación química, adsorción, sedimentación y filtración, con el fin de eliminar formas biológicas, colorantes, sabores, olores, hierro, silicatos y manganeso. El tratamiento mínimo para la producción de agua potable es una filtración directa a través de lechos granulares, pero la coagulación, la sedimentación y la filtración son las principales operaciones unitarias utilizadas normalmente en la producción de agua potable. (American Water Association Research Foundation, 1998).

Los objetivos de la potabilización y calidad son proporcionar agua segura para el consumo humano, y que no implique ningún riesgo de contraer alguna infección gastrointestinal que ponga en riesgo la salud del consumidor.

En general, para el agua superficial los procesos típicos de potabilización son los que se muestran en la Figura 1.11.

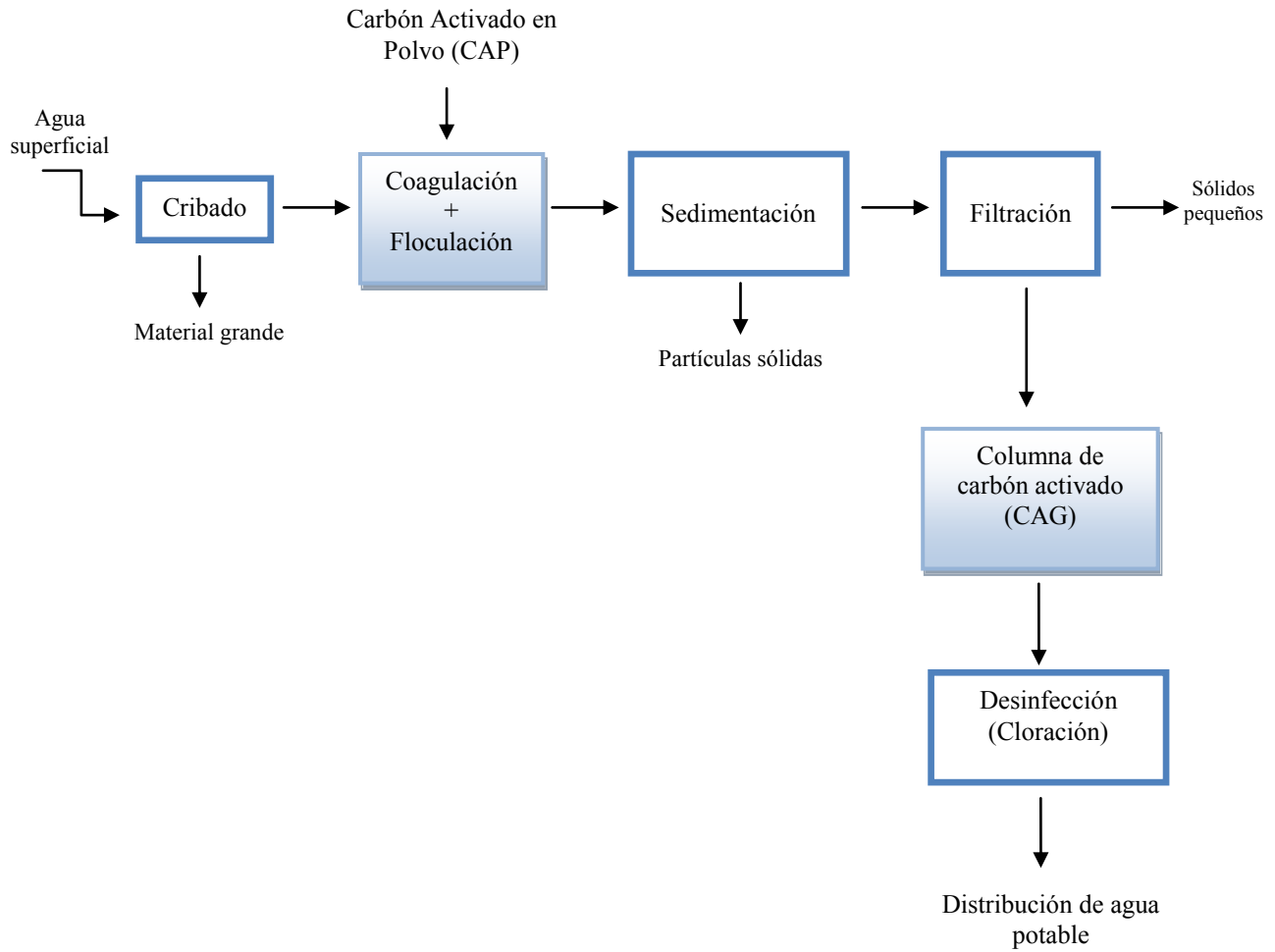


Figura 1. 8 Proceso típico de potabilización de aguas superficiales.

1.4 Procesos de regeneración y de reactivación

El carbón saturado puede pasar a través de una regeneración o proceso de reactivación en el cual los compuestos orgánicos son desorbidos y el carbón puede usarse nuevamente.

Por conveniencia los métodos de regeneración se han dividido en dos tipos: métodos que desorben el adsorbato en una fase líquida y métodos que calientan el carbón activado y remueven los adsorbatos como vapores, los métodos para regeneración se aplican para cualquier tipo de carbón (McLaughlin, 1995). Entre los métodos de regeneración desarrollados desde hace 150 años se encuentran el térmico, el químico, con disolventes, al vacío, biológico y la oxidación húmeda (Smithson, 1978).

Los métodos de regeneración varían la capacidad de adsorción que se recupera el carbón activado, la cantidad de adsorbatos removidos y sin remover y el grado de deterioro en el carbón activo residual. Dependiendo del material adsorbido, pueden variar considerablemente los requerimientos para removerlo así como el impacto de la remoción en las condiciones del carbón activado original.

La descripción de cada tipo de regeneración se muestra en el anexo G.

1.4.1 Aplicación de carbón activado en el tratamiento de agua y gases

El carbón activado es ampliamente usado en potabilización de agua para la remoción de compuestos causantes de olor y sabor, sustancias químicas orgánicas sintéticas, precursores de SPD (MWH, 2005). También pueden removerse, por adsorción, constituyentes inorgánicos como perclorato, arsénico y metales pesados (MWH, 2005). Así mismo, los procesos de adsorción en carbón activado se han empleado como pretratamiento para filtración en membranas (como ósmosis inversa) (Gur-Reznik *et al.*, 2008). Las aplicaciones más comunes del carbón activado en el tratamiento de agua se mencionan a continuación:

- Remoción de impurezas que causan color, olor y sabor en el agua potable, agua de procesos alimenticios (jugos, vinagre, etc.), agua de procesos químicos (solventes, fármacos, etc.).
- Remoción de color, compuestos orgánicos tóxicos y metales ligados a moléculas orgánicas en aguas residuales de origen municipal o industrial.

- Remoción de precursores de color que pueden no tener color real, pero que lo causan en una etapa posterior a un proceso o después de que el producto se ha vendido (ejemplo: glucosa de maíz).
- Remoción de compuestos que causan espuma.

En fase gas el carbón activado tiene las siguientes aplicaciones:

- Remoción de olores en lugares habitables, de esparcimiento, en almacenes y olores generados en procesos industriales o en plantas de tratamiento de aguas residuales.
- Remoción de compuestos orgánicos tóxicos en aire.
- Remoción de contaminantes orgánicos en gases que se producen industrialmente y que requieren purificarse (ejemplo: dióxido de carbono, hidrógeno, oxígeno).
- Remoción de vapores en los tanques que almacenan productos orgánicos volátiles.
- Remoción de compuestos orgánicos en aire o en gases de escape. El CA puede tener como objetivo no sólo la purificación del aire o gas de escape, sino la recuperación del solvente.

1.5 Procesos de potabilización utilizados en las principales Plantas Potabilizadoras de México (casos de aplicación de adsorción con carbón activado)

En el caso de México son 31 las principales plantas potabilizadoras en operación que abastecen al Distrito Federal y Estado de México, con un caudal promedio potabilizado de 18 715 L/s.

Tabla 1. 8 Principales Plantas Potabilizadora en México

Entidad Federativa	No. Total de plantas	No.de plantas en operación	Capacidad instalada (L/s)	Caudal potabilizado (L/s)
D.F.	33	26	3 458	2 226
Hidalgo	1	1	80	30
México	4	4	21 230	16 459
Total	38	31	24 768	18 715

La planta potabilizadora más grande del país es la de *Los Berros*, ubicada en la localidad del mismo nombre en el municipio Villa de Allende, Estado de México. Esta planta forma parte del Sistema Cutzamala y atiende una parte importante del suministro de agua potable a la Zona Metropolitana de la Ciudad de México; dicha planta opera con un proceso avanzado de potabilización y su capacidad instalada es de 20 000 L/s en cinco módulos.

Además de la planta *Los Berros*, las siguientes plantas potabilizadoras en operación tienen una capacidad instalada superior a los 100 L/s. La planta Santa Catarina, ubicada en la delegación Tláhuac del Distrito Federal, tiene una capacidad instalada de 500 L/s, la planta Madín ubicada en Naucalpan tiene una capacidad instalada de 600 L/s,

Los procesos de potabilización utilizados en éstas Plantas se muestran en la Tabla 1.10. Como se observa en la tabla, de las plantas analizadas en 5 de ellas se utiliza la adsorción con carbón activado después de la filtración; de estas en 3 después del proceso de adsorción procede la desinfección mientras que en las otras 2 después de la adsorción procede la osmosis inversa y finalmente la del proceso de desinfección.

Tabla 1. 9 Procesos de potabilización de las principales Plantas Potabilizadoras

Entidad	Municipio	Nombre de la planta	Clasificación del proceso	Capacidad Instalada (L/s)	Caudal potabilizado (L/s)	Población beneficiada
D.F.	Iztapalapa	La Caldera	Oxidación, filtración, adsorción, desinfección	750	520	189 712 habitantes de la Sierra de Santa Catarina, San Miguel Teotongo, Santiago Acahuatepec
México	Almoloya del Río	Almoloya del Río	Oxidación, filtración, desinfección	580	360	124 416 habitantes de la zona poniente de la Ciudad de México
México	Naucalpan	Madín	Coagulación-Floculación, filtración y desinfección	600	450	250 000 habitantes
D.F.	Iztacalco	Agrícola Oriental	Acidificación, desgasificación oxidación, filtración, adsorción, osmosis inversa, desinfección	240	149	51 494 habitantes de Alfonso Ortiz Tinoco, El Rodeo y Agrícola Oriental
D.F.	Magdalena Contreras	Río Magdalena	Mezcla rápida, floculación, sedimentación, filtración, desinfección	210	210	72 576 habitantes de la Zona poniente de la delegación
D.F.	Iztapalapa	Panteón Civil	Oxidación, filtración, adsorción, desinfección	180	135	46 656 habitantes de la Sierra de Santa Catarina, San Miguel Teotongo, Santiago Acahuatepec
México	Tlalmanalco	Tlalmanalco	Coagulación-Floculación, filtración y desinfección	150	57	33 000 habitantes
D.F.	Iztapalapa	Purísima No. 3 y 7	Adsorción, desinfección	135	110	38 016 habitantes del barrio San Miguel, Progresista y Purísima
D.F.	Iztapalapa	Santa Cruz Meyehualco	Desgasificación, oxidación con ozono, filtración, adsorción, osmosis inversa, desinfección	120	78	29 956 habitantes de Reforma Política y Santa Cruz Meyehualco

(CONAGUA, 2008).

CAPÍTULO 2. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

En este estudio la parte experimental se realizó en dos etapas las cuales consistieron en:

- 1) Realización de la etapa de coagulación-floculación de agua cruda de la Planta Potabilizadora Madín.
- 2) Realización de pruebas de adsorción (cinéticas de adsorción), para compuestos orgánicos disueltos con carbones activados de tres tipos u origen (cáscara de coco, mineral lignítico y mineral bituminoso) a diferentes pH y dosis.

La Figura 2.1 muestra el esquema de la metodología seguida.

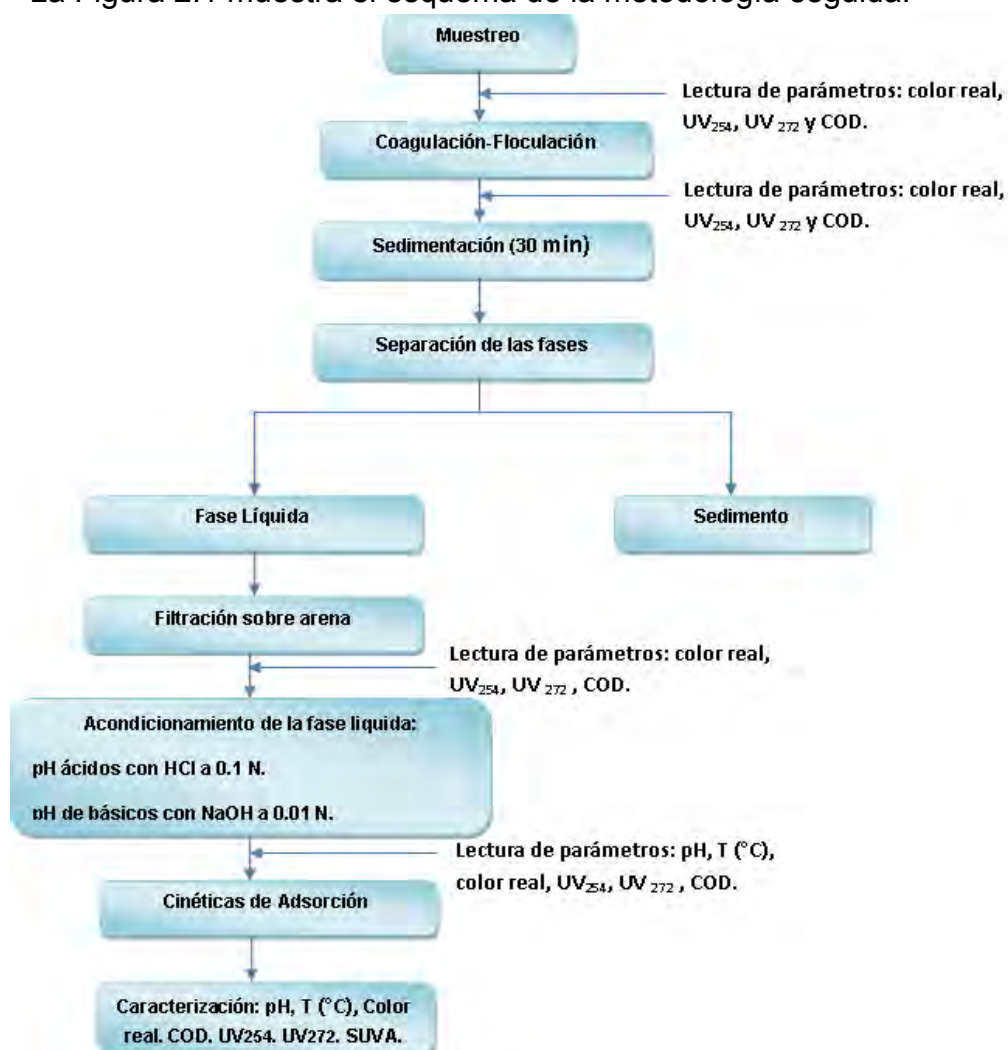


Figura 2. 1 Diagrama general de las etapas y técnicas experimentales utilizadas en el estudio.

2.1 Materiales y Reactivos

Los materiales y reactivos utilizados en cada etapa se describen a continuación:

2.1.1 Agua a Tratar

El agua a tratar fue el influente de la PPMD, a la cual se realizó una visita el 25 de Mayo de 2009, para la toma de muestras.

Se enviaron algunas muestras a un laboratorio para analizar los parámetros fisicoquímicos propuestos por la legislación mexicana para agua potable (NOM-127-SSA1-1994). Estos análisis se realizaron con el fin de saber específicamente que tipo de compuestos orgánicos podrían estar originando los altos valores de color y turbiedad en el agua de la PPMD, es decir, descartar si el aumento en dichos parámetros lo estaban ocasionando compuestos orgánicos de origen antropogénico o materia orgánica natural. Los resultados de este análisis se muestran en el ANEXO C.

2.1.2 Coagulantes y floculantes

Las combinaciones de coagulante-floculante se seleccionaron en base a los resultados reportados en el estudio realizado por la Dra. Ramírez Zamora *et al.*, (2009) "DIAGNÓSTICO Y OPTIMIZACIÓN DE LOS PROCESOS INTEGRANTES DEL TREN DE TRATAMIENTO DE AGUA Y LODOS DE LAS PLANTAS POTABILIZADORAS LOS BERROS (PPLB) Y MADÍN (PPMD): PRIMERA ETAPA", en donde se diseñó una matriz de decisión multicriterio (información no mostrada) que permite, en base a las eficiencias de remoción, dosis y costos de los productos, determinar las mejores combinaciones de coagulante y floculante. Otros datos importantes de este estudio se muestran en el ANEXO F.

En la Tabla 2.1, se muestran las combinaciones de los coagulantes que fueron evaluados en conjunto con el floculante más adecuado, así como la calificación para la combinación; las calificaciones más altas se muestran sombreadas. Como se puede observar, la mejor combinación de acuerdo a la calificación obtenida en el estudio, fue en la se utilizó como coagulante una Poliamina (FL2949) con floculante Poliamina (C577), obtenido una calificación de 88.75. La segunda mejor combinación fue la conformada por un poliDADMAC (ENPA 370) como coagulante y una poliamina (C581) como floculante, obteniendo una calificación 84.75.

Por lo anterior se decidió realizar pruebas preliminares de jarras con esas dos mejores combinaciones evaluando los tres niveles de color reportados en el estudio para cada combinación de coagulante-floculante y determinar los niveles de remoción en color real y COD.

Tabla 2. 1 Calificaciones de las combinaciones de coagulante-floculante (Ramírez Zamora et., al 2009).

PPMD		
Coagulante	Floculante	Calificación
FL2949, Poliamina	C577 Poliamina	88.75
ENPA 370, PDADMAC	C581, Poliamina	84.75
FL 12481, PDADMAC	C595, PDADMAC	81.25
APAK, PACI	C573, Poliamina	75
Sulf STD	C577, Poliamina	28.75
Sulf Libre	C573, Poliamina	16.25

En las Tablas 2.2 y 2.3 se muestran las características y dosis utilizadas para cada combinación de coagulante-floculante.

Tabla 2. 2 Primera combinación de coagulante-floculante utilizada en este estudio.

	Coagulante	Floculante
Nombre comercial	Enpa 370	C 581
Sustancia activa	Clorhidrato-Al. PoliDADMAC	Poliamina – Orgánico
Dosis (mg/L)	1	0.16
Carácter/PM:	Catiónico /alto	Orgánico/Catiónico

Tabla 2. 3 Segunda combinación de coagulante-floculante utilizada en este estudio.

	Coagulante	Floculante
Nombre comercial	FL2949	C577
Sustancia activa	Poliamina	Poliamina
Dosis (mg/L)	1	0.1
Carácter/PM:	Catiónico/medio	Catiónico/bajo

2.1.3 Carbón Activado (C. A.)

La selección de los C.A. utilizados se hizo con base en un análisis de los diferentes fabricantes y proveedores, tanto nacionales como extranjeros, se encontraron ocho carbones de diverso origen, los cuales son los más representativos en el mercado nacional. De estos ocho carbones se seleccionaron tres, de los cuales dos son de fabricación nacional (CG700, CAGR-B) y uno de fabricación extranjera (LQ-1000), para el cual se encontraron reportes de remoción del 95% para cianotoxinas (Gutiérrez Suárez, 2008) y del 89.7 % para remoción de COD (Durán Pilotzi, 2003). Los demás carbones se descartaron, ya que provienen de origen madera y por lo tanto son menos resistentes para aplicación en columna. La Tabla 2.4 presenta las características fisicoquímicas principales de los carbones seleccionados.

Tabla 2. 4 Características de los carbones activados evaluados.

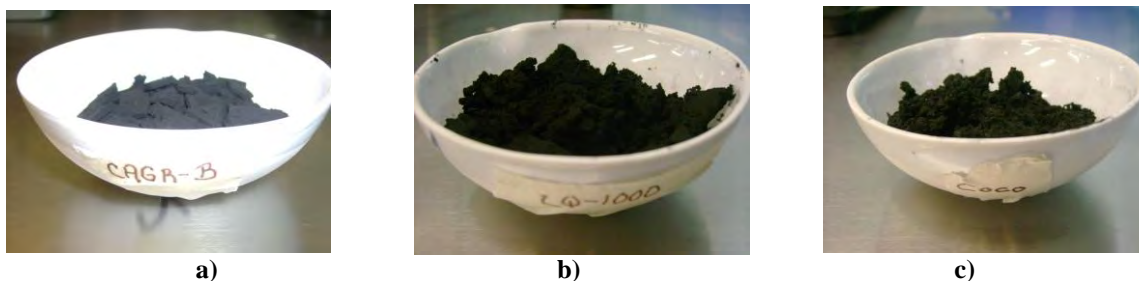
Característica	Carbón 1 LQ-1000	Carbón 2 CG700	Carbón 3 CAGR-B
Fabricante	CARBOCHEM	NOBRAC	CLARIMEX
País	USA	México	México
Origen	Mineral lignítico	Cáscara de coco	Mineral bituminoso
Activación	Física	Física	Física
Densidad aparente (g/mL)	0.47	0.55	0.47
Número de dureza	75	98	80
Superficie especifica (m ² /g)	1,100	800	1,050
Índice de iodo (mg/g)	1,000	900	900
Volumen poroso (mL/g)	0.9	-	0.8
Precio: \$ /Kg	91.517	40.25	64.489

2.1.4 Acondicionamiento de los carbones activados

Antes de ser utilizados en las pruebas experimentales, cada uno de los tres carbones activados fueron acondicionados de la siguiente manera (Cook *et al.*, 2001; ASTM, 2003):

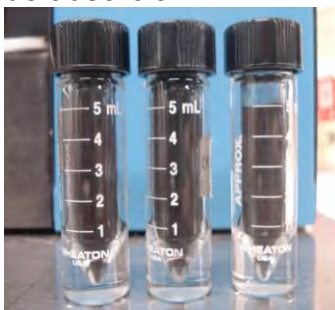
1. Pulverización de cada tipo de carbón activado.
2. Tamizado del carbón pulverizado, colectando la fracción que atravesó la malla 325, que representa un tamaño de partícula de aproximadamente 40 micras (ASTM, 2003).
3. Lavado del carbón tres veces en 300 ml de agua bidestilada, con agitación a 210 rpm durante 4 h.
4. Secado del carbón en una estufa eléctrica, a una temperatura de 105°C durante 24 h (Cook *et al.*, 2001).
5. Tamizado nuevamente, colectando la fracción que atravesó la malla 325.
6. Finalmente, almacenado del carbón en frascos bien tapados y etiquetados.

En las Fotografías 2.1 a), 2.1 b) y 2.1 c) se muestra cada uno de los carbones activados en capsulas de porcelana, después del proceso de secado en la estufa eléctrica.



Fotografía 2. 1 Carbones activados. a) Carbón CAGR-B b) Carbón LQ-1000 -700 c) CG-700 (Coco)

La Fotografía 2.2 muestra los carbones activados guardados en frascos para su posterior uso en las cinéticas de adsorción.



Fotografía 2. 2 Carbones activados acondicionados.

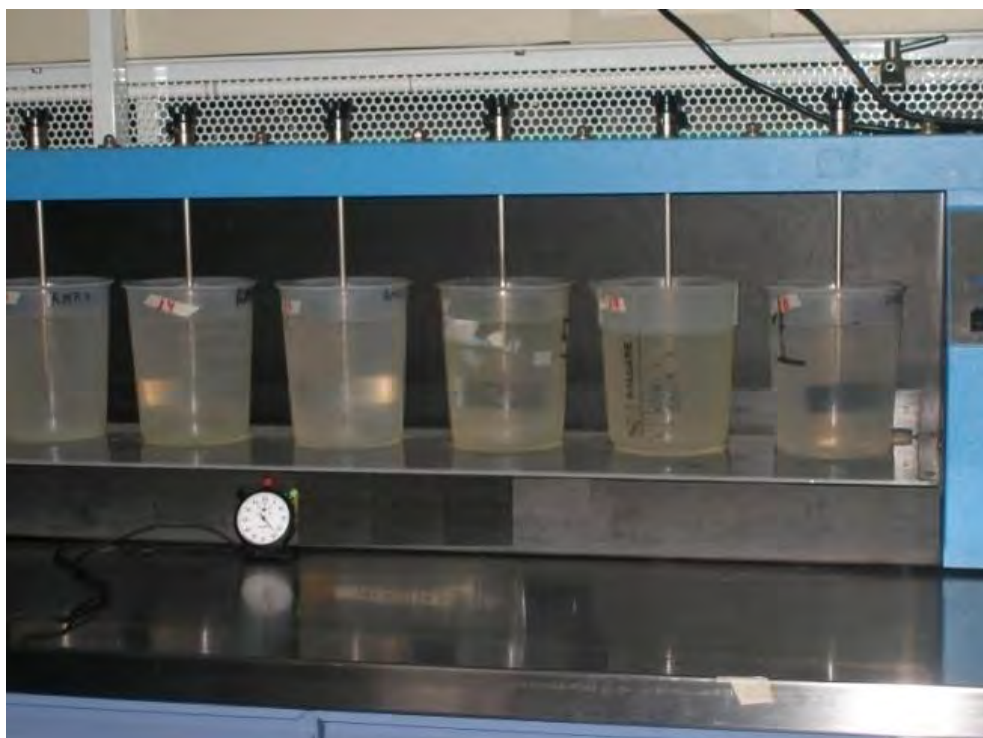
2.1.5 Soluciones para acondicionar el pH

Para acondicionar a pH ácido se utilizó una solución de ácido clorhídrico (HCl, J.T Baker 37% v/v) a 0.1 N, mientras que para acondicionar a pH básico se utilizó una solución de hidróxido de sodio (NaOH, Sigma Aldrich 98%) a una concentración de 0.01 N. En el ANEXO D se muestran las curvas de calibración de pH que se realizaron para saber la cantidad de HCl o NaOH necesario para subir o bajar dicho parámetro.

2.2 Sistemas y técnicas experimentales

2.2.1 Pruebas de clarificación (coagulación-floculación-sedimentación)

Se realizaron pruebas de jarras preliminares, con las dos mejores combinaciones de coagulante-floculante. Para ello se utilizó un equipo de prueba de jarras (marca Phipps & Bird Co, modelo 7790-400, USA) que puede observarse en la Fotografía 2.3. Los gradientes de velocidad utilizados durante las pruebas y el tiempo de sedimentación se señalan en la Tabla 2.5, y fueron los mismos que se utilizaron en las pruebas de coagulación-floculación para el equipo de 100 Litros.



Fotografía 2. 3 Equipo de jarras para las pruebas preliminares de coagulación-floculación.

Tabla 2. 5 Tiempos y rpm de agitación en las pruebas de jarras.

Tiempo (m´ s´´)	Velocidades de agitación (rpm)
10´´	300
6´ 20´´	88
7´ 00´´	67
8´ 15´´	50

Para obtener el influente para el proceso de adsorción se empleó un equipo de coagulación-floculación con capacidad de 100 Litros, dotado con una paleta de agitación. Cuenta además con un dispositivo para regular la velocidad de mezclado. El equipo utilizado en esta etapa se observa en la Fotografía 2.4.



Fotografía 2. 4 Equipo de coagulación-floculación.

2.2.2 Filtración sobre arena

De acuerdo a la literatura consultada (WHO, 2004), un papel filtro Whatman del número 40 (tamaño de poro $>8 \mu\text{m}$) simula una filtración en medio granular, que es el tipo de filtración que opera en la PPMD. Por lo cual se utilizó éste para simular la etapa de filtración sobre arena. El sistema experimental se muestra en la Fotografía 2.5, dicho sistema consistió en tres embudos de filtración interconectados por la parte inferior a un matraz Kitasato, el paso del agua por el filtro se realizó por vacío.



Fotografía 2.5 Sistema experimental utilizado para simular un filtro de arena.

2.3 Pruebas de adsorción con carbón activado

A continuación se describe el sistema y la técnica experimental de las pruebas de cinéticas de adsorción realizadas.

2.3.1 Cinéticas de adsorción

Las cinéticas de adsorción se realizaron en un reactor discontinuo (batch), con el efluente obtenido al final de la etapa de filtración, precedido por la etapa de coagulación-floculación. Para cada carbón activado las condiciones evaluadas fueron dosis de 5 y 40 mg/L, pH 5.5 y 8.5, dando en total 12 cinéticas de adsorción, que se efectuaron por duplicado dando así 24 experimentos. Cada experimento consistió en poner 500 mL de agua, con sus respectivas combinaciones de tipo de carbón, dosis y pH. Las mezclas carbón-agua clarificada se sometieron a agitación a 210 rpm (agitador oscilatorio Marca Lab-Line) para favorecer el contacto del carbón activado con las moléculas por adsorber. Las pruebas se realizaron en un reactor cerrado para evitar evaporación de la fase líquida. Se colectaron muestras de 30 mL a intervalos de tiempo hasta que ya no se observó disminución en la concentración de compuestos orgánicos medidos como COD, color real, absorbancias UV a 254 y 272 nm. El sistema experimental utilizado en las cinéticas de adsorción se muestra en la Fotografía 2.6.

Para ajustar el pH del agua a un valor de 5.5 se utilizó una solución de ácido clorhídrico (HCl) 0.1 N, mientras que para acondicionar a 8.5 se utilizó una solución de hidróxido de sodio (NaOH) de concentración igual a 0.01 N.



Fotografía 2. 6 Dispositivo experimental utilizado en las cinéticas de adsorción.

2.4 Técnicas Analíticas

➤ Determinación de parámetros fisicoquímicos

Antes y después de cada etapa se hicieron lecturas de parámetros fisicoquímicos como color real, UV_{254} , UV_{272} y COD. Para realizar estas lecturas, las muestras previamente fueron filtradas sobre membranas Milipore de nitrocelulosa, de diámetro de 2.5 cm con tamaño de poro de $0.45 \mu\text{m}$, para posteriormente llevar a cabo las mediciones de dichos parámetros. En la Fotografía 2.7 se muestra un cartucho de filtración o filtro tipo swinex, el cual contiene el tipo de membrana descrita.







Fotografía 2. 7 Cartucho de filtración, membrana 0.45 micras.

La determinación de los parámetros fisicoquímicos se llevó a cabo en el laboratorio del Instituto de Ingeniería de la UNAM de acuerdo a los procedimientos empleados y recomendados en el *Standard Methods for Analysis of water and wastewater* (APHA *et al.*, 2005).

En la Tabla 2.6 Se resumen los equipos y métodos empleados para la determinación de cada parámetro.

Tabla 2. 6 Equipos y métodos empleados para la determinación de cada parámetro.

Parámetro	Método	Equipo	
Carbón Orgánico Disuelto (COD)	5310, APHA <i>et al.</i> , (2005). Oxidación de muestras líquidas a 680°C en presencia de un catalizador obteniéndose como productos agua y CO ₂ ; este último es determinado fotométricamente por una lámpara infrarroja. El equipo compara la muestra contra la curva de calibración y determina la cantidad de COD.	Analizador de Carbón Orgánico Total (COT) Marca Shimadzu Modelo TOC-V-CSN	
Color	8025, HACH Company, (2008).	Espectrofotómetro HACH Modelo DR/500	
Absorbancia UV	10054, HACH Company, (2008).	Espectrofotómetro HACH Modelo DR/500	
pH	4500-H+ B, APHA <i>et al.</i> , (2005).	Medidor multiparámetros. Thermo Orion 555A	
Turbiedad	2130B, APHA <i>et al.</i> , (2005).	Turbidímetro MerckTurbiquant 1000 IR	

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este capítulo se presentan los resultados obtenidos en el estudio experimental sobre la evaluación de la aplicación del proceso de adsorción para remover compuestos orgánicos disueltos del agua de la PPMD, en base a cinéticas de adsorción. Además, se hace un análisis de la información, identificando los factores que favorecen la adsorción. Todas las pruebas de adsorción se realizaron por duplicado con objeto de corroborar los resultados.

3.1 Resultados de las pruebas de coagulación-floculación y filtración sobre arena

En este apartado primero se presentan los resultados de las pruebas de jarras para seleccionar la mejor combinación de reactivos (coagulante-floculante), de acuerdo a la remoción de COD y color real. Posteriormente se presentan los resultados de las pruebas de coagulación-floculación-sedimentación y filtración sobre arena para la producción del influente al proceso de adsorción con carbón activado.

3.1.1 Resultados de las pruebas de jarras (coagulación-floculación) para la selección de la mejor combinación de reactivos

Los resultados obtenidos de las pruebas de jarras para la combinación poliamina-poliamina (FL2949)-(C577), se muestran en la Tabla 3.1, para los tres valores iniciales de color: 102 [U Pt-Co], 172 [U Pt-Co] y 252 [U Pt-Co]. .

Dosis:

Coagulante (poliamina): 1 mg/L

Floculante (poliamina): 0.1 mg/L

Tabla 3. 1 Resultados obtenidos de las pruebas de jarras. Colores iniciales: 102, 172 y 252 [U Pt-Co]. Aplicando la combinación de coagulante-floculante poliamina-poliamina(FL2949-C577) .

Parámetro	Antes de C-F	Después de C-F	Remoción (%)
	Inicial	Final	
Color: 102 [U Pt-Co]			
COD [mg/L]	5.002	4.715	5.74
Color aparente [U Pt-Co]	114	74	35.09
Color real [U Pt-Co]	9	2	77.78
UV ₂₅₄ [cm ⁻¹]	0.082	0.04	51.22
SUVA (L/Mg m)	0.988	0.488	50.20
Turbiedad [UTN]	16.63	6.71	59.65
pH	7.09	8	
Color: 172 [U Pt-Co]			
COD [mg/L]	3.362	2.795	16.86
Color aparente [U Pt-Co]	171	74	56.73
Color real [U Pt-Co]	11	3	72.73
UV ₂₅₄ [cm ⁻¹]	0.124	0.07	43.55
SUVA (L/Mg m)	0.598	0.427	28.60
Turbiedad [UTN]	27.2	7.48	72.50
pH	7.09	8	
Color: 252 [U Pt-Co]			
COD [mg/L]	4.689	3.500	25.36
Color aparente [U Pt-Co]	252	59	76.59
Color real [U Pt-Co]	25	5	80.00
UV ₂₅₄ [cm ⁻¹]	0.131	0.066	49.62
SUVA (L/Mg m)	0.913	0.740	18.95
Turbiedad [UTN]	16.63	6.71	59.65
pH	7.09	8	

Resultados y Discusión

Los resultados obtenidos de las pruebas de jarras para la combinación poliDADMAC- poliamina orgánico (Enpa 370)-(C581), se muestran en la Tabla 3.2.

Dosis:

Coagulante (poliDADMAC): 1 mg/L

Floculante (poliamina orgánico): 0.16 mg/L

Tabla 3. 2 Resultados obtenidos de las pruebas de jarras. Colores iniciales: 158, 237 y 332 [U Pt-Co]. Aplicando la combinación de coagulante-floculante poliDADMAC-poliamina orgánico (Enpa-370-C581).

Parámetro	Antes de C-F	Después de C-F	Remoción (%)
	Inicial	Final	
Color: 158 [U Pt-Co]			
COD [mg/L]	4.424	3.213	27.37
Color aparente [U Pt-Co]	159	21	86.79
Color real [U Pt-Co]	22.30	9	59.64
UV ₂₅₄ [cm ⁻¹]	0.107	0.032	70.09
SUVA (L/Mg m)	0.517	0.455	11.99
Turbiedad [UTN]	24.45	1.73	92.92
pH	7.09	8.00	
Color: 237 [U Pt-Co]			
COD [mg/L]	3.622	2.846	21.42
Color aparente [U Pt-Co]	240	19	92.08
Color real [U Pt-Co]	22	8	63.64
UV ₂₅₄ [cm ⁻¹]	0.150	0.027	82.00
SUVA (L/Mg m)	0.901	0.51	43.40
Turbiedad [UTN]	31.75	1.47	95.37
pH	7.09	8	
Color: 332 [U Pt-Co]			
COD [mg/L]	3.622	2.846	21.42
Color aparente [U Pt-Co]	335	29	91.34
Color real [U Pt-Co]	36	6	83.33
UV ₂₅₄ [cm ⁻¹]	0.136	0.021	84.56
SUVA (L/Mg m)	0.901	0.510	43.40
Turbiedad [UTN]	40.8	3.06	92.50
pH	7.09	8	

Como se observa en la Tabla 3.2, los mejores resultados en cuanto a remoción de COD en las pruebas de jarras para la selección de la mejor combinación de coagulante-floculante, lo obtuvo la combinación Enpa370-C581 con un valor residual de COD 4.424 mg/L y una remoción de 27.37% de dicho valor. En cuanto a la remoción de color real, se observa que se logró disminuir 59.64% partiendo de un color inicial de 22.3 [U Pt-Co], por lo que se decidió trabajar con esta combinación de aquí en adelante para la obtención de agua clarificada para llevar a cabo las pruebas cinéticas de adsorción con carbón activado. Después de estas pruebas de jarras realizadas, se observa que la disminución de los parámetros COD y color real, todavía no cumplen con los niveles requeridos para el agua de la PPMD.

3.1.2 Resultados de las pruebas de clarificación (con Enpa370-C581) y filtración sobre arena

Dado que el proceso de adsorción se puede aplicar como etapa de pulimiento, es necesario determinar la remoción de compuestos orgánicos disueltos en las etapas previas o pretratamiento (coagulación-floculación, y filtración sobre arena). Para tal fin, se cuantificaron los contenidos de carbono orgánico disuelto (COD), color real, absorbancia UV a 254 nm y 272 nm, entre otros, para cada una de las etapas mencionadas. Se realizó la clarificación de agua en un equipo de coagulación-floculación con capacidad de 100 L, aplicando la mejor combinación coagulante-floculante (PDADMAC-Poliamina), dosis óptimas de 1 mg/L y 0.16 mg/L, respectivamente), seleccionada con base en un análisis de los resultados de las pruebas de jarras efectuadas para el periodo de estiaje. Asimismo, se efectuó la medición de dichos parámetros posterior a una filtración sobre papel filtro Whatman 40, para simular la etapa filtración en medio granular, que se lleva a cabo en el tren de tratamiento de la PPMD.

En la Tabla 3.3 se observan los valores de los parámetros que se midieron para cada etapa de pretratamiento. El agua cruda presentó un valor de COD igual a 3.38 mg/L.

Tabla 3. 3 Resultados de remoción de compuestos orgánicos disueltos en diferentes etapas de tratamiento.

Parámetro	Agua Cruda	Coagulación-Floculación	Filtración
COD [mg/L]	4.26	3.38	3.35
Color aparente [U Pt-Co]	159	24	19
Color real [U Pt-Co]	24	17	14
UV₂₅₄ [cm⁻¹]	0.038	0.036	0.034
UV₂₇₂ [cm⁻¹]	0.047	0.040	0.039
SUVA [L mg⁻¹ m⁻¹]	0.892	1.097	1.164
Turbiedad [UTN]	24.74	1.71	0.88
pH	7.62	7.80	7.79

El valor obtenido de absorbancia UV específica (SUVA), para el agua cruda, fue de 0.892 L mg⁻¹ m⁻¹. Se ha reportado que valores de SUVA <2 L mg⁻¹ m⁻¹ son característicos de materia orgánica de tipo hidrofílica, con baja aromaticidad, y de bajo peso molecular (BPM), la cual no es susceptible a ser removida por coagulación-floculación (Volk *et al.*, 2000; Sharp *et al.*, 2006; Ates *et al.*, 2009).

Mediante la coagulación-floculación se pudo reducir el contenido de color aparente en 84.9%, así como el de turbiedad en 93%, mismos que se asocian al contenido de materia suspendida. En cuanto a los parámetros asociados a compuestos orgánicos disueltos (COD, color real, UV₂₅₄, UV₂₇₂), no se observan remociones significativas por coagulación-floculación, dada la naturaleza misma de los compuestos orgánicos disueltos denotada por los valores de SUVA.

El efluente obtenido después de la filtración cumple con los valores normados de color real, turbiedad y pH (NOM-127-SSA1-1994); sin embargo, el color real remanente no cumple con el criterio que el Organismo Operador de la PPMD debe entregar, siendo de ≤5 U Pt-Co. Asimismo, bajos valores de SUVA también son precursores importantes para la formación de subproductos de desinfección (Tan *et al.*, 2005). Por tanto mediante el acoplamiento del proceso de adsorción se desea disminuir el contenido de color real, así como la remoción de los componentes disueltos.

3.2 Resultados de cinéticas de adsorción

En la Tabla 3.4 se muestran los valores obtenidos para los diferentes parámetros medidos al término de las cinéticas de adsorción, para los tres carbones activados y a las cuatro condiciones experimentales evaluadas. El color real final cumple con la restricción de ≤ 5 U Pt-Co para todos los carbones y todas las condiciones, obteniendo mejor desempeño el carbón CG-700. En términos generales, se obtuvieron mejores remociones de COD y de absorbancia UV, con la dosis de 40 mg/L, para los tres carbones; sin embargo, para las absorbancias UV no hay una diferencia significativa con la dosis de 5 mg/L. Bajo las condiciones evaluadas, el carbón CAGR-B presentó mejores disminuciones de COD y absorbancias UV, y cumpliendo con la restricción deseada de color real. Respecto a SUVA, los valores finales se mantienen por debajo de $2 \text{ L mg}^{-1} \text{ m}^{-1}$, indicando que las moléculas remanentes son de naturaleza hidrofílica y de bajo peso molecular.

Tabla 3. 4 Valores de los parámetros obtenidos al término de las cinéticas de adsorción.

Carbón	Dosis [mg/L]	pH	COD [mg/L]	Color real [U Pt-Co]	UV ₂₅₄ [cm ⁻¹]	UV ₂₇₂ [cm ⁻¹]	SUVA [L mg ⁻¹ m ⁻¹]
CAGR-B	5	5.5	1.378	3	0.009	0.024	0.653
	5	8.5	1.933	4	0.004	0.022	0.207
	40	5.5	0.310	4	0.006	0.017	1.935
	40	8.5	1.070	1	0.001	0.020	0.093
CG-700	5	5.5	2.869	1	0.017	0.020	0.592
	5	8.5	2.394	1	0.023	0.024	0.961
	40	5.5	2.173	2	0.015	0.027	0.690
	40	8.5	1.312	1	0.015	0.025	1.143
LQ-1000	5	5.5	2.505	4	0.022	0.031	0.878
	5	8.5	2.613	4	0.017	0.027	0.651
	40	5.5	1.513	4	0.022	0.022	1.454
	40	8.5	2.421	4	0.020	0.029	0.826

3.2.1 Influencia del tipo de carbón en la remoción de materia orgánica

a) color real

En la Figura 3.1 se muestra el comportamiento de la curva de remoción de color real para los tres tipos de carbón activado evaluando una dosis de 5 mg/L a pH de 5.5 y 8.5, como se puede observar los tres carbones alcanzaron el equilibrio al tiempo de 4 h partiendo de un color real inicial de 14 [U Pt-Co]. El carbón más eficiente fue el CG-700 a pH 5.5, el color real final fue inferior al límite de detección (<1 U Pt-Co) mientras que el carbón CAGR-B a pH de 8.5 fue el menos eficiente con un color real final de 5 [U Pt-Co].

Como se demostró en el análisis de la NOM-127-SSA1-1994, los compuestos orgánicos que contiene el agua cruda de la PPMD, no son de origen antropogénico, por lo tanto predominan los compuestos orgánicos asociados a la MON como ácidos fúlvicos y húmicos, sin embargo el comportamiento observado puede deberse a que en este caso el color real lo esté originando moléculas pequeñas como carbohidratos y aminoácidos, esto se justifica, ya que el carbón activado CG-700 es un tipo de carbón microporoso, el cual tiene la capacidad de adsorber éste tipo de estructuras (Cookson, 1978).

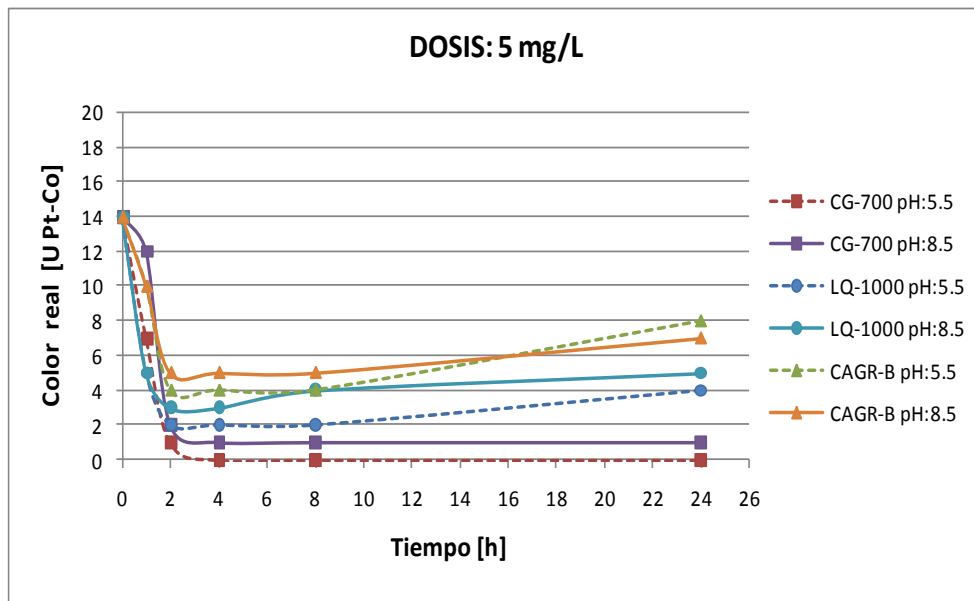


Figura 3. 1 Cinéticas de adsorción de color real Dosis: 5 mg/L, pH 5.5 y 8.5 y tres carbones diferentes.

Después de 8 h de tiempo de contacto se observa que el color real empieza a aumentar, este comportamiento puede deberse a que después del último punto de equilibrio se empieza a generar una desorción, este fenómeno se puede explicar de la siguiente manera: cuando se da el equilibrio los intersticios o poros del carbón activado están saturados de moléculas adsorbidas, pero llega un momento en el cual la diferencia de concentraciones entre el medio (el agua), y el carbón genera una transferencia de moléculas en sentido opuesto, es decir, del carbón activado hacia el medio (el agua), y se da el fenómeno de desorción de compuestos orgánicos hacia el agua.

En la Figura 3.2 se muestran los valores residuales del color real del agua aplicando los tres tipos de carbón activado, para una dosis de 40 mg/L a pH de 5.5 y 8.5. Como se puede observar, en este caso no todos los carbones activados alcanzaron el equilibrio al mismo tiempo. Los carbones CAGR-B a pH 5.5 y 8.5, y LQ-1000 a pH 5.5 y 8.5, alcanzaron el equilibrio a las 2 h. Mientras que el carbón CG-700 alcanzó el equilibrio a las 4 h a pH 5.5. El carbón más eficiente fue el CG-700 a pH 5.5, el color real final fue inferior al límite de detección (<1 U Pt-Co) siendo para la dosis de 40 mg/L el carbón menos eficiente el CAGR-B a pH 8.5 y el LQ-1000 a pH 8.5, ambos con un color real final de 3 [U Pt-Co]. Se puede observar que los tres carbones activados funcionaron mejor a pH 5.5. Se sabe que la materia orgánica natural tiene una carga negativa (Matilainen *et al.*, 2002), mientras que en las superficies de los carbones del tipo de coco y mineral se ha demostrado que existe una carga positiva, esa puede ser la razón por la cual los carbones activados fueron más eficientes a pH 5.5.

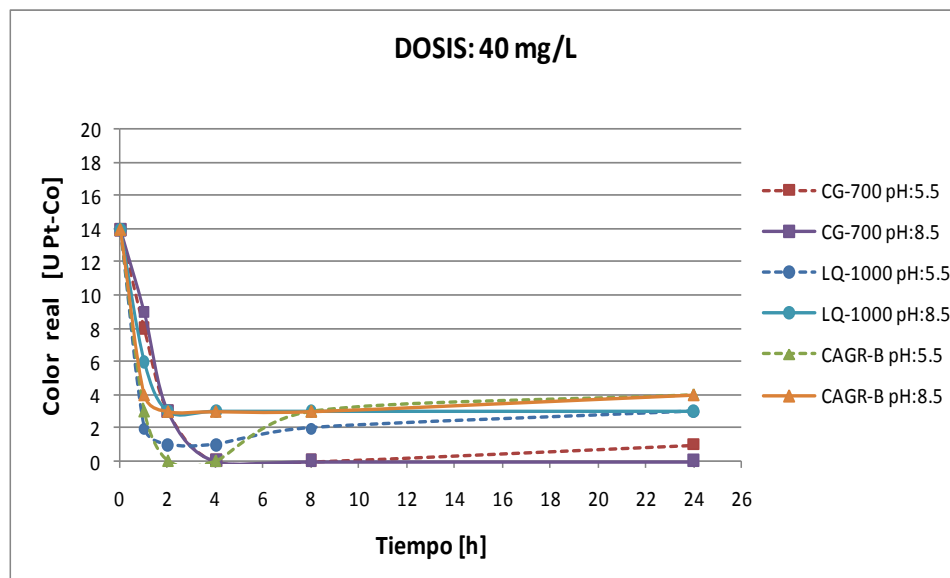


Figura 3. 2 Cinéticas de adsorción de color real Dosis: 40 mg/L, pH 5.5 y 8.5 y tres carbones diferentes.

Por otro lado, las características de cada carbón también son muy importantes. En la gráfica analizada se observa que el carbón el LQ-1000 también removió eficientemente el color, esto se debe a que su superficie específica es mayor que la de los otros dos carbones activados, y teniendo una mayor área, hay mayor número de sitios activos disponibles y por ende una mayor adsorción (McGuire y Suffet, 1978).

En general se observa que los tres carbones dan valores bajos de color real final por debajo de 5 [U Pt-Co] a pH de 5.5.

b) Absorbancia UV254

La absorbancia UV_{254} , permite determinar de manera indirecta la presencia de anillos aromáticos, característicos de las sustancias húmicas (Sontheimer *et al.*, 1988; Wang y Hsieh, 2001), es decir, es una medida de la contaminación asociada a los compuestos aromáticos en el agua, los cuales son precursores de trihalometanos y otros compuestos organoclorados (Korshin *et al.*, 1997).

La Figura 3.3 muestra el comportamiento de la absorbancia UV medida a una longitud de onda de 254 nm, para los tres tipos de carbón activado a dosis de 5 mg/L a pH 5.5 y 8.5. Podemos notar que para la remoción de compuestos orgánicos disueltos medidos indirectamente mediante el parámetro de la absorbancia UV_{254} , todos los carbones alcanzaron el equilibrio a las 4 h, con excepción del carbón LQ-1000 que alcanzó el equilibrio a las 2 h. El carbón más eficiente fue el CAGR-B con una UV_{254} de $0.006 \text{ [cm}^{-1}\text{]}$ a pH de 5.5, mientras que el carbón menos eficiente fue el LQ-1000 con una UV_{254} de $0.020 \text{ [cm}^{-1}\text{]}$ y pH de 5.5.

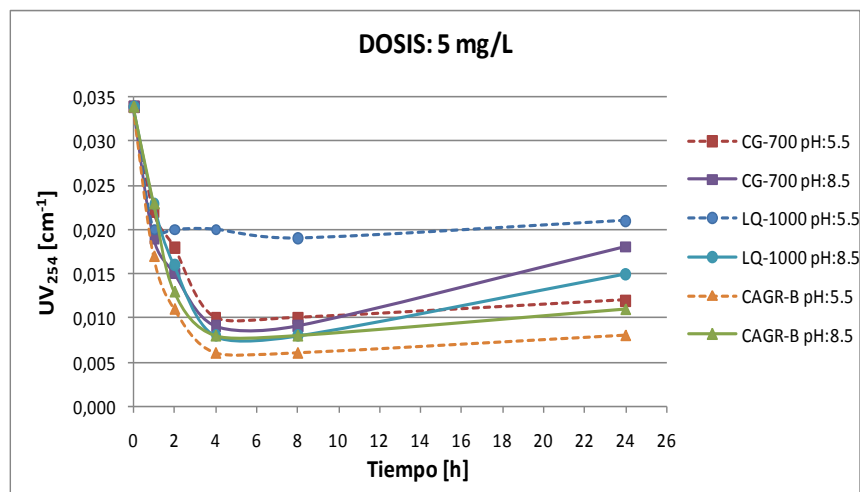


Figura 3.3 Cinéticas de adsorción de UV_{254} Dosis: 5 mg/L, pH 5.5 y 8.5 y tres carbones diferentes.

La Figura 3.4 muestra el comportamiento de la absorbancia UV medida a una longitud de onda de 254 nm, para los tres tipos de carbón activado a dosis de 40 mg/L a pH 5.5 y 8.5. Podemos observar que para la remoción de compuestos orgánicos disueltos medidos indirectamente mediante el parámetro de absorbancia UV_{254} , no todos los carbones alcanzaron el equilibrio al mismo tiempo. Los carbones CAGR-B (pH 5.5), CAGR-B (pH 8.5) y CG-700 (pH 5.5) alcanzaron el equilibrio a las 4 h. Mientras que los carbones LQ-1000 (pH 8.5), LQ-1000 (pH 5.5) y CG-700 (pH 8.5) alcanzaron el equilibrio a las 3 h. El carbón más eficiente fue el CAGR-B con una UV_{254} de $0.001 [cm^{-1}]$ a pH de 5.5. Así mismo, el carbón menos eficiente fue el LQ-1000 con una UV_{254} de $0.019 [cm^{-1}]$ y pH de 5.5.

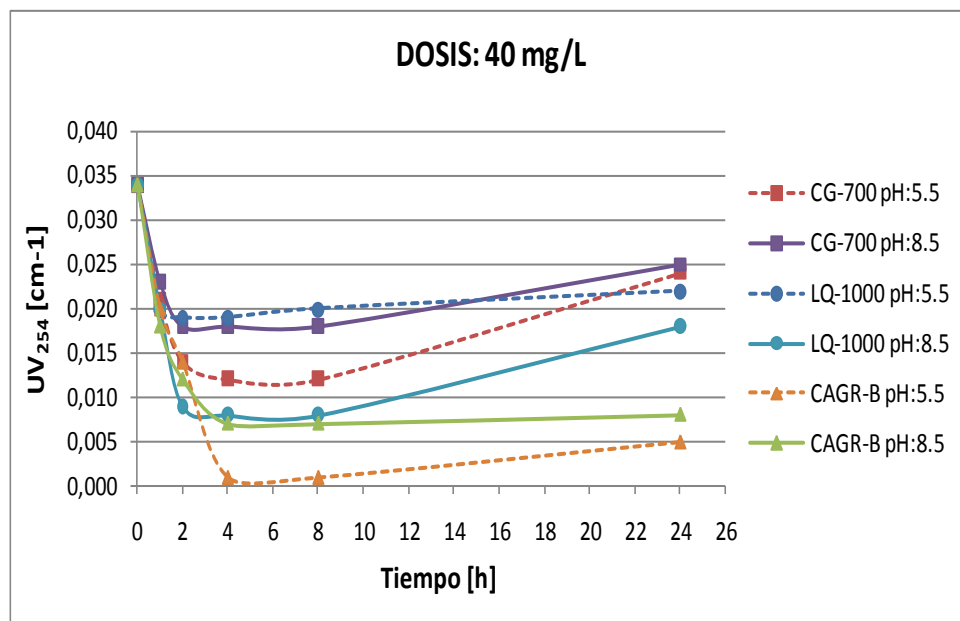


Figura 3. 4 Cinéticas de adsorción de UV_{254} Dosis: 40 mg/L, pH 5.5 y 8.5 y tres carbones diferentes.

Se puede observar que para el CAGR-B, la absorbancia UV_{254} bajo hasta $0.001 [cm^{-1}]$ en el punto que alcanzo el equilibrio, que fue a las 4 h. El comportamiento de remoción de la UV_{254} con respecto a color real no es igual, ya que para color real funcionó mejor el carbón CG-700 a pH de 5.5, mientras que para UV_{254} el carbón que funciono mejor fue el CAGR-B a pH de 5.5.

En general se puede observar en las gráficas, que con los carbones activados evaluados se obtienen valores de absorbancias bajas, lo cual indica una menor presencia de los compuestos mencionados en el efluente, y por lo tanto mejor calidad del agua después del tratamiento con carbón activado. La razón probable por la cual funcionó mejor el carbón CAGR-B se podría tribuir a su estructura,

debido a la cual se tendría una mayor afinidad precisamente para adsorber este tipo de compuestos.

c) Absorbancia UV272

UV₂₇₂ permite dar una idea del potencial de formación de subproductos de desinfección como son los compuestos halogenados (Korshin *et al.*, 1997; Wang y Hsieh, 2001).

La Figura 3.5 muestra el comportamiento de la absorbancia UV medida a una longitud de onda de 272 nm, para los tres tipos de carbón activado a dosis de 5 mg/L a pH 5.5 y 8.5. Podemos observar que para la remoción de compuestos orgánicos disueltos medidos indirectamente mediante el parámetro de UV₂₇₂, no todos los carbones alcanzaron el equilibrio al mismo tiempo. A los valores de pH evaluados, los carbones CG-700 LQ-1000 alcanzaron el equilibrio a las 2 h. Mientras que el carbón activado CAGR-B a pH de 5.5 y de 8.5 alcanzó el equilibrio a las 4 h. El carbón más eficiente fue el CG-700 con una UV₂₅₄ de 0.010 [cm⁻¹] a pH de 8.5. Así mismo, el carbón menos eficiente fue el CAGR-B con una UV₂₅₄ de 0.035 [cm⁻¹] y pH de 8.5.

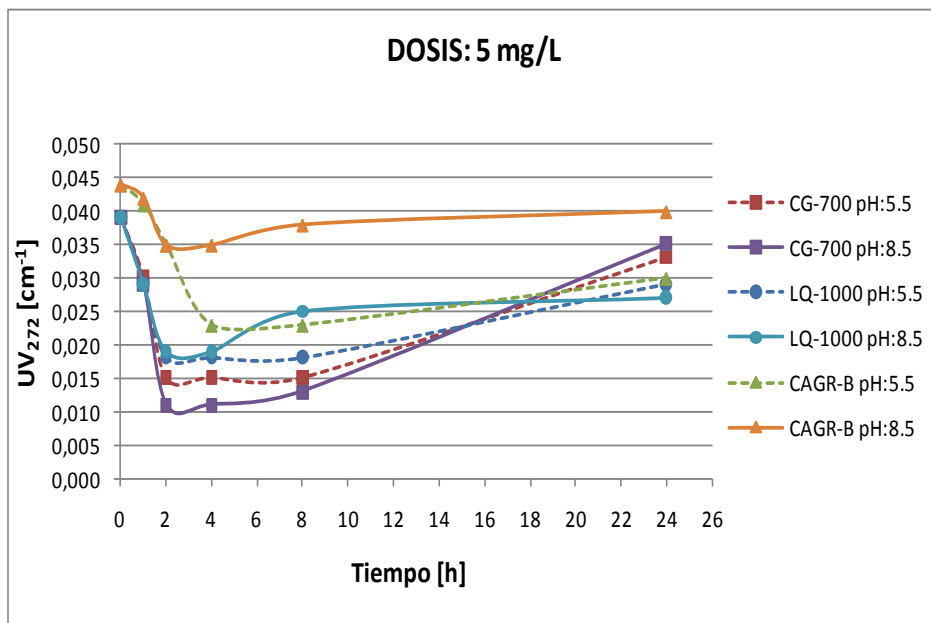


Figura 3. 5 Cinéticas de adsorción de UV₂₇₂ Dosis: 5 mg/L, pH 5.5 y 8.5 y tres carbones diferentes.

La Figura 3.6 muestra el comportamiento de la absorbancia UV medida a una longitud de onda de 272 nm, para los tres tipos de carbón activado a dosis de 40 mg/L a pH 5.5 y 8.5. Podemos observar que para la remoción de compuestos orgánicos disueltos medidos indirectamente mediante el parámetro de UV_{272} , no todos los carbones alcanzaron el equilibrio al mismo tiempo. Para los valores de pH evaluados, los carbones activados CG-700 y CAGR-B alcanzaron el equilibrio a las 4 h. Mientras que el carbón activado LQ-1000 alcanzó el equilibrio a las 2 h, también a ambos pH. El carbón más eficiente fue el CG-700 con una UV_{254} de $0.005 \text{ [cm}^{-1}\text{]}$ a pH de 8.5. Así mismo, el carbón menos eficiente fue el LQ-1000 con una UV_{254} de $0.019 \text{ [cm}^{-1}\text{]}$ y pH de 5.5.

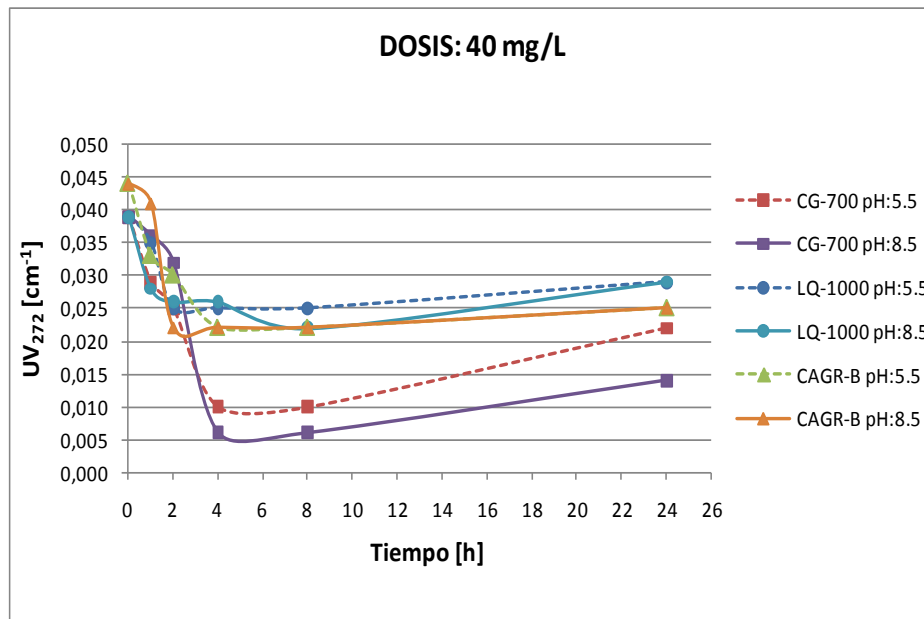


Figura 3. 6 Cinéticas de adsorción de UV_{272} Dosis: 40 mg/L, pH 5.5 y 8.5 y tres carbones diferentes.

El comportamiento de remoción de la UV_{272} con respecto a color real y UV_{254} no es igual, ya que para color real funcionó mejor el carbón CG-700 a pH de 5.5, en UV_{254} el carbón que funcionó mejor fue el CAGR-B a pH de 5.5, mientras que para UV_{272} el carbón que funcionó mejor fue el CG-700 al igual que para color real, pero a pH de 8.5. La razón por la cual no todos los carbones activados funcionaron mejor para el mismo parámetro, es porque la naturaleza de cada carbón es diferente en cuanto a sus características físicas y químicas, influyendo también las condiciones de pH a las que se evaluó cada experimento. Para el caso de color real se selecciona el carbón activado CG-700 a dosis de 5 mg/L y pH 5.5 con un tiempo de equilibrio de 4 h, ya que dicha condición presentó mayor remoción de este parámetro. En remoción de UV_{254} , se selecciona el carbón CAGR-B a dosis de 5 mg/L y pH 5.5 con un tiempo de 4 h para alcanzar el equilibrio, ya que

a dicha condición se presentó mayor remoción de este parámetro. En remoción de UV_{272} se selecciona el carbón CG-700 a dosis de 5 mg/L y pH 5.5 con un tiempo de equilibrio de 2 h, ya que dicha condición presentó mayor remoción de este parámetro.

d) COD

El COD permite conocer de manera general el contenido total de compuestos orgánicos que presentan carbono en su molécula.

La Figura 3.7 muestra el comportamiento del COD, para los tres tipos de carbón activado para una dosis de 5 mg/L a pH 5.5 y 8.5. Se puede observar que para la remoción de compuestos orgánicos disueltos medidos indirectamente mediante el parámetro de COD, no todos los carbones alcanzaron el equilibrio al mismo tiempo, el carbón LQ-1000 y el carbón CG-700 alcanzaron un estado de equilibrio a las 4 h de contacto, y el carbón CARG-B alcanzó dicho estado en un tiempo de 8 h. El carbón activado que se selecciona por ser más eficiente es el CAGR-B a dosis de 40 mg/L y pH 5.5, con un COD=1.26 mg/L y un tiempo de equilibrio de 4 h. Así mismo, el carbón menos eficiente fue el CG-700 con un COD= 2.60 mg/L y pH de 8.5. Este resultado se puede explicar debido a que el carbón CAGR-B es de tipo mineral con una distribución de poros macro, meso y micro, teniendo mayor cantidad de microporos (MWH, 2005); que permite un acceso adecuado a las moléculas presentes en el agua tratada por adsorción, las cuales son moléculas pequeñas y de bajo peso molecular. Estudios de remoción de COD reportaron un tiempo de 72 h para alcanzar el equilibrio con un 50% de remoción, partiendo de una concentración inicial de 818 $\mu\text{g COD/L}$, y pH de 2 (Cook, et al., 2001).

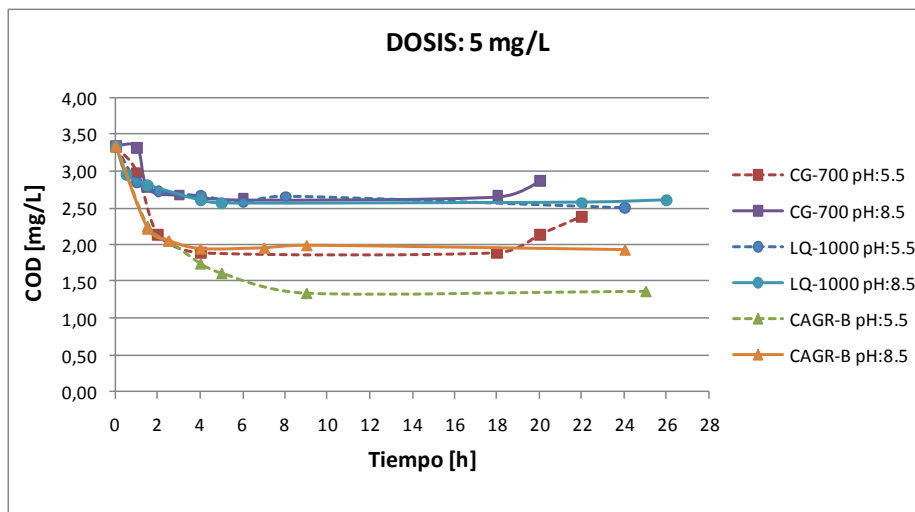


Figura 3. 7 Cinéticas de adsorción de COD Dosis: 5 mg/L, pH 5.5 y 8.5 y tres carbones diferentes.

La Figura 3.8 muestra el comportamiento del COD, para los tres tipos de carbón activado a dosis de 40 mg/L a pH 5.5 y 8.5. Podemos observar que para la remoción de compuestos orgánicos disueltos medidos indirectamente mediante el parámetro de COD, no todos los carbones alcanzaron el equilibrio al mismo tiempo, el carbón LQ-1000 y el carbón CG-700 alcanzaron un estado de equilibrio a las 4 h de contacto, mientras que el carbón CAGR-B alcanzó dicho estado en un tiempo de 8 h. Este comportamiento es muy similar al de dosis de 5 mg/L. Como se puede observar, el carbón más eficiente fue el CAGR-B con un COD=0.30 mg/L a pH de 5.5. El carbón menos eficiente fue el LQ-1000 con un COD= 2.25 mg/L y pH de 8.5.

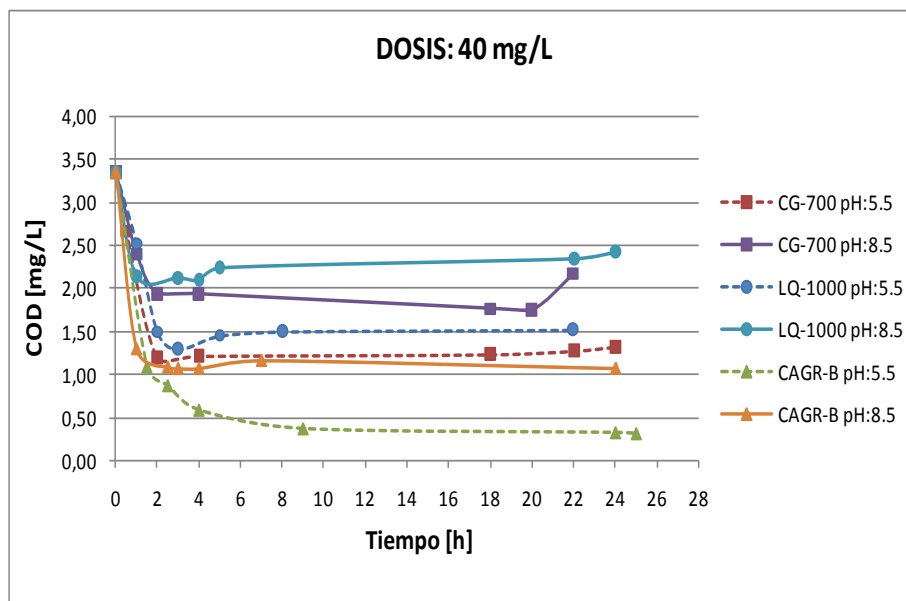


Figura 3. 8 Cinéticas de adsorción de COD Dosis: 40 mg/L, pH 5.5 y 8.5 y tres carbones diferentes.

En general, la dosis de 40 mg/L y pH de 5.5 favorecieron una mayor remoción de COD, para los tres carbones activados. En cuanto al tiempo de contacto, para las condiciones evaluadas, puede observarse que el carbón LQ-1000 y el carbón CG-700 alcanzaron un estado de equilibrio a las 4 h de contacto, y el carbón CARG-B alcanzó dicho estado en un tiempo de 8 h. En general, los carbones mantienen esta condición de equilibrio en tiempos mayores a 20 h; exceptuando el carbón CG-700, el cual presenta desorción a partir de las 18 h, esto debido a que los intersticios o poros del carbón activado están saturados de moléculas adsorbidas, y entonces llega un momento en el cual la diferencia de concentraciones entre el medio (el agua), y el carbón genera una transferencia de moléculas en sentido opuesto.

3.6 Porcentajes de remoción de color real, UV₂₅₄ y UV₂₇₂ y COD en el punto de equilibrio

En la Figura 3.9, se observan los porcentajes de remoción para los tres carbones a dosis de 5 mg/L, podemos distinguir que para la remoción de color real el mejor carbón activado fue el CG-700 y pH 5.5. Para la remoción de UV₂₅₄ el mejor carbón activado fue el CAGR-B a pH 5.5. En la remoción de UV₂₇₂ el mejor carbón activado fue el CG-700 a pH 8.5 y en remoción de COD el mejor carbón activado fue el CAGR-B a pH 5.5.

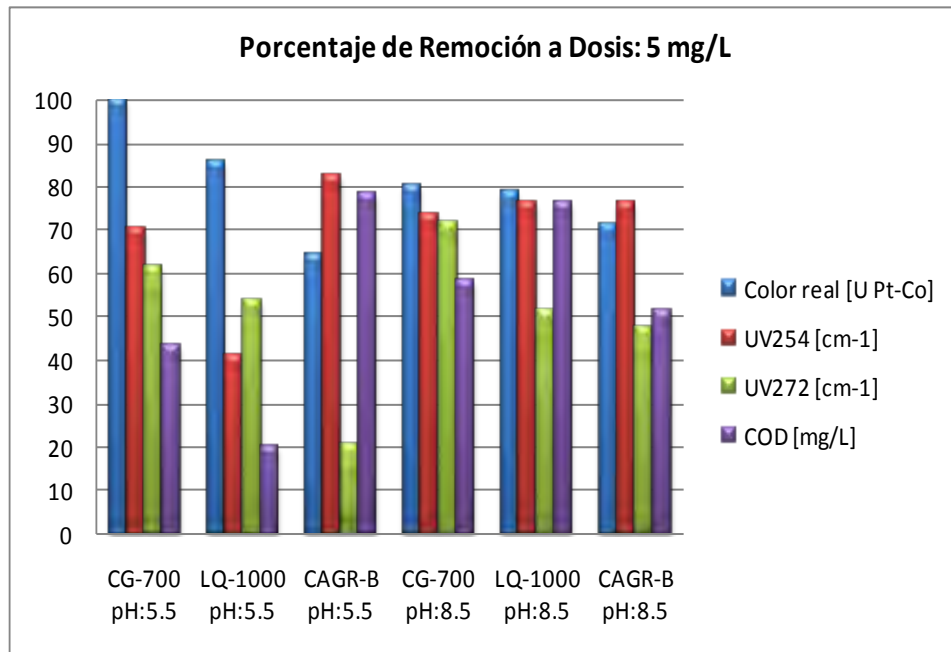


Figura 3. 9 Porcentajes de remoción de cuatro parámetros fisicoquímicos en el agua de la PPMD con una Dosis de 5 mg/L de tres diferentes carbones activados.

En la Figura 3.10, se observan los porcentajes de remoción para los tres carbones a dosis de 40 mg/L, podemos distinguir que para remoción de color real el mejor carbón activado fue el CG-700 a pH 5.5, pero también removi6 muy bien color el carb6n CAGR-B. Para remoci6n de UV₂₅₄ el mejor carb6n activado fue el CAGR-B a pH 5.5. En remoci6n de UV₂₇₂ el mejor carb6n activado fue el CG-700 a pH 8.5 y en remoci6n de COD el mejor carb6n activado fue el CAGR-B a pH 5.5.

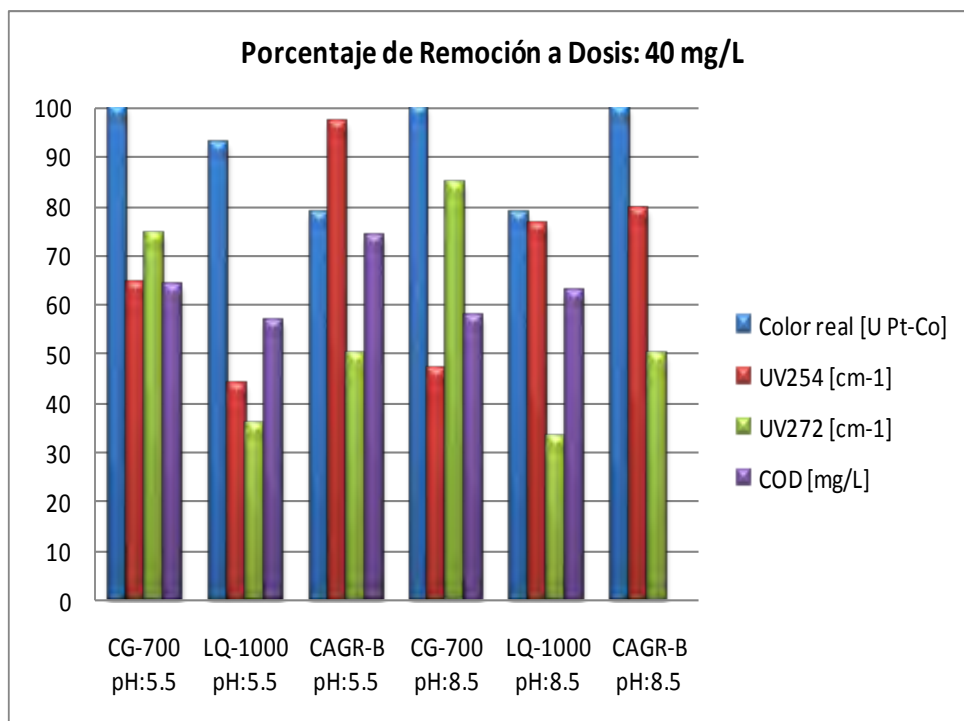


Figura 3. 10 Porcentajes de remoción de cuatro parámetros fisicoquímicos en el agua de la PPMD con una Dosis de 40 mg/L de tres diferentes carbones activados.

3.7 Resultados de los modelos matemáticos evaluados para remoción de COD

En la Tabla 3.5 se presentan los valores del coeficiente de regresión (R^2) de los cuatro modelos cinéticos evaluados, para los tres carbones activados y condiciones; en cuanto a COD.

Tabla 3. 5 Valores de coeficientes de regresión (R^2) de los modelos evaluados para la adsorción de COD.

Carbón	Dosis [mg/L]	pH	Pseudo 1° Orden	Pseudo 2° Orden	Intra-difusión	Elovich
CAGR-B	5	5.5	0.5689	0.9994	0.7108	0.8401
	5	8.5	0.0795	0.9980	0.5005	0.4602
	40	5.5	0.7424	0.9999	0.5799	0.8837
	40	8.5	0.1377	0.9998	0.3631	0.3256
CG-700	5	5.5	0.0469	0.9697	0.4453	0.3257
	5	8.5	0.0003	0.9566	0.0351	0.1173
	40	5.5	0.8035	0.9998	0.5693	0.9072
	40	8.5	0.0328	0.9990	0.3815	0.2904

LQ-1000	5	5.5	0.1891	0.9922	0.6829	0.7635
	5	8.5	0.2807	0.9083	0.3713	0.1446
	40	5.5	0.0319	0.9320	0.1898	0.1384
	40	8.5	0.4109	0.9963	0.0861	0.5102

Debido a que el modelo de pseudo-segundo orden fue desarrollado para describir una adsorción química y los resultados son adecuadamente descritos por dicho modelo, se puede considerar que la adsorción de materia orgánica disuelta presente en el agua clarificada de la PPMD fue de tipo químico para remoción de COD. Este resultado concuerda con lo reportado en literatura, en donde se señala que la adsorción al equilibrio de naturaleza química indica la adsorción de diversas moléculas orgánicas (Ho y McKay, 1999; Tan *et al.*, 2008).

En la Figura 3.11 se muestra la representación lineal del modelo de pseudo-segundo orden (t vs t/qt), para COD para 5 mg/L de dosis y pH de 5.5. Con el ajuste lineal de dicho modelo es posible calcular los valores de la capacidad de adsorción al equilibrio (q_e), a partir de la pendiente; así como el valor de la constante de velocidad (k), obtenida por la intersección con el eje de las ordenadas.

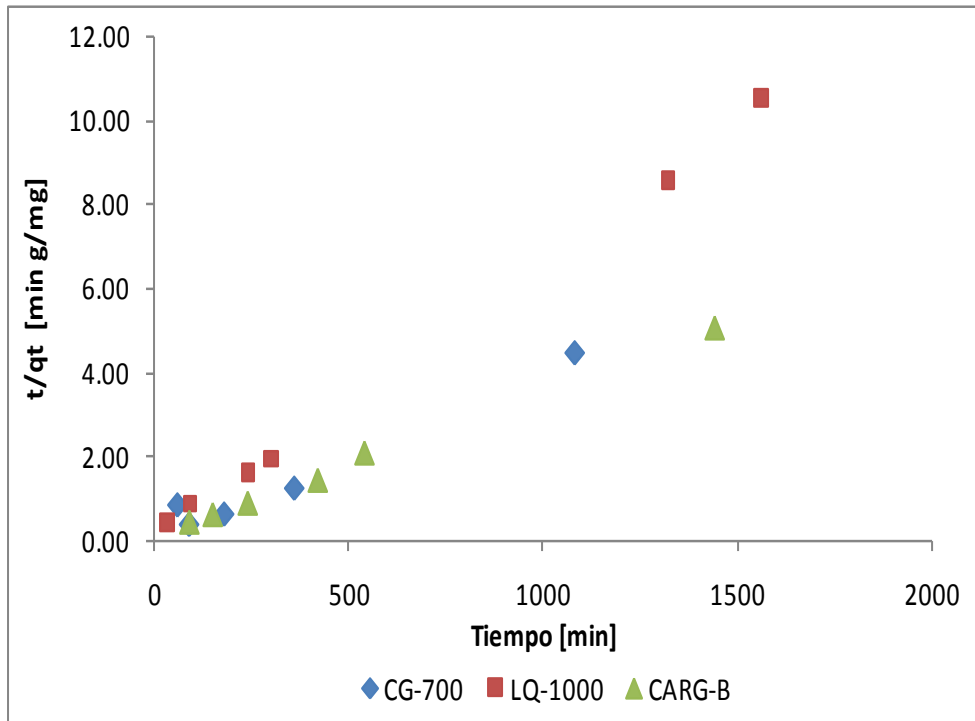


Figura 3. 11 Representación lineal del modelo de pseudo-segundo orden

En general, la concentración de todos los compuestos orgánicos puede ser mejor determinada mediante la concentración de COD, (Sontheimer *et al.*, 1988; Schreiber *et al.*, 2005); en la Tabla 3.6 se presentan los valores obtenidos de q_e y k , de los parámetros COD; para los tres carbones activados, a las condiciones evaluadas.

El carbón activado que presentó una mejor capacidad de adsorción (q_e) de COD fue el CAGR-B. Este resultado se puede explicar debido a que este carbón es mineral con una distribución mayoritaria de poros de tamaños micro (MWH, 2005); que permite un acceso adecuado a las moléculas presentes en el agua tratada por adsorción, las cuales son moléculas de pequeñas y de bajo peso molecular, como se estima con base en los bajos valores obtenidos de absorbancias UV y de SUVA. Con respecto a los pH evaluados, y comparando dosis similares, se observa que el valor de la capacidad de adsorción al equilibrio (q_e) es mayor a pH de 5.5; concordando con estudios de adsorción de materia orgánica natural (Najm *et al.*, 1991); esta mayor capacidad de adsorción a menor pH se atribuye a que las moléculas de la MON se adsorben mejor a valores bajo de pH que a valores altos, debido al incremento de iones H^+ , que favorece que dichas moléculas se encuentran en forma molecular, es decir, no iónica o menos solubles (McCreary y Snoeyink, 1980; Yang y Xing, 2009).

Tabla 3. 6 Valores de la capacidad de adsorción al equilibrio (q_e) y la constante de velocidad (k_2) al equilibrio, calculadas a partir de las constantes del modelo de pseudo segundo orden para COD.

Carbón	Dosis [mg/L]	pH	q_e [mg/g]	k_2 [g/mg h]
CAGR-B	5	5.5	416.667	0.0016
	5	8.5	285.714	0.0142
	40	5.5	77.519	0.0249
	40	8.5	57.143	0.2172
CG-700	5	5.5	256.410	0.0079
	5	8.5	129.870	0.0944
	40	5.5	54.054	0.0254
	40	8.5	40.650	0.0597
LQ-1000	5	5.5	169.492	0.0130
	5	8.5	151.515	0.0246
	40	5.5	42.769	0.0961
	40	8.5	34.014	0.5241

En base a los resultados de cinéticas de adsorción realizadas, se deduce que para la adsorción de COD, el mejor carbón es el CAGR-B.

3.8 Ajuste de datos a modelos matemáticos para el carbón activado CAGR-B

La Tabla 3.7 muestra los valores de cada uno de los parámetros necesarios para evaluar los modelos matemáticos solo para el carbón CAGR-B y su primera condición evaluada (se selecciono mostrar esta por ser la condición que mayor capacidad de adsorción q_e presentó en remoción de COD). Las demás condiciones con sus respectivas graficas se muestran en el ANEXO E.

Condición:
Dosis: 5 mg/L pH: 5.5

Tabla 3. 7 Constantes para cada modelo matemático de adsorción de COD a dosis: 5 mg/L del carbón activado CAGR-B, pH: 5.5

Tiempo [h]	Ce	qt	Modelo de Pseudo Primer Orden		Modelo de Pseudo Segundo Orden		Modelo de Intradifusión		Modelo de Elovich	
			x	y	x	y	x	y	x	y
			COD [mg/L]	COD [mg/L]	Tiempo [h]	log (q _e -qt)	Tiempo [min]	t/qt	t ^{0.5} [h]	qt [mg/g]
0	3.351	0	0	2.607	0	-	0	0	-	0
1.5	2.261	218	1.5	2.272	90	0.413	1.225	218	0.405	218
2.5	2.062	257.8	2.5	2.168	150	0.582	1.581	257.8	0.916	257.8
4	1.753	319.6	4	1.931	240	0.751	2.000	319.6	1.386	319.6
5	1.623	345.6	5	1.774	540	1.563	2.236	345.6	1.609	345.6
9	1.352	399.8	9	0.716	1500	3.752	3.000	399.8	2.197	399.8
25	1.378	394.6	25	1.017	1620	4.105	5.000	394.6	3.219	394.6

En la Figura 3.12 se presenta la gráfica de tiempo contra q_e , que permitió obtener el dato numérico de este parámetro para introducirse en el modelo de Pseudo Primer Orden.

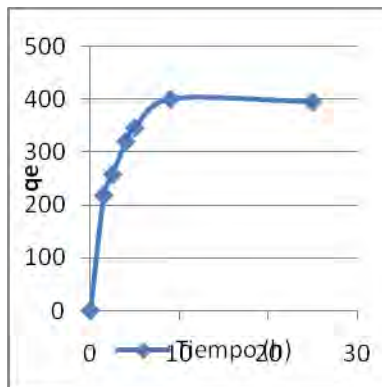


Figura 3. 12 Obtención de q_e teórico para la aplicación del modelo de Pseudo Primer Orden a los datos de COD con el carbón activado CAGR-B.

En las Figuras 3.13, 3.14, 3.15 y 3.16 se muestra el ajuste para cada uno de los modelos matemáticos con su respectiva ecuación:

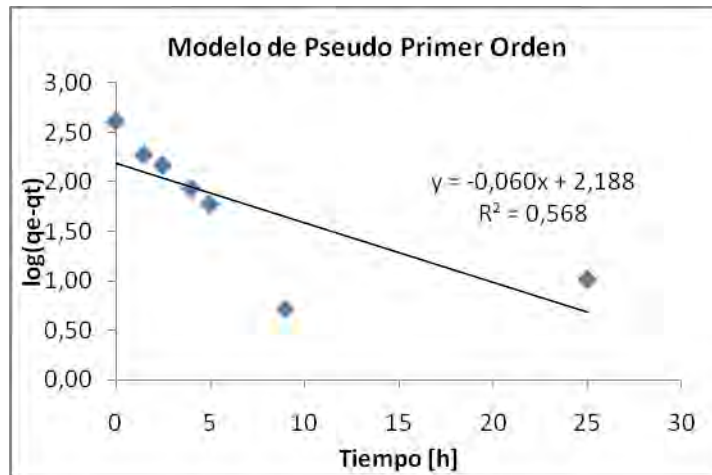


Figura 3. 13 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Primer Orden. Dosis: 5 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado CAGR-B.

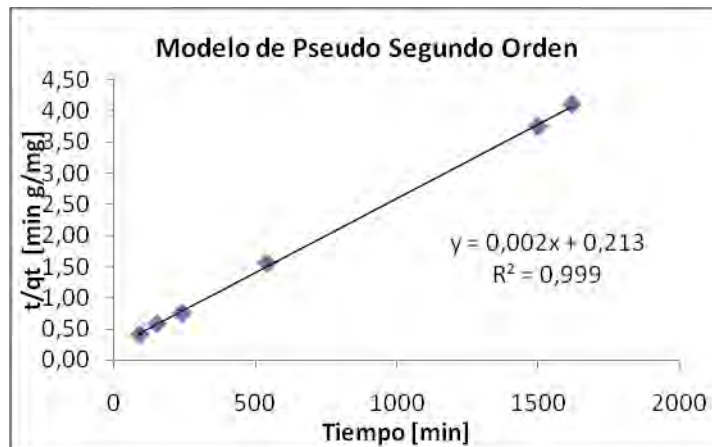


Figura 3. 14 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Segundo Orden. Dosis: 5 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado CAGR-B.

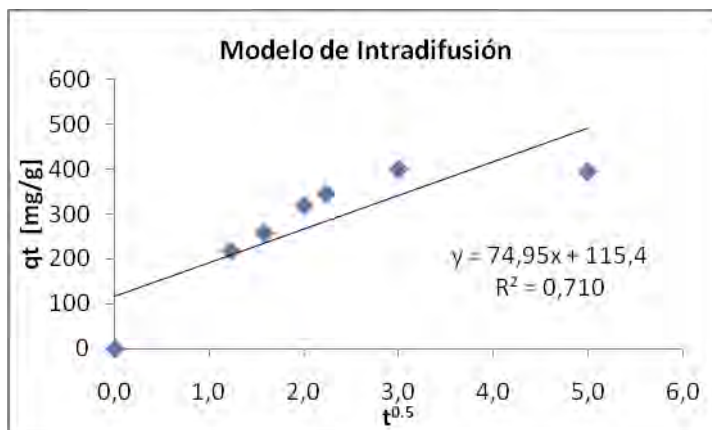


Figura 3. 15 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Intradifusión. Dosis: 5 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado CAGR-B.

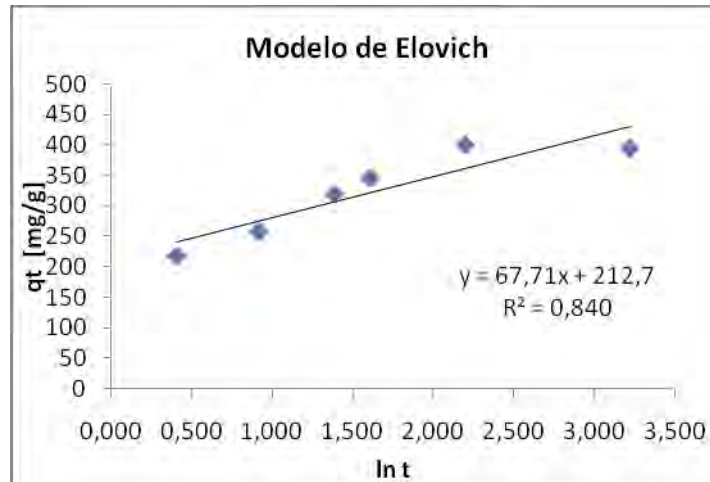


Figura 3. 16 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Elovich. Dosis: 5 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado CAGR-B.

Como podemos observar para esta condición, que se seleccionó por ser una de las mejores con la cual el carbón funciona mejor, el mejor modelo para el ajuste de los datos fue el de Modelo de pseudo-segundo orden, lo que indica que la interacción que se está dando entre el adsorbato y el adsorbente es de tipo quimisorción. Observamos que el coeficiente de correlación R^2 es de 0.9994, lo que quiere decir que efectivamente los datos se ajustan mejor a este modelo.

Entonces de la ecuación del modelo de pseudo segundo orden tenemos:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t$$

b
m
x

$$m=0.0024$$

$$q_e= 1/m$$

$$q_e= 1/0.0024= 416.667 \text{ mg/g}$$

$$k_2= 1/ b \cdot q_e^2$$

$$k_2=2.69 \times 10^{-5} \text{ g/mg min}$$

$$b= 1/ k_2 \cdot q_e^2$$

$$b=0.2139$$

De manera similar se realizaron los cálculos de los modelos matemáticos para cada uno de los carbones activados y cada una de las condiciones (Ver Tabla 3.5).

Por otro lado el tamaño en general de las moléculas de la materia orgánica natural ha sido estudiado por Bansal y Goyal (2005), y determinaron que el tamaño es de aproximadamente 3 nm. Para nuestro caso se mandaron a realizar estudios de área superficial para los tres tipos de carbón activado utilizados en este trabajo, obteniéndose los resultados que se presentan en la Tabla 3.8, en donde se observa que el tamaño de poro favoreció la adsorción de los compuestos orgánicos disueltos del agua de la PPMD.

Tabla 3. 8 Tamaño de poro aproximado de los carbones activados utilizados

Carbón	Área [m²/g]	Vp [cm³/g]	Dp [nm]
CG-700	349.10	0.246	3.082
CAGR-B	725.30	0.507	2.898
LQ-1000	824.40	0.551	2.574

3.9 PROPUESTA DE DISEÑO PARA UNA COLUMNA EMPACADA CON CARBÓN ACTIVADO

En este apartado se propone un escalamiento de una columna empacada con carbón activado, basándose datos de literatura y en los resultados obtenidos en las pruebas de cinéticas de adsorción.

El modelo de RSSCT (Rapid Small Scale column Test): Es un método que se utiliza para el diseño de columnas de adsorción, pues permite simular en laboratorio el comportamiento de una columna prototipo.

En el tratamiento de agua, el reactor que se utiliza para poner en contacto CAG con el agua contaminada es llamado filtro de carbón granular. Los términos columna, lecho fijo y adsorbedor son también aplicados a este tipo de reactores.

3.9.1 Parámetros de operación y diseño de unidades de adsorción

En general el diseño de una columna de CAG es similar al diseño de un filtro. Puede ser diseñado con base al máximo flujo de la Planta. Para el caso de estudio el máximo flujo de la Planta Potabilizadora Madín es de 600 L/s.

Los parámetros básicos son:

Flujo promedio o máximo (Q)

Tiempo de contacto de lecho vacío (EBCT)

Carga hidráulica (C_H)

Volumen del lecho (V_L)

Estos criterios son específicos para cada tipo de agua y para cada condición.

3.9.2 Objetivos del tratamiento

Lo relacionado al o los compuestos a remover, y a las concentraciones a las que se desea obtener, ya sea de parámetros globales como demanda química de oxígeno (DQO), color, compuestos orgánicos disueltos y del destino del efluente; es decir si es para descarga o para reúso.

3.9.3 Tipo y grado de pretratamiento

El pretratamiento que puede requerirse depende de la calidad del agua de la fuente. Un costo de funcionamiento más bajo de sistemas de CAG se puede obtener mediante el uso de un pretratamiento del agua de alimentación que reduce el contenido de la carga orgánica.

Agua de fuentes superficiales que normalmente contienen concentraciones altas de materia orgánica natural debe ser pretratada por coagulación, sedimentación y filtración, lo cual aumenta la capacidad de adsorción del contaminante.

3.9.4 Selección del carbón y dosis (CAG)

La selección depende de la capacidad de adsorción del carbón activado para remover eficientemente un contaminante en particular. Para nuestro caso de estudio en donde se evaluaron tres tipos de carbón activado y dos pH's, se llegó a la conclusión de que el mejor carbón activado es el CAGR-B y un pH de 5.5.

3.9.5 Tamaño de partícula

El tamaño de partícula comúnmente utilizado en prototipos o columnas de adsorción instaladas en plantas de tratamiento de aguas es malla 12x40 que representa un tamaño de partícula de 0.0513 cm (AWWA, 1989).

3.9.6 Tipo de alimentación y localización del proceso de tratamiento

Se toman en cuenta el espacio disponible y el aspecto económico. En la PPMD, si se cuenta con espacio disponible para la implantación de una columna de carbón activado.

3.9.7 Tiempo de contacto de lecho vacío

El tiempo de contacto de lecho vacío (Empty Bed Contact Time) es el tiempo que tarda el agua en el sistema sin lecho de carbón y determina el volumen requerido de CAG. Influye en la eficiencia de la remoción y también en las dimensiones del sistema.

3.9.8 Volumen del lecho

El volumen de CAG depende del EBCT requerido y de la densidad del carbón a emplear.

3.1.0 Parámetros de diseño y operación

Las Tablas 3.9 y 3.10 se presentan los valores de los parámetros de diseño y operación seleccionados con base en criterios recomendados para columnas de adsorción:

Tabla 3. 9 Criterios de diseño para dimensionar una columna de adsorción para remover compuestos orgánicos disueltos de la Planta Potabilizadora Madín.

Parámetro	Valor	Observaciones
Flujo de diseño	0.6 m ³ /s	Valor de flujo máximo de la PPMD.
Espacio libre de seguridad en columna de adsorción	40 cm	Valor recomendado (Reynolds, 1994)
Tiempo de saturación de la columna	a calcular	
Área	a calcular	
Altura del lecho de CAG	a calcular	
Altura de la columna	a calcular	
Masa de carbón activado	a calcular	

Tabla 3. 10 Criterios de diseño para dimensionar una columna de adsorción para remover compuestos orgánicos disueltos de la Planta Potabilizadora Madín.

Parámetro	Valor	Observaciones
pH	5.5	Seleccionado con base en los resultados de las cinéticas de adsorción
Concentración inicial del contaminante (COD)	4.26 mg/L	Determinado mediante muestreo y cuantificación
Tipo de carbón activado a utilizar en la columna	CAGR-B (Origen mineral bituminoso)	Seleccionado con base en los resultados de las pruebas de cinéticas de adsorción
Tamaño de partícula	0.513 mm (malla 12 x 40 aberturas/ in ²)	Valor recomendado (AWWA, 1989)
Porcentaje de expansión del lecho en operación	30%	Valor recomendado (Reynolds, 1994).
Tipo de flujo de alimentación a columna	ascendente	Obtenido de un estudio preliminar (Durán Pilotzi, 2003).
Tiempo de contacto de lecho vacío lecho vacío	17.5 min	Obtenido de un estudio preliminar (Durán Pilotzi, 2003).
Carga hidráulica de operación (C _H) permitida	20-40 m ³ /m ² h	Valor recomendado (Reynolds, 1994).

3.1.1 Cálculo de parámetros de diseño y operación

3.1.1.1 Volumen del Lecho y masa del carbón

La masa del carbón (M_{sc}) se calcula en función del volumen (V_L) que ocupa el adsorbente. El volumen del adsorbente se calcula mediante el tiempo de contacto y el flujo como sigue:

$$V_L = Q (EBCT) \dots\dots\dots Ec. (3.1)$$

En donde:

V_L =Volumen del Lecho, m^3

EBCT= Tiempo de contacto de lecho vacío, min

Q=Flujo, m^3/s

El EBCT se tomó de un estudio preliminar (Durán, Pilotzi). En donde se encontró que el mejor EBCT es de 17.5 min.

$$V_L = \left(0.6 \frac{m^3}{s} \right) \left(17.5 \text{ min} \left(\frac{60 \text{ s}}{1 \text{ min}} \right) \right) = 630 \text{ m}^3$$

Dado que el V_L es muy grande, se necesita dividir éste en tres partes, con el fin de tener tres columnas de carbón activado. Se tendría entonces un $V_L=210 \text{ m}^3$ para cada columna, con un EBCT de 17.5 min (30% de expansión). El volumen del lecho fuera de operación es de 161.55 m^3 .

La masa de carbón se calcula con la ecuación 3.5, en función del volumen de carbón activado fuera de operación y la densidad del material:

$$M_{sc} = V_L \rho \dots\dots\dots Ec. (3.2)$$

Donde:

M_{sc} = Masa de carbón activado, Kg

V_L = Volumen del lecho, m^3

ρ =Densidad del carbón, Kg/m^3

$$M_{sc} = 161.55 \text{ m}^3 \left(470 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \right) \left(\frac{1 \text{ ton}}{1000 \text{ kg}} \right) = 75.9 \text{ ton}$$

Por lo tanto la masa de carbón que se necesita para cada columna es de 75.9 ton (EBCT de 17.5 min).

3.1.1.2 Dimensiones de la columna

El área transversal (A) para el prototipo de columna de adsorción se calcula a partir de la siguiente ecuación:

$$Q = A C_H \dots\dots\dots \text{Ec. (3.3)}$$

En donde:

Q= Flujo, m³/s

A=Área transversal, m²

C_H=Carga hidráulica, m³/m²h

La carga hidráulica (C_H) para flujo de tipo ascendente está recomendado entre 35 y 40 m³/m²h (Reynolds, 1994). Despejando la ecuación 3.3, sustituyendo y haciendo las transformaciones necesarias se obtiene:

$$A = \frac{Q}{C_H} = \frac{\left(0.6 \frac{\text{m}^3}{\text{s}} \right) \left(\frac{60\text{s}}{1 \text{ min}} \right) \left(\frac{60 \text{ min}}{1 \text{ h}} \right)}{40 \frac{\text{m}^3}{\text{m}^2 \text{ h}}} = 54 \text{ m}^2 \dots\dots\dots \text{Ec. (3.4)}$$

Por razones estructurales y operativas, tales como ahorro de material de construcción, espacio y facilidad de acceso, se propone que las columnas tengan forma cuadrada.

$$L^2 = \sqrt{A} \dots\dots\dots \text{Ec. (3.5)}$$

Sustituyendo el área calculada mediante la Ecuación 3.4 en la ecuación 3.5 se puede calcular cada lado del cuadrado.

$$L = \sqrt{54 m^2} = 7.3 m$$

3.1.1.3 Altura del Lecho de CAG

La altura del lecho en expansión de las columnas (H_L) se obtiene en función del volumen del Lecho (V_L) y del área del lecho (A) con la Ecuación 3.6.

$$\frac{V_L}{A} = H_L \dots\dots\dots Ec. (3.6)$$

Donde:

V_L = Volumen del Lecho, m^3

A = Área del lecho, m^2

H_L =Altura del lecho, m

Sustituyendo los valores tenemos:

$$H_L = \frac{161.55 m^3}{54 m^2} = 2.99 m$$

Dado que se considera una expansión del 30% se utiliza la Ecuación 3.7 para la expansión:

$$H_C \text{ columna} = H_L * 1.30 \dots\dots\dots Ec. (3.7)$$

Donde:

H_C = Altura total de la columna, m

H_L = Altura del lecho

Sustituyendo:

$$H_C \text{ columna} = 2.99 m * 1.30 = 3.88 m$$

3.1.1.3 Tiempo de saturación del lecho

Para calcular el tiempo de saturación del lecho de la columna prototipo primero se debe obtener el tiempo de contacto de lecho vacío en minicolumna y el tiempo de ruptura en minicolumna, estos datos se tomaron de literatura (Durán Pilotzi).

Con los datos anteriores y aplicando la Ecuación 3.8 de escalamiento para calcular el tiempo de operación en horas de la columna prototipo antes de alcanzar la saturación:

$$\frac{EBCT_{sc}}{EBCT_{LC}} = \frac{t_{sc}}{t_{LC}} \dots\dots\dots Ec. (3.8)$$

Donde:

- t_{sc} (de literatura)=Tiempo de ruptura de la minicolumna (s)
- t_{LC}=Tiempo de ruptura de la columna prototipo (h)
- EBCT_{sc}=Tiempo de contacto de lecho vacío de la minicolumna (s)
- EBCT_{LC}=Tiempo de contacto de lecho vacío de la columna prototipo (h)

Sustituyendo en la Ecuación 3.8 se tiene:

$$\frac{85.5 s}{7.5 \min \left(\frac{60s}{1 \min} \right)} = \frac{48 h}{t_{LC}}$$

Despejando t_{LC}:

$$t_{LC} = \frac{1050 s(48h)}{85.5 s} = 589.5 h \left(\frac{1 d}{24 h} \right) = 24.5 d$$

Por lo tanto el tiempo de saturación es de 24.5 días.

En la Tabla 3.11 se presentan los parámetros de operación y diseño para las columnas.

Tabla 3. 11 Especificaciones finales de operación y diseño de las columnas de adsorción.

	Parámetro	Valor
O P E R A C I Ó N	pH	5.5
	Concentración inicial del contaminante (COD)	4.26 mg/L
	Tipo de CAG a utilizar en la columna	CAGR-B
	Tamaño de partícula	0.513 mm
	Porcentaje de expansión del lecho en operación	30%
	Tipo de flujo de alimentación a la columna	ascendente
	Tiempo de contacto de lecho vacío (EBCT)	17.5 min
	Carga hidráulica de operación (C_H) permitida	20-40 m ³ /m ² h
D I S E Ñ O	Flujo de diseño	0.6 m ³ /S
	Espacio libre de seguridad en la columna de adsorción	40 cm
	Tiempo de saturación de la columna	24.5 días
	Área	54 m ²
	Altura de lecho de CAG (en operación)	2.99 m
	Altura del adsorbedor	3.88 m
	Masa de carbón activado	75.9 ton
	Tiempo de contacto	17.5 min

3.9 Conclusiones y recomendaciones

- Se determinó la factibilidad técnica de la aplicación del proceso de adsorción con carbón activado para la remoción de compuestos orgánicos disueltos presentes en el agua clarificada de la Planta Potabilizadora Madín, mediante pruebas de cinéticas de adsorción realizadas en reactor discontinuo (batch), evaluando la influencia del tipo de carbón, dosis y pH. Se observó que el parámetro que influyó más en la eficiencia del proceso fue el pH; este comportamiento puede deberse a que la carga en la superficie del carbón activado es positiva, mientras que los compuestos orgánicos disueltos a pH de 5.5 mantienen una carga negativa, lo que origina que el proceso de adsorción sea más eficiente bajo estas condiciones.
- De acuerdo a los resultados de las pruebas realizadas, se establece que las condiciones óptimas del proceso de adsorción son: dosis de 5 mg/L de carbón activado CAGR-B a pH de 5.5. Con una capacidad de adsorción de 416.67 mg de COD por g de carbón activado. Y un tiempo de equilibrio de 9 h. El color real final al que llegó el carbón CAGR-B fue 3 (U Pt-Co), por lo cual cumple con los requerimientos de la NOM-127-SSA1-1994, y con el nivel de color necesario para el agua de la Planta Potabilizadora Madín.
- De los tres modelos matemáticos evaluados, el modelo de pseudo-segundo orden se ajustó mejor a los datos experimentales, lo que indica que una adsorción química se está llevando a cabo.
- De acuerdo a la propuesta de columna a nivel piloto, se concluye que ésta tendría que ser de un área de 52 m² dividida en tres columnas rectangulares, con una altura total de 3.88 m, un tiempo de saturación de la columna de 24.5 días para tratar un flujo de agua de 0.6 m³/s, que es el flujo que maneja la Planta Potabilizadora Madín.
- Con base en los resultados obtenidos en este estudio, se recomienda realizar pruebas de adsorción para el agua de la Planta Potabilizadora Madín a nivel piloto utilizando el carbón activado CAGR-B a pH de 5.5 y un tamaño de partícula de 0.0513 cm, que es el tamaño recomendado para columnas empacadas.
- Finalmente se recomienda profundizar en el proceso de adsorción mediante la realización de isotermas de adsorción y siguiendo un diseño experimental.

Referencias:

- Almaza, C.J. (1997). Estudio de factibilidad técnico-económico para la instalación de una planta productora de carbón activado. Tesis de Licenciatura, F.Q., UNAM.
- American Water Association, Research Foundation, (1998), Tratamiento del Agua por Procesos de Membrana, Principios y Aplicaciones. Mc Graw-Hill, España, Interamericana, págs. 378, 379, 380.
- Anguiano Cortes Gabriela (2000). Producción de carbón activado a partir de materiales de desecho y su aplicación para la remoción de Hg contenido en agua. Tesis de Licenciatura, F.Q., UNAM.
- ASTM (2003). Designation: D 3860-79. Standard Practices for determination of Adsorptive Capacity of Carbon by Isotherm Technique.
- Atkins, P.W. (1991). Fisicoquímica. Addison-Wesley Iberoamericana 3era. Edición.
- Bansal y Goyal, 2005. LIBRO: Bansal, R. C., Goyal, M. (2005). Activated Carbon Adsorption. 1° Ed., Taylor & Francis Group, Boca Raton, EUA.
- Bargeman, G.; Vollenbroek, J. M; Straatsma, J; Schoen, C. G. P. H. y Boom, R. M. (2005). Nanofiltration of multi-component feeds. Interactions between neutral and charged components and their affect on retention. J. Membr. Sci., 247 (1-2), 11-20.
- Boehm H.P. (1966). Functional groups on the surfaces of solids. Angewandte Chemise (international Edition), 533-539.
- Chiang, P. C., Chang, E. E., Liang, C. H., (2002). NOM characteristics and treatabilities of ozonation processes. *Chemosphere* 46: 929-936.
- Cook, D., Newcombe, G., Sztajn bok, P. (2001). Evaluation of granular activated carbon for removal of trace organic compounds in drinking water. *Environment International*, 22 (3): 343-359.
- Cook, D., Newcombe, G., Sztajn bok, P. (2001). The application of powdered activated carbon for MIB and geosmin removal: predicting PAC doses in four raw waters. *Water Research*, 35(5): 1325-1333.
- Cookson, J.T. Jr, (1969). -Mechanism of Virus Adsorption on Activated Carbon”, *J. Am. Water Works Assoc.* 61:52 (1969).
- Cookson, J.T. Jr, (1978). -Adsorption Mechanisms the Chemistry of Organic Adsorption on Activated Carob”. In *Carbon Adsorption Handbook*, Cheremisionoff Paul N. and Ellerbusch Fred (eds). Ann Arbor Science Publishers Inc. The Butterwith Group. Chap. 7, pp. 241-279.
- Cruz Jiménez Iliana. (2007). Tesis de Licenciatura. Propuesta para la optimización de plantas potabilizadoras. F.Q. UNAM.
- Durán Pilotzi A. (2000). Estudio de la influencia de la ozonación de lixiviados clarificados de rellenos sanitarios sobre su tratamiento con carbón activado asistido biológicamente. Tesis de Licenciatura, F.Q., UNAM.
- Durán Pilotzi A. (2003). Evaluación del proceso de adsorción en minicolumnas de carbón activado (método RSSCT) para remover el 2-metilisoborneol (MIB) en aguas naturales. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental 2003.
- Egeberg, P. K., Gjessing, E. T., Ratnaweera, H., Moghissi, A. A. (1999a). Natural organic matter, Editorial. *Environment International* 25 (2): 143-144.
- Gaid K. (1981) Modes d' elimination de composes sur filters. These Docteur d'Etat, Université de Rennes 1,B, 344, 200.
- García González (2008). Oxidación química de aminos gastadas provenientes de procesos de aduzamiento de gas en refinerías. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental (Ambiental-Agua). F.Q UNAM.
- García Nieto Jacobo (2008). Estudio cinético de o zonación de aguas residuales de una refinería: aguas desflamadas, Tesis de Ingeniero Químico, F.Q., UNAM.
- García Nieto Jacobo. (2008) . Estudio cinético de ozonación de aguas residuales de una refinería: aguas desflamadas. Tesis de Ingeniero Químico, F.Q., UNAM.

- Germán Grosso Cruzado. El carbón activado granular en el tratamiento de agua. 1997.
- Gomal K., Swarupa S., Bersillon J. L., Dubey S. (2002). *Chlorination by products, their toxicodynamics and removal from drinking water*. Journal of Hazardous.
- Gutiérrez Suárez, Kitzia (2008). Remoción de cianotoxinas en agua clarificada por medio de adsorción con carbón activado. Tesis de Licenciatura. Ingeniero Químico, F.Q., UNAM.
- Huang, C.P.; and Wu, M.H (1977). *The Removal of Chromium (IV) from Dilute Aqueous Solutions by Activated Carbon* Water Res. 11 (8): 673.
- Ingeniería Ambiental & Medio Ambiente, 2000. <http://www.fortunecity.es/expertos/profesor/171/agua.html>.
- Ishizaki, C.; and Cookson, J.T. (1974). *Influence of Surface Oxides on Adsorption and Catalysis with Activated Carbon*. Chemistry of Water Supply Treatment and Distribution, A.J. Rubin (Ed.) Chapter 10. (Ann Arbor, Michigan: Ann Arbor Science Publishers), Inc., 1974).
- Jelly M. (1977). Le charbon actif en grain dans le traitement des eaux résiduaires et des eaux potables et sa régénération. Informations Chimie 166, Mai, 157-167.
- Jiménez Cruz Federico de Jesús (1988). Preparación de carbón activado. Tesis de Ingeniero Químico. F.Q., UNAM.
- Kookson J. (1978). *Adsorption mechanics*. Carbon activated handbook. Ann arbor science.
- Krug T., Steiner R., Fungarol A. (1984). *Preliminary assessment of microfiltration: Reverse osmosis process for the treatment of landfill leachates*. Proc. Ind. Waste Conf. Lafayette, pp 583-590. Materials. 140: 1-6 (2007).
- Matilainen, A., Lindqvist, A., Korhonen, S., Tuhkanen, T. (2002). Removal of NOM in the different stages of the water treatment process. *Environment International* 28: 457– 465.
- Mattson, J.S; Mark, H.B. Jr. Malbin, M.D, Weber, W.J Jr and Crittenden J.C., (1969) *Surface Chemistry of Activated Carbon: Specific Adsorption of Phenols*. J. Colloid Interface Sci. 31:116.
- McGuire J. y Suffet H (1978). Adsorption of organics from domestic water supplies. JAWWA, Water Technology Quality, 11, pp 621-636.
- McLaughlin: H.S. (1995). *Regenerated Activated Carbon Using Organic Solvents*, Chemical Engineering Progress, pp.46.
- Menéndez, J.A., (2006). El carbón activado en la vida cotidiana. Instituto nacional del Carbon, Oviedo, CSIC.
- Montes Rojas R. (2000). Estudio de los procesos avanzados de ozonación y adsorción con carbón activado para la potabilización de agua. Tesis de Licenciatura, F.Q., UNAM.
- MWH (2005). Water Treatment: Principles and Design. 2a edición, John Wiley & Sons, Inc., New Jersey, EUA, 1948 pp.
- Najm I., Snoeyink V., Lykins B. y Adams J. (1991). Using powdered activated carbon: a critical review. JAWWA 82 (1), 65-72.
- Newcombe, G., Drikas, M. (1997). Adsorption of NOM onto activated carbon: electrostatic and non-electrostatic effects. *Carbon* 35 (9): 1239-1250.
- Peters T. (1996). *Landfill bioreactor: Fundamentals and practice*. WQI sep/oct, pp 23-26.
- Ponce, O. (2005). Diseño de un tren de potabilización para una planta generadora de agua embotellada. Tesis de Licenciatura, Escuela de Ingeniería, Universidad de las Américas, Puebla. (Consulta: 25 de Febrero de 2009. Disponible en Web: http://catarina.udlap.mx/u_dl_a/tales/documentos/lic/ponce_o_e).
- Puri B.R. Bhardwaj S.S., Kumar B., Mahajan O.P. (1975). Adsorption of phenol from aqueous solution by carbons as influenced by oxygen complexes. J. Indian Chem. Soc., 52 (1), 26-29.
- Puri, B.R. (1970). *Surface Complexes on Carbons, Chemistry and Physics of Carbon*, P.L. Walker, Ed. (New York: Marcel Dekker, Inc., 1970).
- Raman. L. P.; Cheryan, M.; Rajagopalan, N. (1994) *Consir nanofiltration for membrane separations*. Chem. Eng. Progr., 90 (3), 68.

- Rigola Lepeña M., (1999). Tratamiento de Aguas Industriales, aguas de Proceso y Residuales, Alfaomega Marcombo, Grupo Editor S.A de C.V. México, pagas. 27,28, 38,39.
- Rodríguez F., Letón P., Rosal R., Dorado M., Villar S., y Sanz J. (2006). Vt. Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales. Dirección General de Universidades e Investigación, Madrid.
- Rodríguez V.F. (2003). Procesos de potabilización del agua e influencia del tratamiento de ozonización, Díaz de Santos, Madrid.
- Romero Ambrosio (2006). Determinar coliformes totales y fecales en diferentes marcas de agua embotellada de garrafón por el método del número más probable. Tesis Biólogo. FES Zaragoza., UNAM.
- Romero Ambrosio Florentino (2006). Determinación de coliformes totales y fecales en diferentes marcas de agua embotellada en garrafón de (19 litros) por el método del número más probable (NMP) de la NOM-112-SSA1-1994 y el método de detección de enzimas (EDM) -Readycult". Tesis de Licenciatura en Biología. UNAM FES Zaragoza.
- Romero Rojas J.A., (1999), Calidad del agua, Segunda Edición, Alfaomega Grupo Editor, S.A de C.V. México, págs. 49, 54, 61,70.
- Schreiber, B., Brinkmann, T., Schmalz, V., Worch, E. (2005). Adsorption of dissolved organic matter onto activated carbon—the influence of temperature, absorption wavelength, and molecular size. *Water Research*, 39 (15): 3449-3456.
- Shaalan, H. F. (2002) Development of fouling control strategies pertinent to nanofiltration membranes. *Desalination*, 153 (1-3), 125-131.
- Sharp, E. L., Parsons, S.A., Jefferson, B. (2006). Seasonal variations in natural organic matter and its impact on coagulation in water treatment. *Science of the Total Environment* 363: 183-194.
- Sharp, E. L., Parsons, S.A., Jefferson, B. (2006). Seasonal variations in natural organic matter and its impact on coagulation in water treatment. *Science of the Total Environment*, 363 (1-3): 183-194.
- Sharp, E. L., Parsons, S.A., Jefferson, B. (2006). Seasonal variations in natural organic matter and its impact on coagulation in water treatment. *Science of the Total Environment* 363: 183-194.
- Smithson, G.R (1978) -Regeneration of activated carbon, thermal, chemical, solvent, vacuum and miscellaneous regeneration techniques". In: Carbon Adsorption Handbook, Cheremisinoff Paul N. and Ellerbusch Fred (eds). Ann Arbor Science Publishers Inc. The Butterwith Group Chap. 24 pp 879.
- Solano Consultores, S.A. de C.V. (1999). Estudio limnológico de la presa Madín. Informe Final para Comisión Nacional del Agua. Versión electrónica. Contrato: GT-303-GAVM-98.
- Stenzel M.H. (1993). -Remove organics by activated carbon adsorption". *Chem. Eng. Prog.*, april, pp 36-43.
- Tafolla Marin Dimas (2000). Aplicación del proceso de adsorción con carbon activado a efluentes de lixiviados y aguas municipales provenientes de tratamientos coagulación-floculación y oxidación. Tesis de Licenciatura, F.Q., UNAM.
- Tapia Vargas (1978). Estudio relativo a la adsorción. Tesis de Ingeniero Químico. F.Q., UNAM.
- Taskin, N.I.; Romanenko, A.G.; Lebedev, K.B.; and Shevchenko, N.P. (1970). -Effect Of Some Physicochemical Factors on Sorption of Gold by KAD-Ground Carbon". *Tr. Nauchno-Issled. Proektn. Inst. Obogashch. Rud Tsyetn. Met. Series No. 3: 330-338 (1970) (in Russian)*.
- Tebuutt, T.H.V., (1999), Fundamentos de Control de Calidad del Agua, Limusa, México D.F. págs. 154, 159,160.
- Tomaszewska, M., Mozia, S., Morawski, A. W. (2004). Removal of organic matter by coagulation enhanced with adsorption on PAC. *Desalination*, 161 (1), 79-87.
- Tomaszewska, M., Mozia, S., Morawski, A.W. (2004). Removal of organic matter by coagulation enhanced with adsorption on PAC. *Desalination* 161: 79-87.
- Toyokichi, A (1974). -Purification of Chromate Containing WasteWater". *Japan Kokai (1974) in Japanese*.

- US EPA. United States Environmental Protection Agency (1998). National primary drinking water regulations: disinfectants and disinfection byproducts (D/DBP), Final rule. Federal Register 63. Obtenido el 13 de noviembre de 2009 en <http://www.epa.gov/SAFEWATER/mdbp/dbpfr.html>
- Uyak, V., Toroz, I. (2007). Disinfection by-product precursors reduction by various coagulation techniques in Istanbul water supplies. *Journal of Hazardous Materials* 141: 320-328.
- Wang, k. Y. y Chung, T. (2005) The characterization of flat composite nanofiltration membranes and their applications in the separation of Cephalexin. *J. Membr. Sci.*, 247 (1-2), 37-50.
- WHO (2004). World Health Organization. Water Treatment and Pathogen Control: Process Efficiency in Achieving Safe Drinking Water. Obtenido el 26 de agosto de 2008 en http://www.who.int/water_sanitation_health/dwg/en/watreatpath.pdf

ANEXO A NOM-127-SSA1-1994 Límites permisibles de calidad del agua

Límites permisibles de calidad del agua para uso y consumo humano y tratamientos para cumplirlos, de acuerdo con la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994.

Características bacteriológicas	Límite permisible	Tratamientos
Organismos coliformes totales	2 NMP/100 ml	Cloro, compuestos de cloro, ozono, luz ultravioleta
Organismos coliformes fecales	2 UFC/100 ml	Igual que el anterior

NMP: Número más probable

UFC : Unidad formadora de colonias. Técnica de filtración por membrana

Características físicas y organolépticas	Límite permisible	Tratamientos
Color	20 unidades de color verdadero en la escala de platino-cobalto	Coagulación-floculación-precipitación-filtración; cualquiera o la combinación de ellos, adsorción en carbón activado u oxidación
Olor y sabor	Agradable (se aceptarán aquellos que sean tolerables para la mayoría de los consumidores, siempre que no sean resultados de condiciones objetables desde el punto de vista biológico o químico)	Igual que el anterior
Turbiedad	5 unidades de turbiedad nefelométricas (UTN) o su equivalente en otro método	Igual que el anterior

UTN: Unidades de turbiedad nefelométricas

Características químicas	Límite permisible (mg/L)	Tratamientos
Aluminio	0.20	Intercambio iónico, ósmosis inversa
Arsénico	0.05	Intercambio iónico, ósmosis inversa
Bario	0.70	Intercambio iónico, ósmosis inversa
Cadmio	0.005	Intercambio iónico, ósmosis inversa
Cianuros (como CN ⁻)	0.07	Intercambio iónico, ósmosis inversa
Cloro residual libre	0.2-1.50	Adsorción en carbón activado
Cloruros (como Cl ⁻)	250.00	Intercambio iónico, ósmosis inversa
Cobre	2.00	Intercambio iónico, ósmosis inversa
Cromo total	0.05	Intercambio iónico, ósmosis inversa
Dureza total (como CaCO ₂)	500.00	Ablandamiento químico, intercambio iónico
Fenoles o compuestos fenólicos	0.001	Adsorción en carbón activado, oxidación con ozono

Fierro	0.30	Oxidación -filtración, intercambio iónico, ósmosis inversa
Fluoruros (como F-)	1.50	Ósmosis inversa, coagulación química
Manganeso	0.15	Oxidación - filtración, intercambio iónico
Mercurio	0.001	Procesos convencionales de coagulación-floculación-sedimentación-filtración cuando se tengan hasta 10 microgramos/mol
Nitratos (como N)	10.00	Intercambio iónico o coagulación-floculación-sedimentación-filtración; cualquiera o la combinación de ellos
Nitritos (como N)	0.05	Intercambio iónico o coagulación-floculación-sedimentación-filtración; cualquiera o la combinación de ellos
Nitrógeno amoniacal (como N)	0.50	Coagulación-floculación-sedimentación-filtración, desgasificación o desorción en columna
pH (potencial de hidrógeno) en unidades de pH	6.5-8.5	Neutralización
Plaguicidas en microgramos/l: Aldrín y dieldrín (separados o combinados)	0.03	Adsorción en carbón activado granular
Clordano (total de isómeros)	0.30	Igual que el anterior
DDT (total de isómeros)	1.00	Igual que el anterior
Gamma-HCH (lindano)	2.00	Igual que el anterior
Hexaclorobenceno	0.01	Igual que el anterior
Heptacloro y epóxido de heptacloro	0.03	Igual que el anterior
Metoxicloro	20.00	Igual que el anterior
2,4 - D	50.00	Igual que el anterior
Plomo	0.025	Intercambio iónico, ósmosis inversa
Sodio	200.00	Intercambio iónico
Sólidos disueltos totales	1000.00	Coagulación-floculación-sedimentación-filtración y/o intercambio iónico
Sulfatos (como SO ₄ =)	400.00	Intercambio iónico u ósmosis inversa
Sustancias activas al azul de metileno (SAAM)	0.50	Adsorción en carbón activado
Trihalometanos totales	0.20	Aireación u oxidación con ozono y adsorción en carbón activado granular
Zinc	5.00	Destilación o intercambio iónico

Características radiactivas	Límite permisible Bq/l (Becquerel por litro).
Radiactividad alfa global	0.1
Radiactividad beta global	1.0

ANEXO B Información toxicológica de algunos grupos de compuestos orgánicos

Compuestos Orgánicos Sintéticos

➤ Benceno

Al realizar un estudio con animales se encontró la aparición de leucemia y linfomas en ratones hembras y de carcinomas de las células escamosas de la cavidad oral en ratas machos, las concentraciones en agua de bebida que corresponden a un riesgo adicional de cáncer durante toda la vida oscila entre 10 a 80 µg/L. Así que la concentración del benceno debe ser inferior a 5 µg/L, a concentraciones elevadas afecta al sistema hematopoyético y produce cáncer (Cruz Jiménez, 2007).

➤ Tolueno

El tolueno tiene un olor fragante y acre, similar al del benceno, el umbral de sabor de esta sustancia oscila entre 40 y 120 µg/L, y el umbral del olor en el agua está entre 24 y 170 µg/L, por lo tanto el tolueno puede influir en la aceptación del agua cuando se encuentre en concentraciones superiores a su valor (Cruz Jiménez, 2007).

➤ Xilenos

Las concentraciones de xilenos del orden de 300 a 1,000 µg/L dan al agua un sabor y un olor perceptibles. El umbral oscila entre 20 y 1,800 µg/L (Cruz Jiménez, 2007).

➤ Etilbenceno

El etilbenceno tiene un olor aromático. Según los informes, su umbral de olor en el agua oscila entre 2 y 130 µg/L, el umbral de sabor varía de 72 a 200 µg/L (Cruz Jiménez, 2007).

Emergentes

➤ Dieldrín

El dieldrín afecta el sistema nervioso central, su teratogenicidad y mutagenicidad no han sido demostrados y al parecer no son cancerígenos. La aldrina es muy toxica para los animales de experimentación y han ocurrido casos de envenenamiento de seres humanos. Los órganos más afectados son el sistema nervioso central y el hígado (Cruz Jiménez, 2007).

➤ DDT

La dosis se estima por encima de 150 mg/kg. Se calcula que las personas ingieren por un día un término medio de 0.0026 mg/Kg. Cantidad superior a la mínima puede originar los síntomas siguientes: tos, edema de pulmón, dermatitis, cólicos y diarrea. En dosis muy elevada afecta al sistema nervioso central y periférico así como el hígado, es tóxico para mamíferos y es cancerígeno (Cruz Jiménez, 2007).

➤ **Hexaclorobenceno**

Se ha observado que el hexaclorobenceno produce irritación del sistema nervioso central así como efectos tóxicos secundarios (náuseas, vómitos, espasmos, etc.). Su teratogenicidad, mutagenicidad y cancerogenicidad no están bien definidos (Cruz Jiménez, 2007).

➤ **Metoxicloro**

El metoxicloro, es un compuesto cuya toxicidad aguda es relativamente baja y que no provoca efectos teratogénicos en ratas, ni mutagénicos en bacterias. En condiciones normales de uso, el metoxicloro no parece ser perjudicial para el medio ambiente. No obstante se ha detectado ocasionalmente en el agua para beber, la ingesta diaria a través de los alimentos y el agua para beber es inferior a 1 µg/L por persona (Cruz Jiménez, 2007).

➤ **2,4-D (Ácido 2,4-Diclorofenoxiacético)**

El 2,4-D rara vez se encuentra en los alimentos y en escasas concentraciones en el agua. Existen indicios de que el 2,4-D puede ser cancerígeno y se ha reportado que provoca fatiga, dolores de cabeza así como pérdida del apetito. El hombre detecta y rechaza su sabor y olor en concentraciones de 0.05 µg/L (Cruz Jiménez, 2007).

ANEXO C Análisis de la NOM-127 al influente de la PPMD

PLAGUICIDAS Y OTROS COMPUESTOS ORGANOCLORADOS

Parámetro	Resultado	Unidades	Método Analítico	LMD	LMP	Analista	Fecha de análisis
Aldrín y dieldrín	<0.01	µg/L	EPA-8270	0.01	0.03	SDBT	29-05-09.
Clordano (total de isómeros)	<0.05	µg/L	EPA-8270	0.05	0.20	SDBT	29-05-09.
DDT (total de isómeros)	<0.88	µg/L	EPA-8270	0.88	1.00	SDBT	29-05-09.
Gama BHC Lindano	<0.02	µg/L	EPA-8270	0.02	2.00	SDBT	29-05-09.
Hexaclorobenceno	<0.03	µg/L	EPA-8270	0.03	1.00	SDBT	29-05-09.
Heptacloro y epóxido de heptacloro	<0.02	µg/L	EPA-8270	0.02	0.03	SDBT	29-05-09.
Metoxicloro	<1.88	µg/L	EPA-8270	1.88	20.00	SDBT	29-05-09.
2,4 D	<0.90	µg/L	EPA-8270	0.90	30.00	SDBT	29-05-09.

Parámetro	Resultado	Unidades	Método Analítico	LDM	LMP	Analista	Fecha de análisis
Benceno	<0.0009	µg/L	EPA-8260	0.0009	10	SDBT	27-05-09.
Etilbenceno	<0.0022	µg/L	EPA-8260	0.0022	300	SDBT	27-05-09.
Tolueno	<0.0019	µg/L	EPA-8260	0.0019	700	SDBT	27-05-09.
Xileno	<0.0280	µg/L	EPA-8260	0.0280	500	SDBT	27-05-09.
Trihalometanos totales	<0.001	µg/L	EPA-8260	0.001	0.2	SDBT	27-05-09.

NOTAS:

LDM: Límite de Detección del Método

LMP: Límite Máximo Permisible de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. Agua para uso y consumo humano.

Parámetro	Resultado	Unidades	Método Analítico	LMD	LMP	Analista	Fecha de análisis
pH	7.33		NMX-AA-008-SCFI-2000	0.01	6.5-8.5	EVOC	28-05-09.
Color	16	Pt-Co	NMX-AA-045-SCFI-2001	1	20	EVOC	27-05-09.
Cloruros	5	mg/L	NMX-AA-073-SCFI-2001	2	250	SAC	03-06-09.
Cloro residual	<0.1	mg/L	NMX-AA-108-SCFI-2001	0.1	0.2-1.5	FSS	27-05-09.
Dureza total	51	mg/L	NMX-AA-72-SCFI-2001	6	500	SAC	03-06-09.
Fenoles	<0.003	mg/L	NMX-AA-50-SCFI-2001	0.003	0.3	NPM	29-05-09.
Fluoruros	0.07	mg/L	NMX-AA-77-SCFI-2001	0.04	1.50	AZV	04-06-09.
N-Nitratos	0.50	mg/L	NMX-AA-79-SCFI-2001	0.02	10.00	NPM	27-05-09.
N-Nitritos	0.007	mg/L	NMX-AA-99-1987	0.002	1.00	NPM	27-05-09.
Nitrógeno amoniacal	<0.25	mg/L	NMX-AA-26-SCFI-2001	0.25	0.5	SAC	29-05-09.
SAAM	<0.002	mg/L	NMX-AA-39-SCFI-2001	0.002	0.5	LHA	29-05-09.
Sólidos disueltos totales	172	mg/L	NMX-AA-34-SCFI-2001	5	1000	EVOC	02-06-09.
Sulfatos	16.72	mg/L	NMX-AA-74-1981	0.20	400	ASS	27-05-09.
Turbiedad	0.98	UTN	NMX-AA-38-SCFI-2001	0.5	5	EVOC	27-05-09.
Yodo residual libre	<0.02	mg/L	-	0.02	0.2-0.5	AZV	28-05-09.
Aluminio	0.7	mg/L	NMX-AA-051-SCFI-2001	0.2	0.20	VGN	28-05-09.
Arsénico	0.0008	mg/L	NMX-AA-051-SCFI-2001	0.0002	0.025	VGN	28-05-09.
Bario	<0.2	mg/L	NMX-AA-051-SCFI-2001	0.2	0.70	VGN	28-05-09.
Cadmio	<0.005	mg/L	NMX-AA-051-SCFI-2001	0.005	0.005	VGN	28-05-09.
Cianuros	<0.02	mg/L	NMX-AA-058-SCFI-2001	0.02	0.07	AZV	28-05-09.
Cobre	<0.006	mg/L	NMX-AA-051-SCFI-2001	0.006	2	VGN	28-05-09.
Cromo	<0.008	mg/L	NMX-AA-051-SCFI-2001	0.008	0.05	VGN	28-05-09.
Fierro	0.01	mg/L	NMX-AA-051-SCFI-2001	0.01	0.3	VGN	28-05-09.
Manganeso	0.03	mg/L	NMX-AA-051-SCFI-2001	0.01	0.15	VGN	28-05-09.
Mercurio	<0.0002	mg/L	NMX-AA-051-SCFI-2001	0.0002	0.001	VGN	29-05-09.
Plomo	<0.005	mg/L	NMX-AA-051-SCFI-2001	0.005	0.01	VGN	29-05-09.
Sodio	8.44	mg/L	NMX-AA-051-SCFI-2001	0.03	200	VGN	29-05-09.
Zinc	<0.005	mg/L	NMX-AA-051-SCFI-2001	0.006	5	VGN	29-05-09.

NOTAS:

LDM: Límite de Detección del Método

LMP: Límite Máximo Permisible de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. Agua para uso y consumo humano.

ANEXO D Curvas de calibración de pH

Estas curvas se realizaron con el fin de saber la cantidad necesaria de Na OH y HCl, requeridas para obtener el pH deseado para cada una de las pruebas.

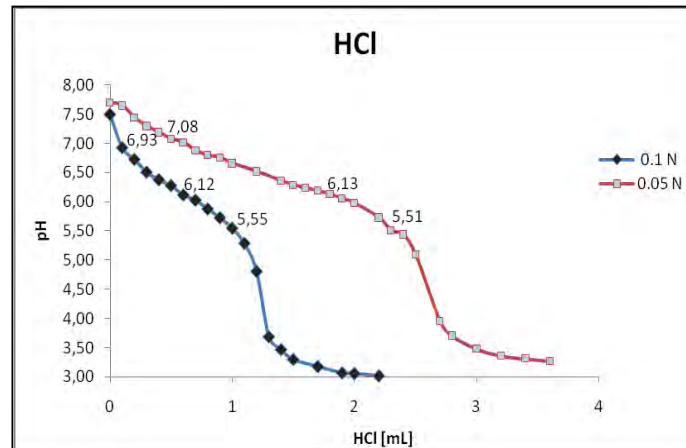


Figura D. 1 Curvas de calibración para pH ácido

Como se puede observar en la Figura D.1, la cantidad de ácido en ml que se tiene que dosificar para una concentración de 0.05 N es mayor que la cantidad que se tiene que dosificar para una concentración de 0.1 N, por esta razón se seleccionó la concentración de 0.1 N para bajar el pH de los experimentos.

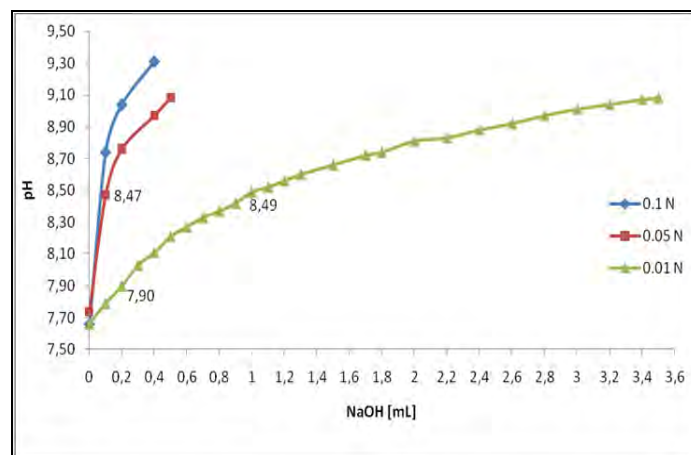


Figura D. 2 Curvas de calibración para pH básico

En este caso se experimentó con tres diferentes concentraciones: 0.1 N, 0.05 N y 0.01 N. Como se observa en la Figura D.2, es más fácil controlar el pH básico con una solución de NaOH a 0.01N. Por tal razón se seleccionó la concentración de 0.01 N para subir el pH de los experimentos.

ANEXO E Datos y gráficas de todas las condiciones evaluadas para cada tipo de carbón activado

➤ Ajuste de datos a modelos matemáticos para el carbón activado Carbón CAGR-B

La Tabla E.1 muestra los datos que se utilizaron para la obtención de los modelos matemáticos evaluados a dosis de 5 mg/L y pH 8.5, para el carbón CAGR-B.

Tabla E. 1 Constantes para cada modelo matemático de adsorción de COD a dosis: 5 mg/L del carbón CAGR-B, pH: 8.5

Tiempo [h]	Ce	qt	Modelo de Pseudo Primer Orden		Modelo de Pseudo Segundo Orden		Modelo de Intradifusión		Modelo de Elovich	
			x	y	x	y	x	y	x	y
			COD [mg/L]	COD [mg/L]	Tiempo [h]	log (qe-qt)	Tiempo [min]	t/qt	t ^{0.5} [h]	qt [mg/g]
0	3.351	0	0	2.462	0	-	0	0	-	0
1.5	2.220	226.3	1.5	1.804	90	0.398	1.225	226.3	0.405	226.3
2.5	2.058	258.6	2.5	1.497	150	0.580	1.581	258.6	0.916	258.6
4	1.948	280.7	4	0.968	240	0.855	2.000	280.7	1.386	280.7
7	1.859	298.5	5	1.453	420	1.407	2.646	298.5	1.946	298.5
9	2.043	261.6	9	0.806	540	2.064	3.000	261.6	2.197	261.6
24	1.933	283.6	25	2.462	1440	5.078	4.899	283.6	3.178	283.6

En la Figura E.3 se presenta la gráfica de tiempo contra q_e , que permitió obtener el dato numérico de este parámetro para introducirse en el modelo de Pseudo Primer Orden.

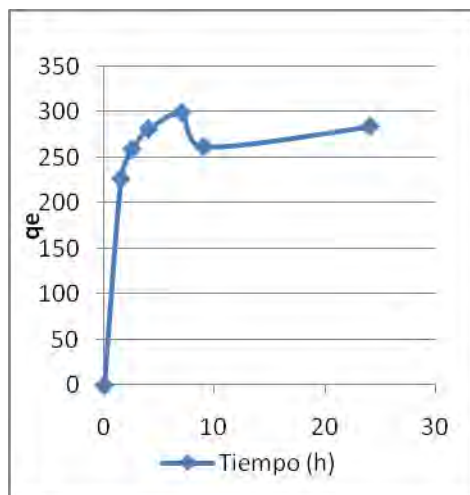


Figura E. 3 Obtención de q_e teórico para la aplicación del modelo de Pseudo Primer Orden a los datos de COD con el carbón activado CAGR-B.

En las graficas E4, E5, E6 y E7, se muestra el ajuste para cada uno de los modelos matemáticos con su respectiva ecuación:

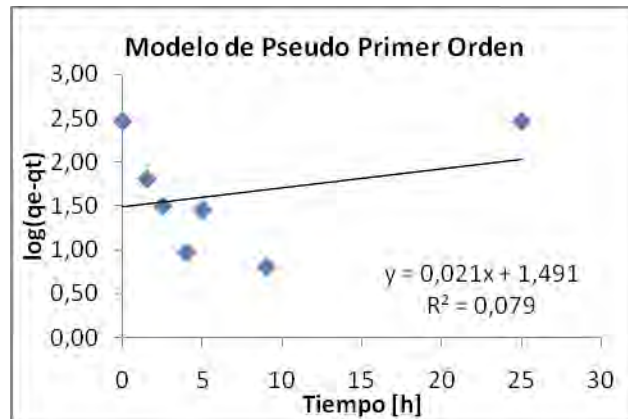


Figura E. 4 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Primer Orden. Dosis: 5 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado CAGR-B.

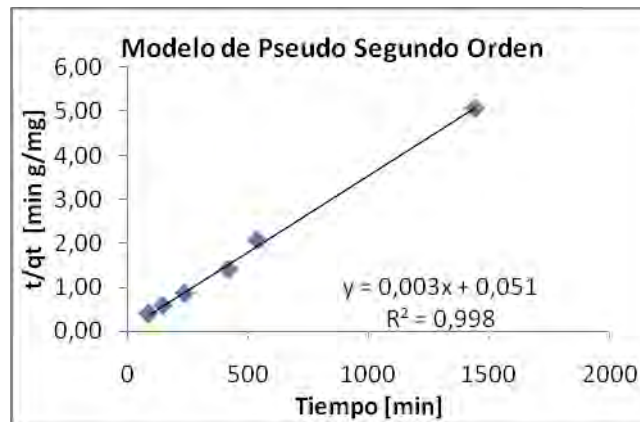


Figura E. 5 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Segundo Orden. Dosis: 5 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado CAGR-B.

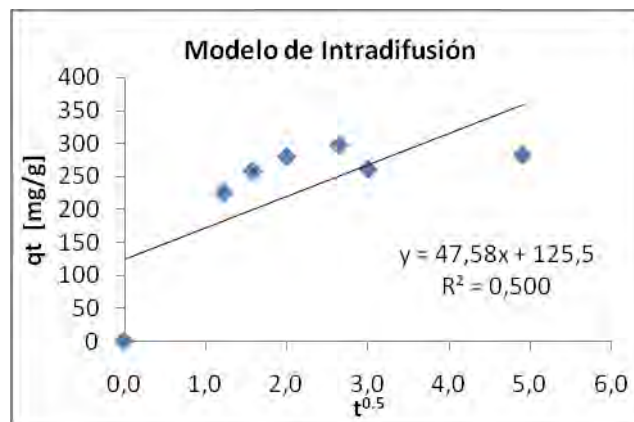


Figura E. 6 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Intradifusión. Dosis: 5 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado CAGR-B.

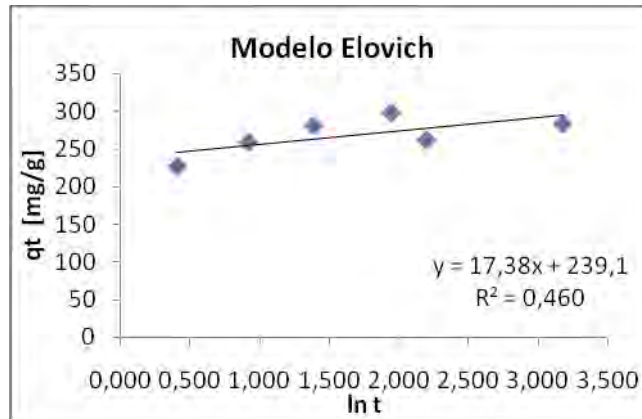


Figura E. 7 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Elovich. Dosis: 5 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado CAGR-B.

La Tabla E.2 muestra los datos que se utilizaron para la obtención de los modelos matemáticos evaluados a dosis de 40 mg/L y pH 5.5, para el carbón CAGR-B.

Tabla E. 2 Constantes para cada modelo matemático de adsorción de COD a dosis: 40 mg/L del carbón activado CAGR-B, pH: 5.5.

Tiempo [h]	Ce COD [mg/L]	qt COD [mg/L]	Modelo de Pseudo Primer Orden		Modelo de Pseudo Segundo Orden		Modelo de Intradifusión		Modelo de Elovich	
			x	y	x	y	x	y	x	y
			Tiempo [h]	log (qe-qt)	Tiempo [min]	t/qt	t ^{0.5} [h]	qt [mg/g]	ln t	qt [mg/g]
0	3.351	0	0	1.892	0	-	0	0	-	0
1.5	1.085	56.650	1.5	1.329	90	1.589	1.225	56.650	0.405	56.650
2.5	0.868	62.075	2.5	1.202	150	2.416	1.581	62.075	0.916	62.075
4	0.583	69.200	4	0.944	240	3.468	2.000	69.200	1.386	69.200
9	0.367	74.600	9	0.531	540	7.239	3.000	74.600	2.197	74.600
24	0.322	75.725	24	0.357	1440	19.016	4.899	75.725	3.178	75.725
25	0.310	76.025	25	0.296	1500	19.730	5.000	76.025	3.219	76.025

En la Figura E.8 se presenta la gráfica de tiempo contra q_e , que permitió obtener el dato numérico de este parámetro para introducirse en el modelo de Pseudo Primer Orden.

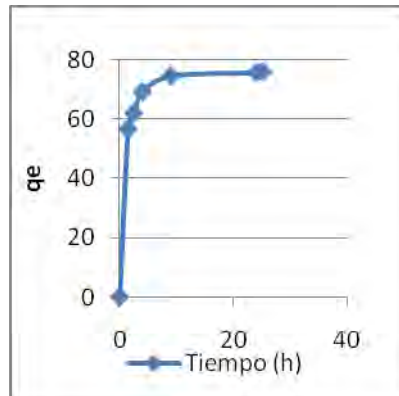


Figura E. 8 Obtención de q_e teórico para la aplicación del modelo de Pseudo Primer Orden a los datos de COD con el carbón activado CAGR-B.

En las graficas E9, E10, E11 y E12, se muestra el ajuste para cada uno de los modelos matemáticos con su respectiva ecuación:

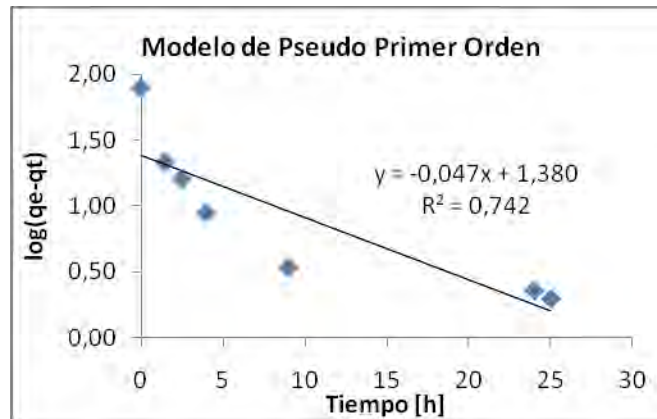


Figura E. 9 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Primer Orden. Dosis: 40 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado CAGR-B.

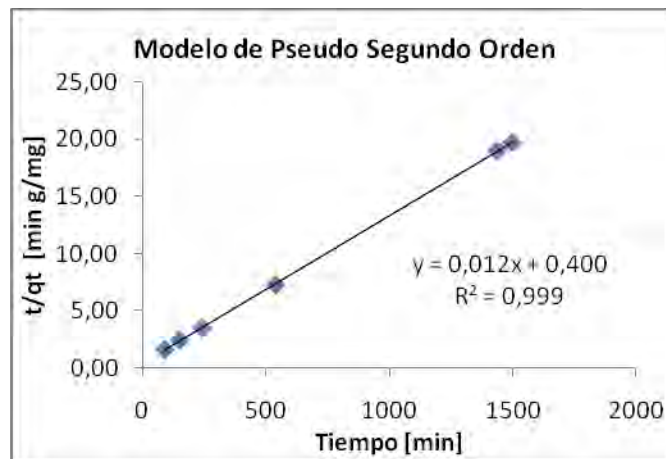


Figura E. 10 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Segundo Orden. Dosis: 40 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado CAGR-B.

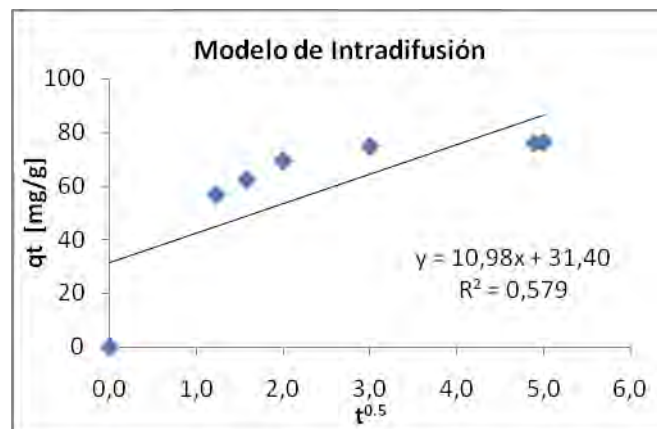


Figura E. 11 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Intradifusión. Dosis: 40 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado CAGR-B.

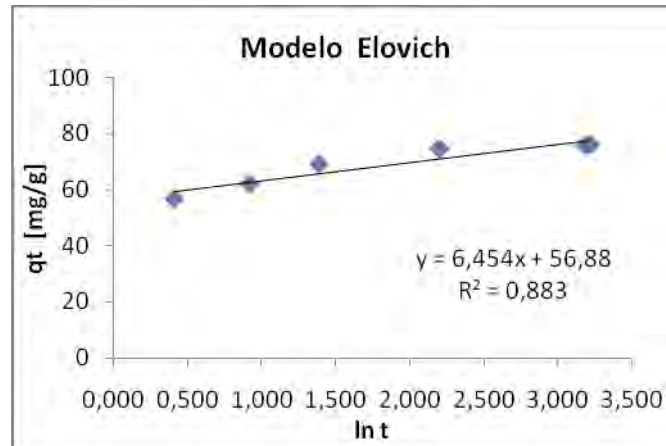


Figura E. 12 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Elovich. Dosis: 40 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado CAGR-B.

La Tabla E.3 muestra los datos que se utilizaron para la obtención de los modelos matemáticos evaluados a dosis de 40 mg/L y pH 8.5, para el carbón CAGR-B.

Tabla E. 3 Constantes para cada modelo matemático de adsorción de COD a dosis: 40 mg/L del carbón activado CAGR-B, pH: 8.5.

Tiempo [h]	Ce COD [mg/L]	qt COD [mg/g]	Modelo de Pseudo Primer Orden		Modelo de Pseudo Segundo Orden		Modelo de Intradifusión		Modelo de Elovich	
			x	y	x	y	x	y	x	y
			Tiempo [h]	log (qe-qt)	Tiempo [min]	t/qt	t ^{0.5} [h]	qt [mg/g]	ln t	qt [mg/g]
0	3.351	0	0	2.462	0	-	0	0	-	0
1.5	2.220	226.3	1.5	1.804	90	0.398	1.225	226.3	0.405	226.3
2.5	2.058	258.6	2.5	1.497	150	0.580	1.581	258.6	0.916	258.6
4	1.948	280.7	4	0.968	240	0.855	2.000	280.7	1.386	280.7
7	1.859	298.5	5	1.453	420	1.407	2.646	298.5	1.946	298.5
9	2.043	261.6	9	0.806	540	2.064	3.000	261.6	2.197	261.6
24	1.933	283.6	25	2.462	1440	5.078	4.899	283.6	3.178	283.6

En la Figura E.13 se presenta la gráfica de tiempo contra q_e, que permitió obtener el dato numérico de este parámetro para introducirse en el modelo de Pseudo Primer Orden.

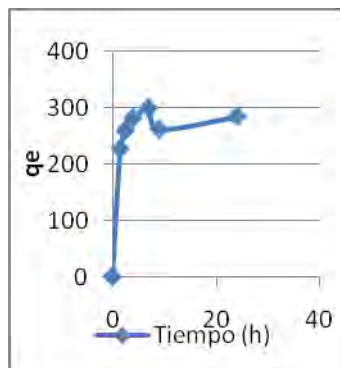


Figura E. 13 Obtención de q_e teórico para la aplicación del modelo de Pseudo Primer Orden a los datos de COD con el carbón activado CAGR-B.

En las graficas E14, E15, E16 y E17, se muestra el ajuste para cada uno de los modelos matemáticos con su respectiva ecuación:

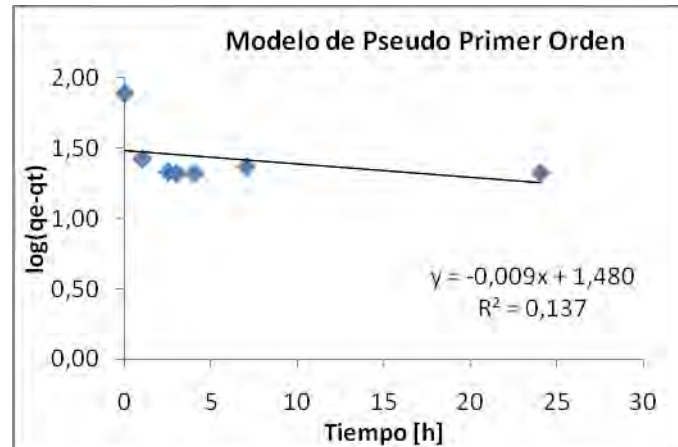


Figura E. 14 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Primer Orden. Dosis: 40 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado CAGR-B.

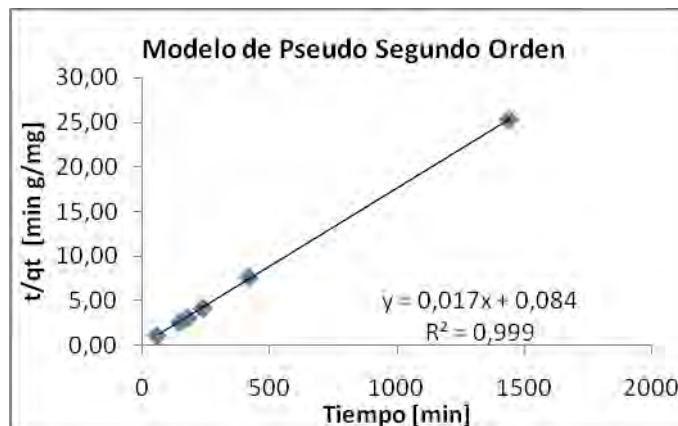


Figura E. 15 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Segundo Orden. Dosis: 40 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado CAGR-B.

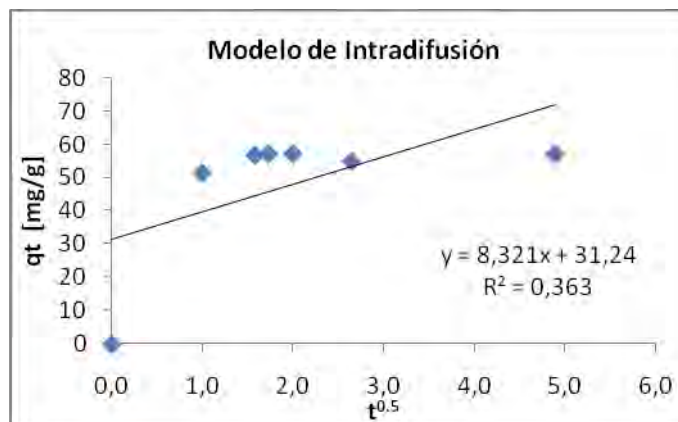


Figura E. 16 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Intradifusión. Dosis: 40 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado CAGR-B.

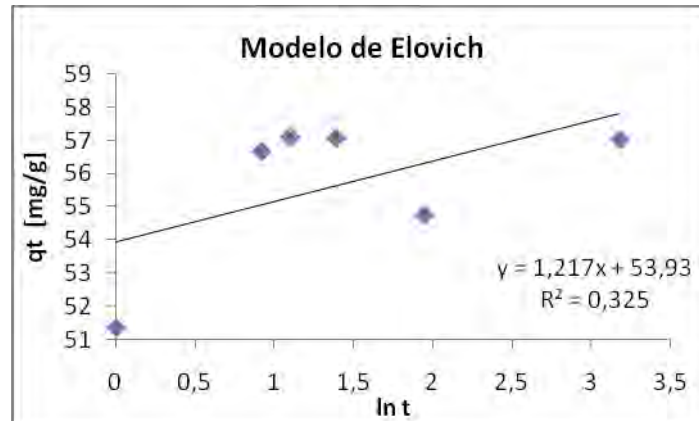


Figura E. 17 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Elovich. Dosis: 40 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado CAGR-B.

➤ Ajuste de datos a modelos matemáticos para el carbón activado Carbón CG-700 (Coco)

La Tabla E.4 muestra los datos que se utilizaron para la obtención de los modelos matemáticos evaluados a dosis de 5 mg/L y pH 5.5, para el carbón CG-700.

Tabla E. 4 Constantes para cada modelo matemático de adsorción de COD a dosis: 5 mg/L del carbón activado CG-700, pH: 5.5.

Tiempo [h]	Ce	qt	Modelo de Pseudo Primer Orden		Modelo de Pseudo Segundo Orden		Modelo de Intradifusión		Modelo de Elovich	
	COD [mg/L]	COD [mg/g]	x	y	x	y	x	y	x	y
			Tiempo [h]	$\log (q_e - qt)$	Tiempo [min]	t/qt	$t^{0.5}$ [h]	qt [mg/g]	$\ln t$	qt [mg/g]
0	3.351	0	0	2.146	0	-	0	0	-	0
1	3.331	4	1	2.134	60	15.000	1.000	4	0.000	4
2	2.676	135	2	0.699	120	0.889	1.414	135	0.693	135
4	2.780	114	4	1.412	240	2.102	2.000	114.2	1.386	114.2
18	2.620	146	18	1.316	1080	7.387	4.243	146.2	2.890	146.2
20	2.761	118	20	1.342	1200	10.169	4.472	118	2.996	118
22	2.869	96	22	1.639	1320	13.693	4.690	96.4	3.091	96.4

En la Figura E.18 se presenta la gráfica de tiempo contra q_e , que permitió obtener el dato numérico de este parámetro para introducirse en el modelo de Pseudo Primer Orden.

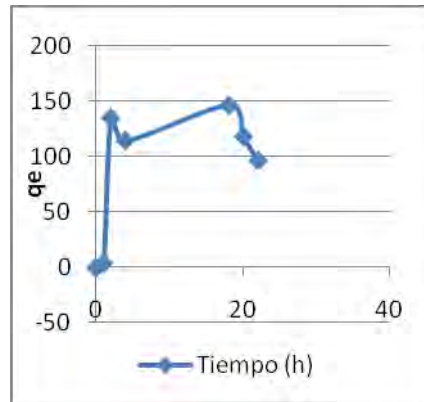


Figura E. 18 Obtención de q_e teórico para la aplicación del modelo de Pseudo Primer Orden a los datos de COD con el carbón activado CG-700.

En las graficas E19, E20, E21 y E22, se muestra el ajuste para cada uno de los modelos matemáticos con su respectiva ecuación:

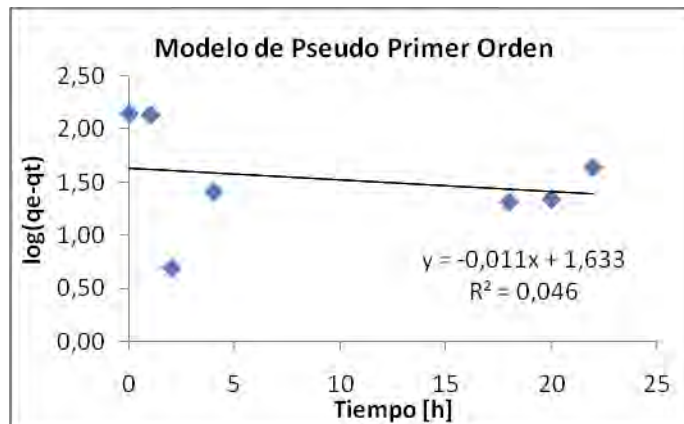


Figura E. 19 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Primer Orden. Dosis: 5 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado CG-700.

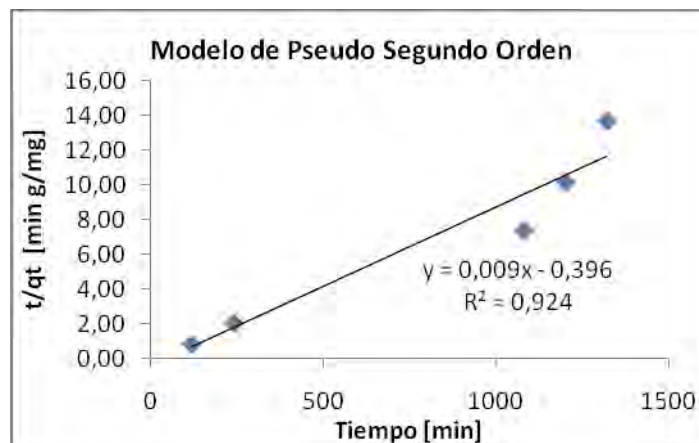


Figura E. 20 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Segundo Orden. Dosis: 5 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado CG-700.

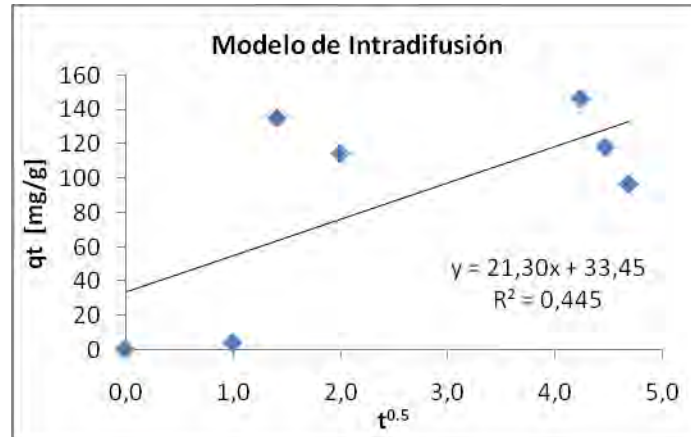


Figura E. 21 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Intradifusión. Dosis: 5 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado CG-700.

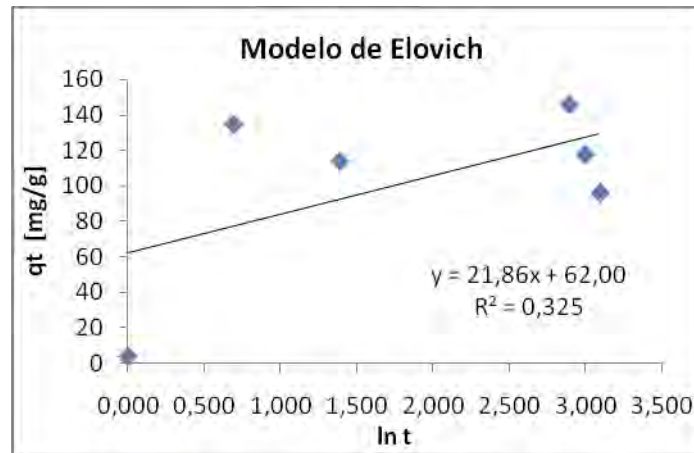


Figura E. 22 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Elovich. Dosis: 5 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado CG-700.

La Tabla E.5 muestra los datos que se utilizaron para la obtención de los modelos matemáticos evaluados a dosis de 5 mg/L y pH 8.5, para el carbón CG-700.

Tabla E. 5 Constantes para cada modelo matemático de adsorción de COD a dosis: 5 mg/L del carbón activado CG-700, pH: 8.5.

Tiempo [h]	Ce COD [mg/L]	qt COD [mg/g]	Modelo de Pseudo Primer Orden		Modelo de Pseudo Segundo Orden		Modelo de Intradifusión		Modelo de Elovich	
			x	y	x	y	x	y	x	y
			Tiempo [h]	log (qe-qt)	Tiempo [min]	t/qt	t ^{0.5} [h]	qt [mg/g]	ln t	qt [mg/g]
0	3.351	0.0	0	2.474	0	-	0	0.0	-	0.0
1	2.993	71.6	1	2.355	60	0.838	1.000	71.6	0.000	71.6
1.5	2.139	242.4	1.5	1.745	90	0.371	1.225	242.4	0.405	242.4
3	1.897	290.8	3	0.857	180	0.619	1.732	290.8	1.099	290.8
6	1.898	290.6	6	0.869	360	1.239	2.449	290.6	1.792	290.6
18	2.146	241.0	18	1.756	1080	4.481	4.243	241.0	2.890	241.0
20	2.394	191.4	20	2.028	1200	6.270	4.472	191.4	2.996	191.4

En la Figura E.23 se presenta la gráfica de tiempo contra q_e , que permitió obtener el dato numérico de este parámetro para introducirse en el modelo de Pseudo Primer Orden.

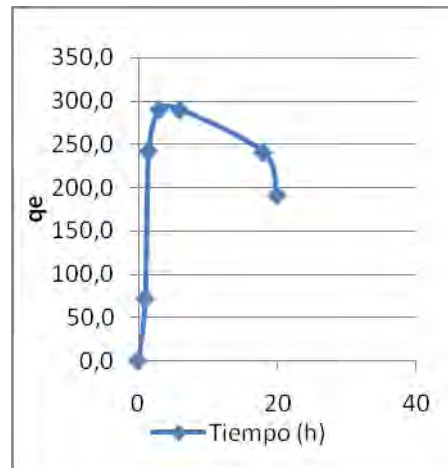


Figura E. 23 Obtención de q_e teórico para la aplicación del modelo de Pseudo Primer Orden a los datos de COD con el carbón activado CG-700.

En las graficas E24, E25, E26 y E27, se muestra el ajuste para cada uno de los modelos matemáticos con su respectiva ecuación:

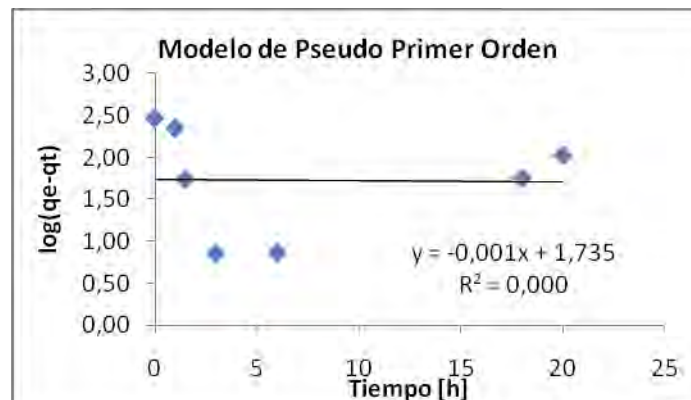


Figura E. 24 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Primer Orden. Dosis: 5 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado CG-700.

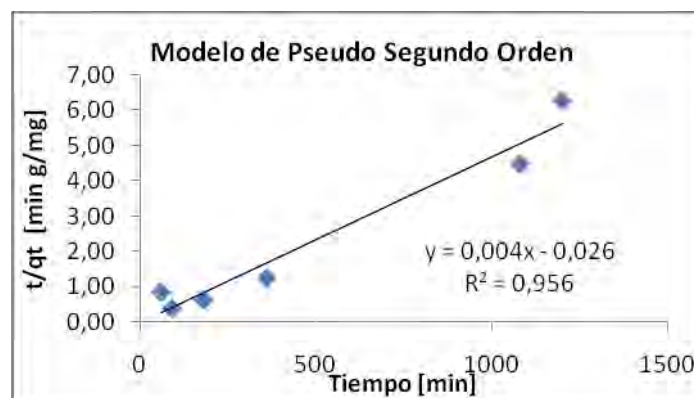


Figura E 25 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Segundo Orden. Dosis: 5 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado CG-700.

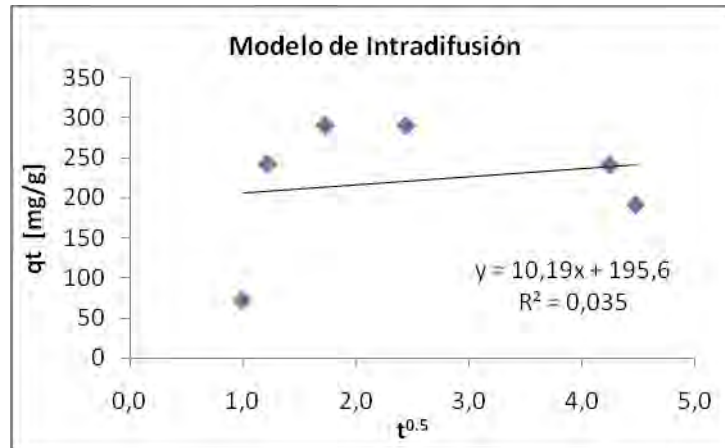


Figura E. 26 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Intradifusión. Dosis: 5 mg/L, pH:8.5 para el carbón activado CG-700.

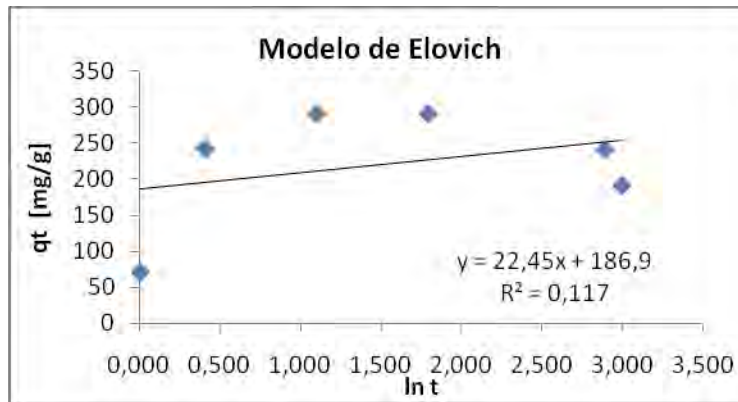


Figura E. 27 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Elovich. Dosis: 5 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado CG-700.

La Tabla E.6 muestra los datos que se utilizaron para la obtención de los modelos matemáticos evaluados a dosis de 40 mg/L y pH 5.5, para el carbón CG-700.

Tabla E. 6 Constantes para cada modelo matemático de adsorción de COD a dosis: 40 mg/L del carbón activado CG-700, pH: 5.5.

Tiempo [h]	Ce COD [mg/L]	qt COD [mg/g]	Modelo de Pseudo Primer Orden		Modelo de Pseudo Segundo Orden		Modelo de Intradifusión		Modelo de Elovich	
			x	y	x	y	x	y	x	y
			Tiempo [h]	log (qe-qt)	Tiempo [min]	t/qt	t ^{0.5} [h]	qt [mg/g]	ln t	qt [mg/g]
0	3.351	0.00	0	1.886	0	-	0	0	-	0
0.5	1.085	56.65	1.5	1.309	30	0.530	0.707	56.650	0.593	56.650
2	0.868	62.08	2.5	1.174	120	1.933	1.414	62.075	0.693	62.075
4	0.583	69.20	4	0.892	240	3.468	2.000	69.200	1.386	69.200
18	0.367	74.60	9	0.380	1080	14.477	4.243	74.600	2.890	74.600
22	0.322	75.73	24	0.106	1320	17.431	4.690	75.725	3.091	75.725
24	0.310	76.03	25	-0.011	1440	18.941	4.899	76.025	3.178	76.025

En la Figura E.28 se presenta la gráfica de tiempo contra q_e , que permitió obtener el dato numérico de este parámetro para introducirse en el modelo de Pseudo Primer Orden.

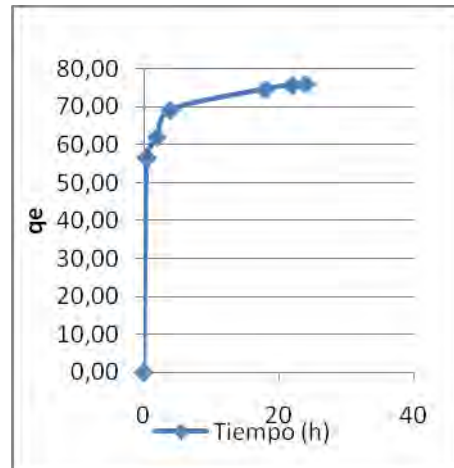


Figura E. 28 Obtención de q_e teórico para la aplicación del modelo de Pseudo Primer Orden a los datos de COD con el carbón activado CG-700.

En las graficas E29, E30, E31 y E32, se muestra el ajuste para cada uno de los modelos matemáticos con su respectiva ecuación:

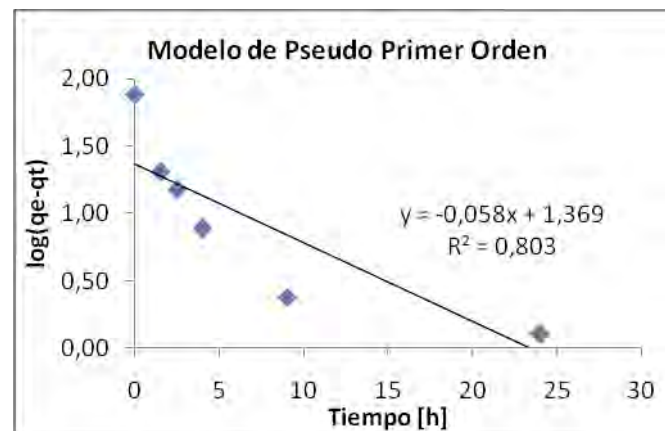


Figura E. 29 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Primer Orden. Dosis: 40 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado CG-700.

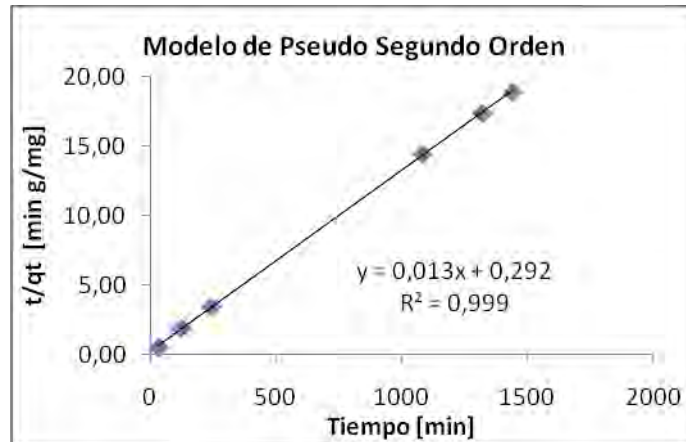


Figura E. 30 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Segundo Orden. Dosis: 40 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado CG-700.

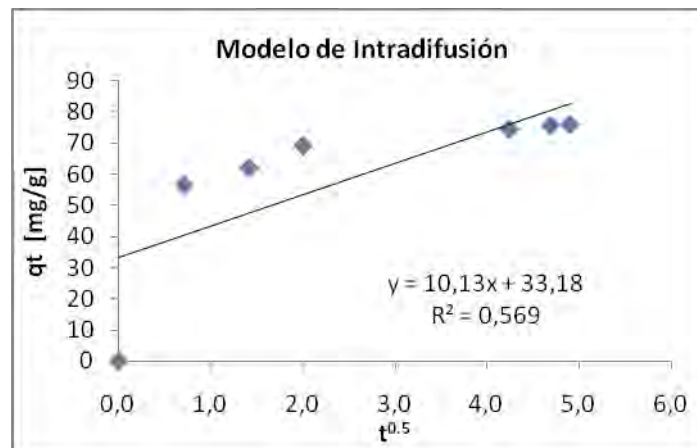


Figura E. 31 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Intradifusión. Dosis: 40 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado CG-700.

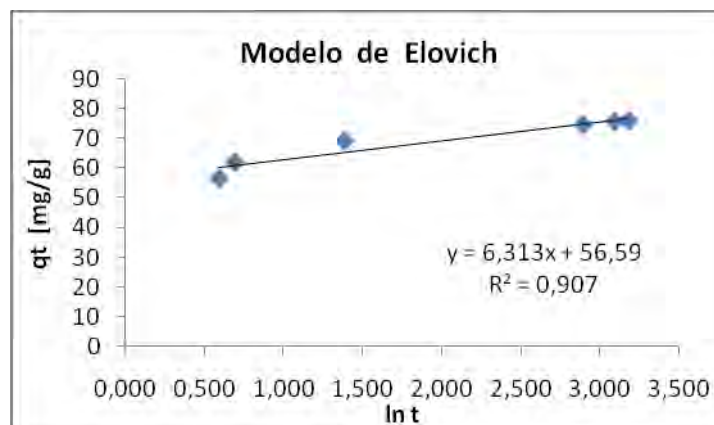


Figura E. 32 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Elovich. Dosis: 40 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado CG-700.

La Tabla E.7 muestra los datos que se utilizaron para la obtención de los modelos matemáticos evaluados a dosis de 40 mg/L y pH 8.5, para el carbón CG-700.

Tabla E. 7 Constantes para cada modelo matemático de adsorción de COD a dosis: 40 mg/L del carbón activado CG-700, pH: 8.5.

Tiempo [h]	Ce	qt	Modelo de Pseudo Primer Orden		Modelo de Pseudo Segundo Orden		Modelo de Intradifusión		Modelo de Elovich	
	COD [mg/L]	COD [mg/g]	x	y	x	y	x	y	x	y
			Tiempo [h]	$\log(q_e - q_t)$	Tiempo [min]	t/q_t	$t^{0.5}$ [h]	q_t [mg/g]	$\ln t$	q_t [mg/g]
0	3.351	0.00	0	1.892	0	-	0	0	-	0.00
1	1.296	51.38	1	1.425	60	1.168	1	51.375	0	51.38
2	1.084	56.68	2	1.329	120	2.117	1.414	56.675	0.693	56.68
4	1.067	57.10	4	1.320	240	4.203	2.000	57.1	1.386	57.10
18	1.068	57.08	18	1.321	1080	18.922	4.243	57.075	2.890	57.08
20	1.161	54.76	20	1.366	1200	21.913	4.472	54.7625	2.996	54.76
22	1.070	57.03	22	1.322	1320	23.148	4.690	57.025	3.091	57.03

En la Figura E.33 se presenta la gráfica de tiempo contra q_e , que permitió obtener el dato numérico de este parámetro para introducirse en el modelo de Pseudo Primer Orden.

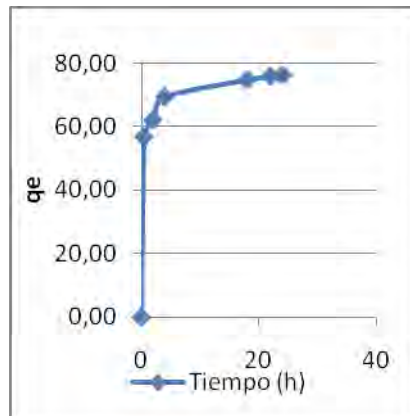


Figura E. 33 Obtención de q_e teórico para la aplicación del modelo de Pseudo Primer Orden a los datos de COD con el carbón activado CG-700.

En las graficas E34, E35, E36 y E37, se muestra el ajuste para cada uno de los modelos matemáticos con su respectiva ecuación:

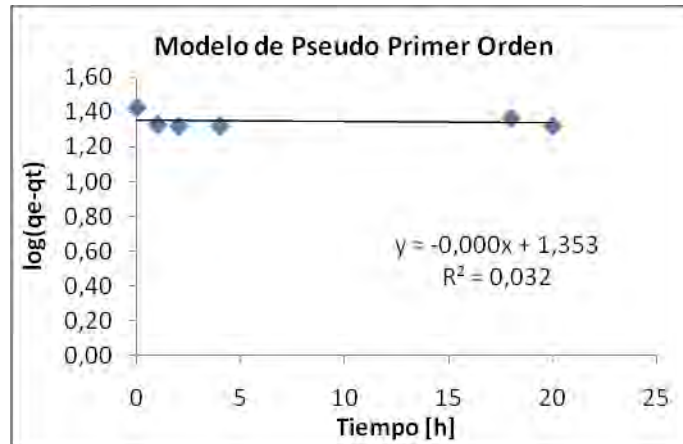


Figura E. 34 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Primer Orden. Dosis: 40 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado CG-700.

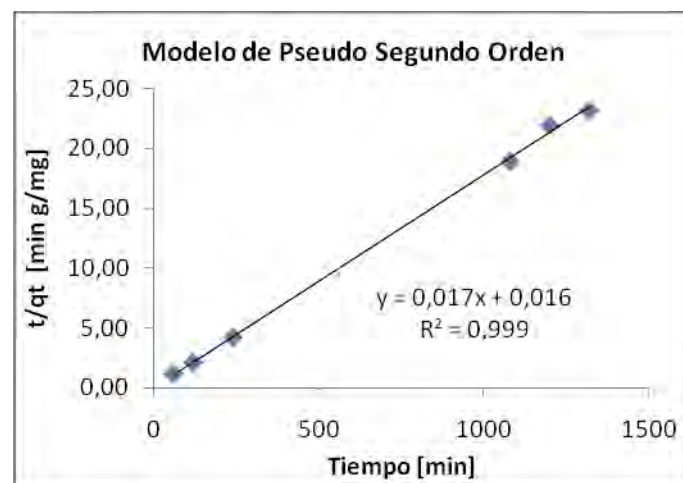


Figura E. 35 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Segundo Orden. Dosis: 40 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado CG-700.

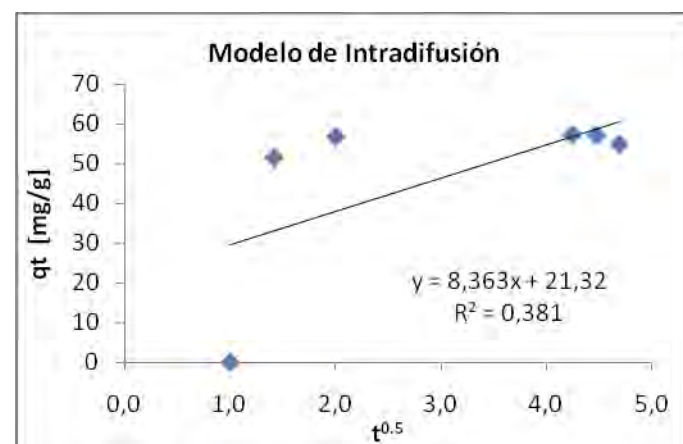


Figura E. 36 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Intradifusión. Dosis: 40 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado CG-700.

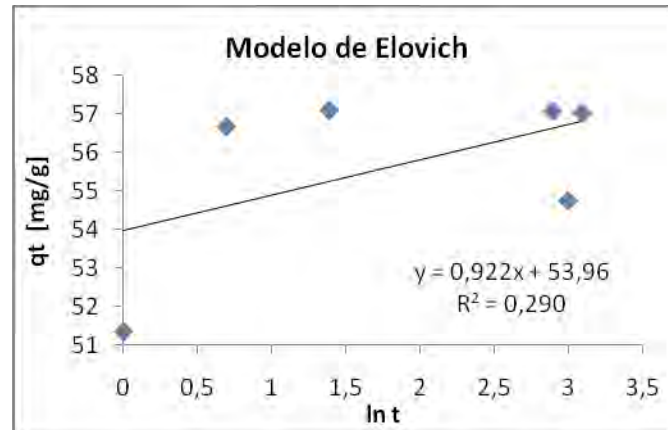


Figura E. 37 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Elovich. Dosis: 40 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado CG-700.

➤ Ajuste de datos a modelos matemáticos para el carbón activado Carbón LQ-1000

La Tabla E.8 muestra los datos que se utilizaron para la obtención de los modelos matemáticos evaluados a dosis de 5 mg/L y pH 5.5, para el carbón LQ-1000.

Tabla E. 8 Constantes para cada modelo matemático de adsorción de COD a dosis: 5 mg/L del carbón activado LQ-1000, pH: 5.5.

Tiempo [h]	Ce COD [mg/L]	qt COD mg/g	Modelo de Pseudo Primer Orden		Modelo de Pseudo Segundo Orden		Modelo de Intradifusión		Modelo de Elovich	
			x Tiempo [h]	y log (qe-qt)	x Tiempo [min]	y t/qt	x t ^{0.5} [h]	y qt [mg/g]	x ln t	y qt [mg/g]
0	3.351	0	0	2.653	0	-	0	0	-	0
1	1.178	435	1	1.188	60	0.138	1	435	0.000	435
2	1.125	445	2	0.679	120	0.270	1.41	445	0.693	445
4	1.334	404	4	1.667	240	0.595	2.00	404	1.386	404
6	2.580	154	6	2.471	360	2.335	2.45	154	1.792	154
8	2.665	137	8	2.495	480	3.496	2.83	137	2.079	137
24	2.815	107	24	2.535	1440	13.433	4.90	107	3.178	107

En la Figura E.38 se presenta la gráfica de tiempo contra q_e , que permitió obtener el dato numérico de este parámetro para introducirse en el modelo de Pseudo Primer Orden.

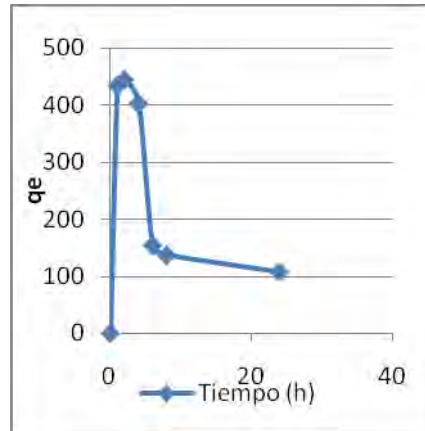


Figura E. 38 Obtención de q_e teórico para la aplicación del modelo de Pseudo Primer Orden a los datos de COD con el carbón activado LQ-1000.

En las graficas E39, E40, E41 y E42, se muestra el ajuste para cada uno de los modelos matemáticos con su respectiva ecuación:

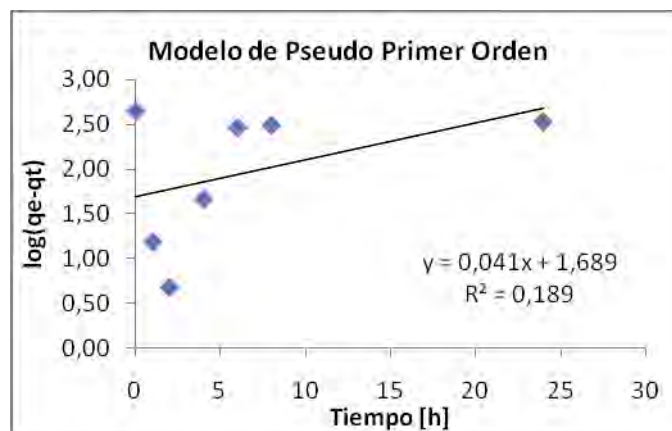


Figura E. 39 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Primer Orden. Dosis: 5 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado LQ-1000.

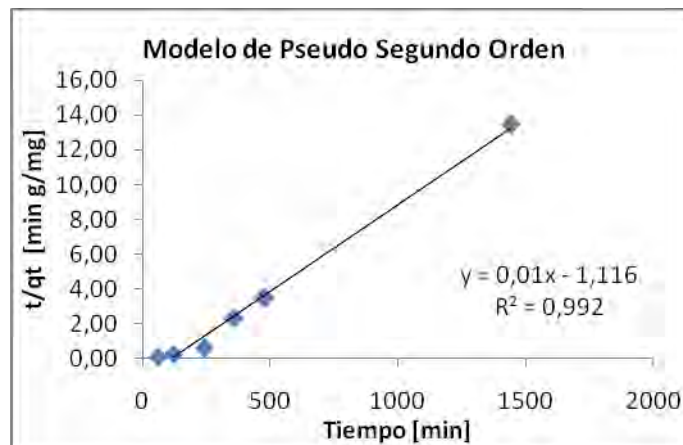


Figura E. 40 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Segundo Orden. Dosis: 5 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado LQ-1000.

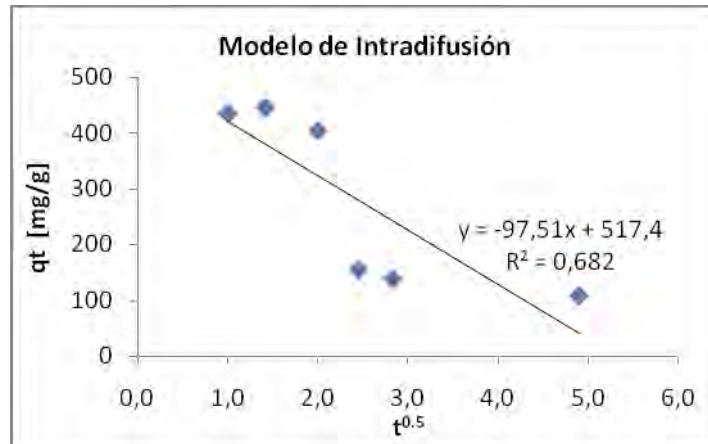


Figura E. 41 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Intradifusión. Dosis: 5 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado LQ-1000.

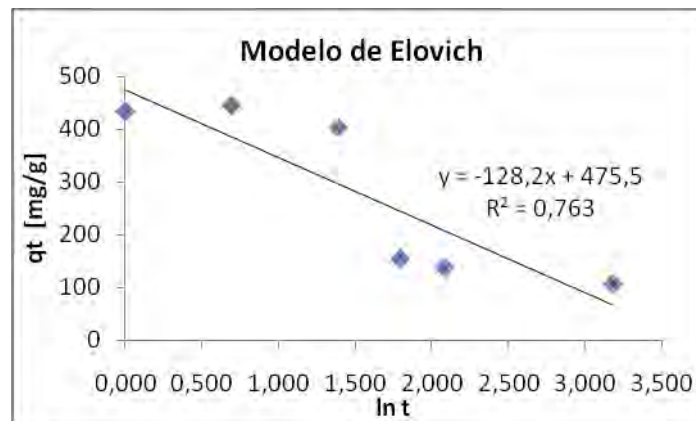


Figura E. 42 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Elovich. Dosis: 5 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado LQ-1000.

La Tabla E.9 muestra los datos que se utilizaron para la obtención de los modelos matemáticos evaluados a dosis de 5 mg/L y pH 8.5, para el carbón LQ-1000.

Tabla E. 9 Constantes para cada modelo matemático de adsorción de COD a dosis: 5 mg/L del carbón activado LQ-1000, pH: 8.5.

Tiempo [h]	Ce	qt	Modelo de Pseudo Primer Orden		Modelo de Pseudo Segundo Orden		Modelo de Intradifusión		Modelo de Elovich	
			x	y	x	y	x	y	x	y
	COD [mg/L]	COD [mg/L]	Tiempo [h]	log (qe-qt)	Tiempo [min]	t/qt	$t^{0.5}$ [h]	qt [mg/g]	$\ln t$	qt [mg/g]
0	3.351	0	0	2.32	0	-	0	0	-	0
0.5	2.632	144	0.5	1.82	30	0.21	0.71	144	0.00	144
1.5	2.453	180	1.5	1.48	90	0.50	1.22	180	0.41	180
4	2.318	207	4	0.53	240	1.16	2.00	207	1.39	207
5	2.568	157	5	1.73	300	1.92	2.24	157	1.61	157
22	2.613	148	22	1.80	1320	8.94	4.69	148	3.09	148
26	2.192	232	26	-	1560	6.73	5.10	232	3.26	232

En la Figura E.43 se presenta la gráfica de tiempo contra q_e , que permitió obtener el dato numérico de este parámetro para introducirse en el modelo de Pseudo Primer Orden.

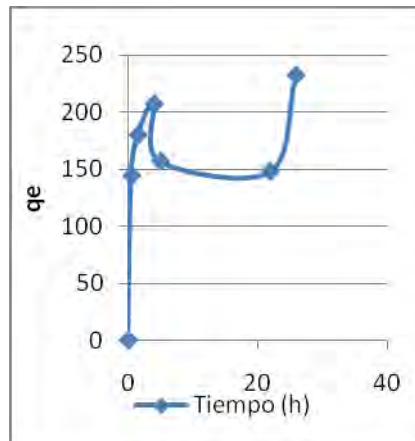


Figura E. 43 Obtención de q_e teórico para la aplicación del modelo de Pseudo Primer Orden a los datos de COD con el carbón activado LQ-1000.

En las graficas E44, E45, E46 y E47, se muestra el ajuste para cada uno de los modelos matemáticos con su respectiva ecuación:

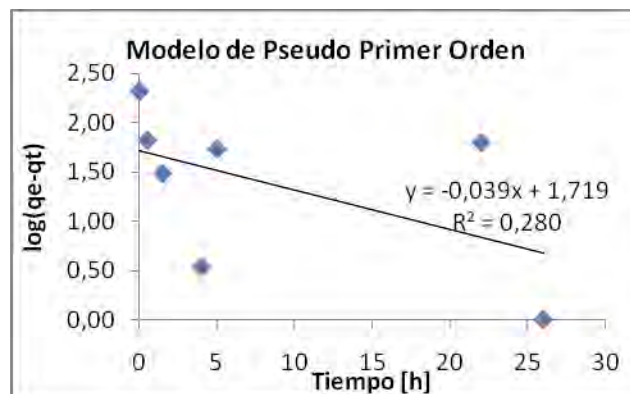


Figura E. 44 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Primer Orden. Dosis: 5 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado LQ-1000.

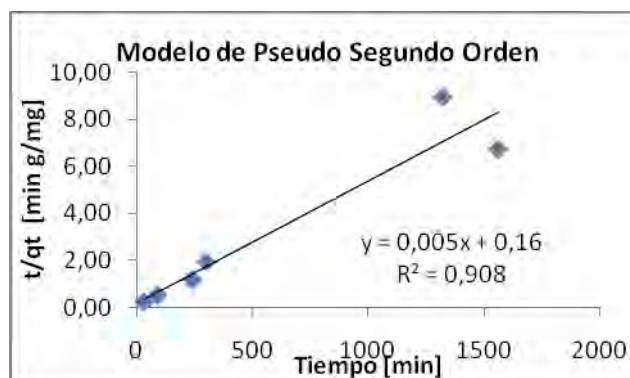


Figura E. 45 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Segundo Orden. Dosis: 5 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado LQ-1000.

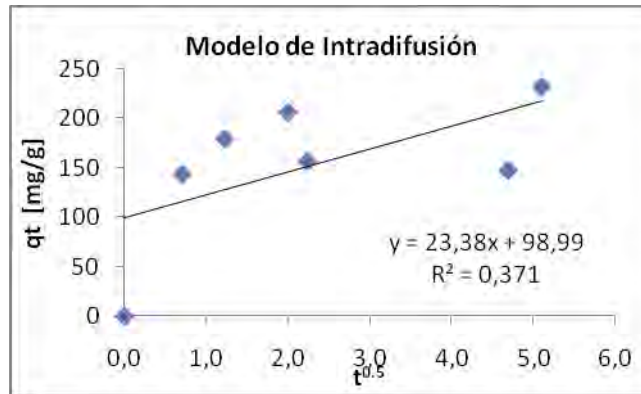


Figura E. 46 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Intradifusión. Dosis: 5 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado LQ-1000.

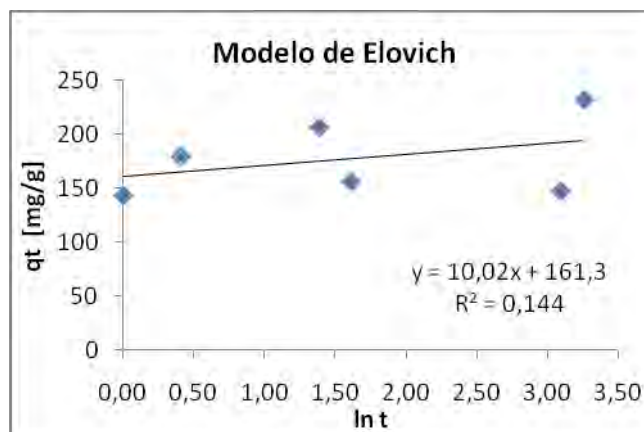


Figura E. 47 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Elovich. Dosis: 5 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado LQ-1000.

La Tabla E.10 muestra los datos que se utilizaron para la obtención de los modelos matemáticos evaluados a dosis de 40 mg/L y pH 5.5, para el carbón LQ-1000.

Tabla E. 10 Constantes para cada modelo matemático de adsorción de COD a dosis: 40 mg/L del carbón activado LQ-1000, pH: 5.5.

Tiempo [h]	Ce COD [mg/L]	qt COD [mg/L]	Modelo de Pseudo Primer Orden		Modelo de Pseudo Segundo Orden		Modelo de Intradifusión		Modelo de Elovich	
			x	y	x	y	x	y	x	y
			Tiempo [h]	log (qe-qt)	Tiempo [min]	t/qt	t ^{0.5} [h]	qt [mg/g]	ln t	qt [mg/g]
0	3.351	0	0	1.681	0	-	0	0	-	0
1	1.490	47	1	0.165	60	1.289	1.000	46.538	0.593	46.538
2	1.187	54	2	-	120	2.218	1.414	54.100	0.693	54.100
3	1.682	42	3	0.797	180	4.313	1.732	41.738	1.099	41.738
5	1.494	46	5	0.194	300	6.460	2.236	46.438	1.609	46.438
8	2.244	28	8	1.308	480	17.336	2.828	27.688	2.079	27.688
22	1.513	46	22	0.312	1320	28.727	4.690	45.950	3.091	45.950

En la Figura E.48 se presenta la gráfica de tiempo contra q_e , que permitió obtener el dato numérico de este parámetro para introducirse en el modelo de Pseudo Primer Orden.

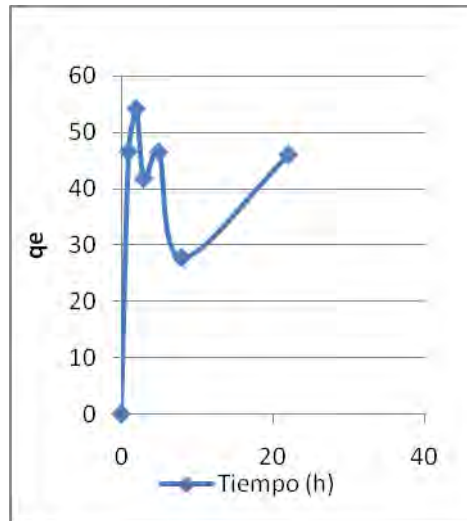


Figura E. 48 Obtención de q_e teórico para la aplicación del modelo de Pseudo Primer Orden a los datos de COD con el carbón activado LQ-1000.

En las graficas E49, E50, E51 y E52, se muestra el ajuste para cada uno de los modelos matemáticos con su respectiva ecuación:

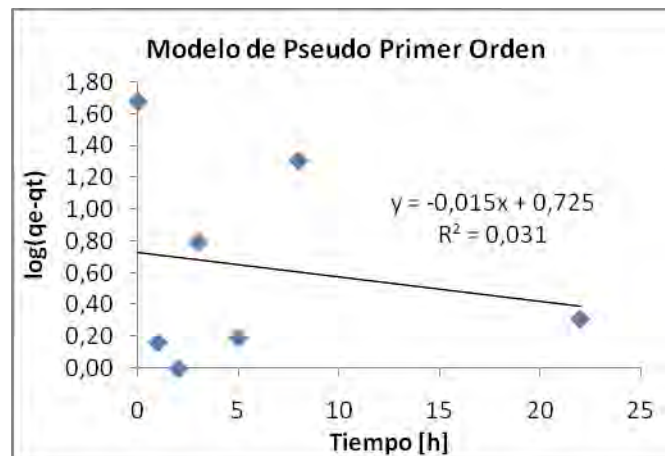


Figura E. 49 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Primer Orden. Dosis: 40 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado LQ-1000.

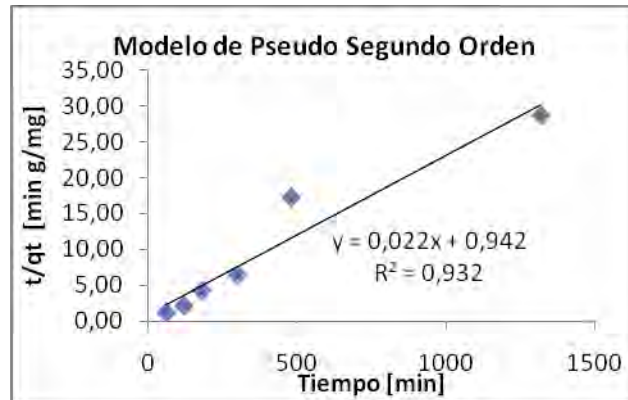


Figura E. 50 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Segundo Orden. Dosis: 40 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado LQ-1000.

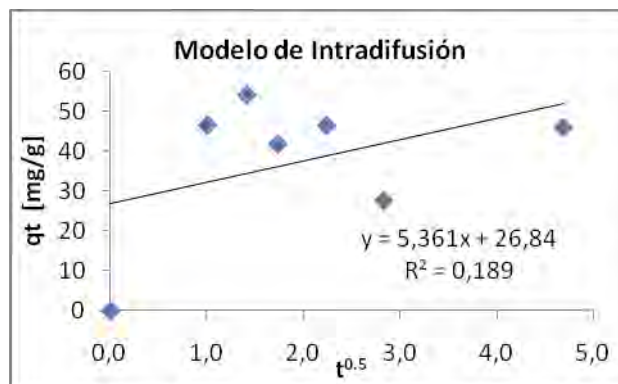


Figura E. 51 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Intradifusión. Dosis: 40 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado LQ-1000.

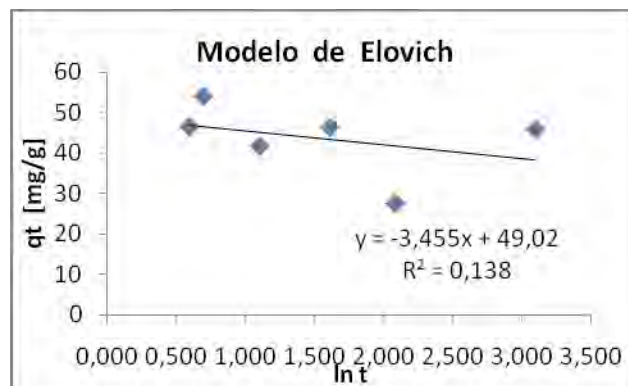


Figura E. 52 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Elovich. Dosis: 40 mg/L, pH: 5.5 para el carbón activado LQ-1000.

La Tabla E.11 muestra los datos que se utilizaron para la obtención de los modelos matemáticos evaluados a dosis de 40 mg/L y pH 8.5, para el carbón LQ-1000.

Tabla E. 11 Constantes para cada modelo matemático de adsorción de COD a dosis: 40 mg/L del carbón activado LQ-1000, pH: 8.5.

Tiempo [h]	Ce	qt	Modelo de Pseudo Primer Orden		Modelo de Pseudo Segundo Orden		Modelo de Intradifusión		Modelo de Elovich	
	COD [mg/L]	COD [mg/L]	x	y	x	y	x	y	x	y
			Tiempo [h]	$\log(q_e - qt)$	Tiempo [min]	t/qt	$t^{0.5}$ [h]	qt [mg/g]	$\ln t$	qt [mg/g]
0	3.351	0	0	1.653	0	-	0	0	-	0.00
1	2.143	30	1	1.170	60	1.99	1	30.21	0	30.21
3	1.910	36	3	0.953	180	5.00	1.73	36.03	1.099	36.03
4	2.000	34	4	1.050	240	7.11	2.00	33.78	1.386	33.78
5	2.240	28	5	1.236	300	10.80	2.24	27.78	1.609	27.78
22	2.345	25	22	1.298	1320	52.49	4.69	25.15	3.091	25.15
24	2.421	23	24	1.337	1440	61.94	4.90	23.25	3.178	23.25

En la Figura E.53 se presenta la gráfica de tiempo contra q_e , que permitió obtener el dato numérico de este parámetro para introducirse en el modelo de Pseudo Primer Orden.

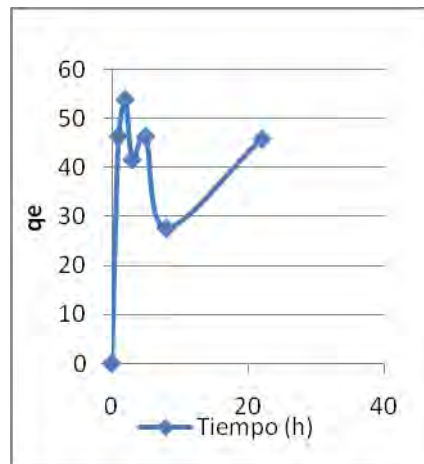


Figura E. 53 Obtención de q_e teórico para la aplicación del modelo de Pseudo Primer Orden a los datos de COD con el carbón activado LQ-1000.

En las graficas E54, E55, E56 y E57, se muestra el ajuste para cada uno de los modelos matemáticos con su respectiva ecuación:

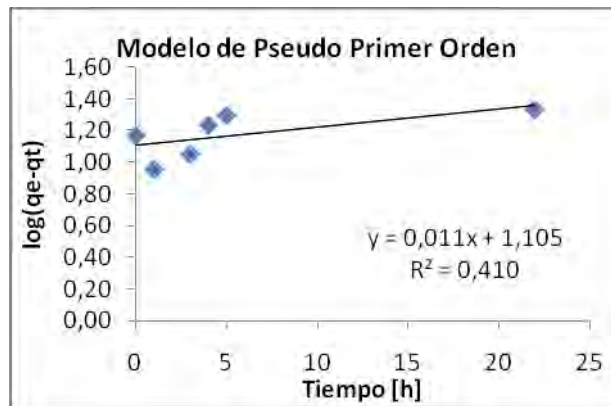


Figura E. 54 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Primer Orden. Dosis: 40 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado LQ-1000.

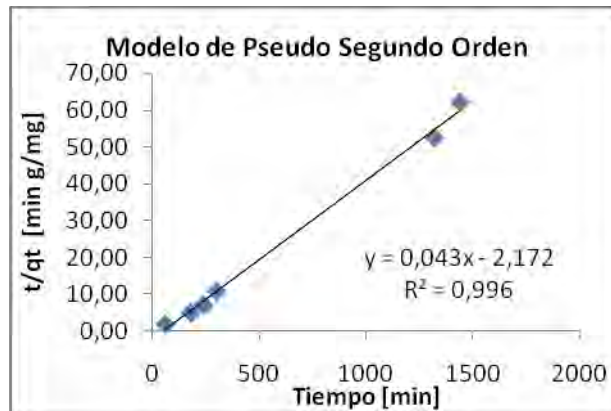


Figura E. 55 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Pseudo Segundo Orden. Dosis: 40 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado LQ-1000.

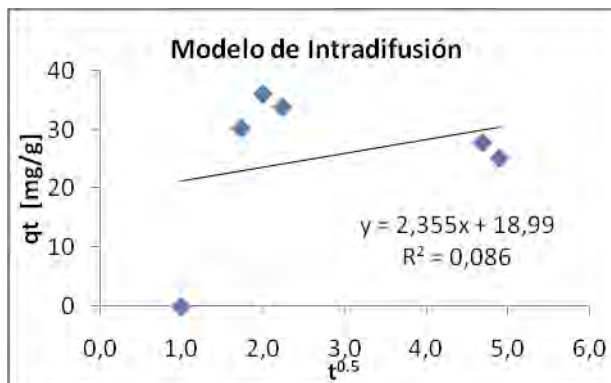


Figura E. 56 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Intradifusión. Dosis: 40 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado LQ-1000.

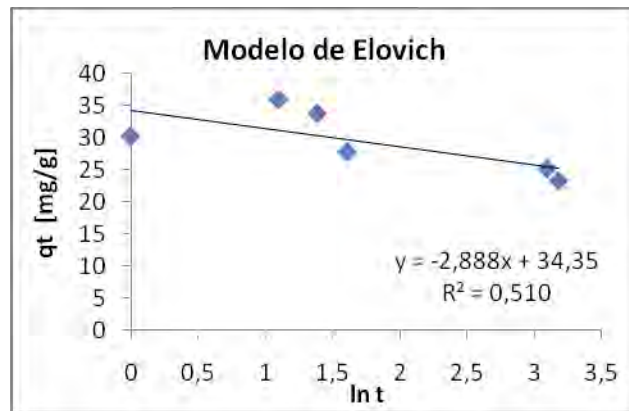


Figura E. 57 Ajuste de los datos experimentales de COD al modelo de Elovich. Dosis: 40 mg/L, pH: 8.5 para el carbón activado LQ-1000.

ANEXO F Datos analizados en el estudio realizado por la Dra. Rosa María Ramírez Zamora *et al.*,(2009) “DIAGNÓSTICO Y OPTIMIZACIÓN DE LOS PROCESOS INTEGRANTES DEL TREN DE TRATAMIENTO DE AGUA Y LODOS DE LAS PLANTAS POTABILIZADORAS LOS BERROS (PPLB) Y MADÍN (PPMD): PRIMERA ETAPA”.

Resultados previos a la etapa de Coagulación – Floculación

➤ **Datos de turbiedad y color del influente y efluente de la PPMD, 2005-2007**

Del estudio previo (Ramírez Zamora, 2009), se obtuvieron resultados para su análisis.

Para poder determinar los valores de turbiedad representativos que se usaron en las pruebas de coagulación-floculación, fue necesario efectuar una recopilación y análisis de la calidad del agua proporcionada por la CONAGUA, tanto del influente y efluente de la PPMD; dicho análisis se efectuó considerando la turbiedad y el color. La Figura 3.1 muestra el comportamiento de los promedios mensuales de dichos parámetros del 2005 al 2007, del agua cruda proveniente de la presa Madín, la cual llega como influente a la PPMD; así mismo, la Figura 3.2 muestra el comportamiento del efluente (valores promedios mensuales de turbiedad y color) de la PPMD.

De la Figura F.1 y Figura F.2, se puede observar que el influente y efluente de la PPMD presentan una tendencia similar, la cual es cíclica en relación a los meses de cada año en los que se presentaron los valores altos y bajos de los parámetros de turbiedad y color; los valores altos de los parámetros mencionados se presentaron de julio a noviembre, este período corresponde a la época de lluvias de la zona. Los valores más bajos de los parámetros se manifestaron en los meses de diciembre (de un año dado) y enero-junio del siguiente año, correspondiendo este período a la época de estiaje de la zona.

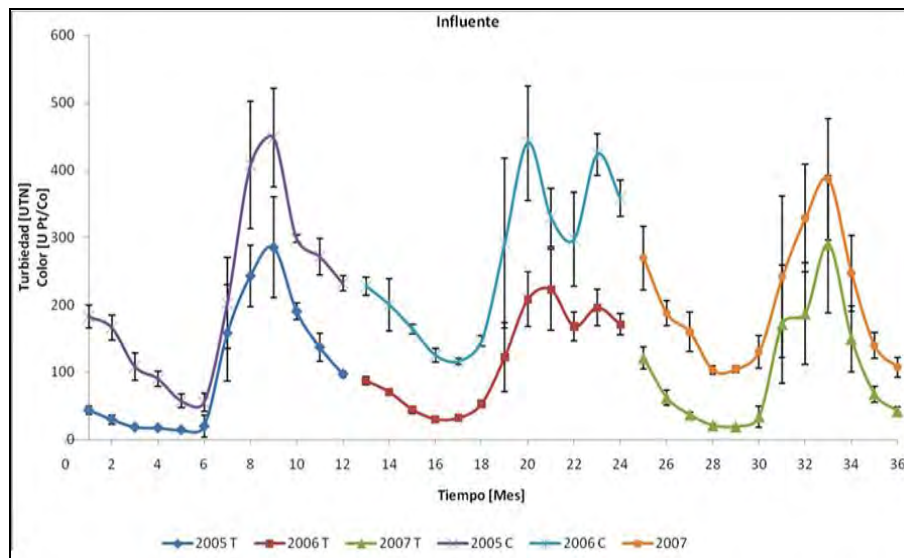


Figura F. 1 Valores promedio mensuales (turbiedad y color) del influente de la PPMD, 2005-2007.

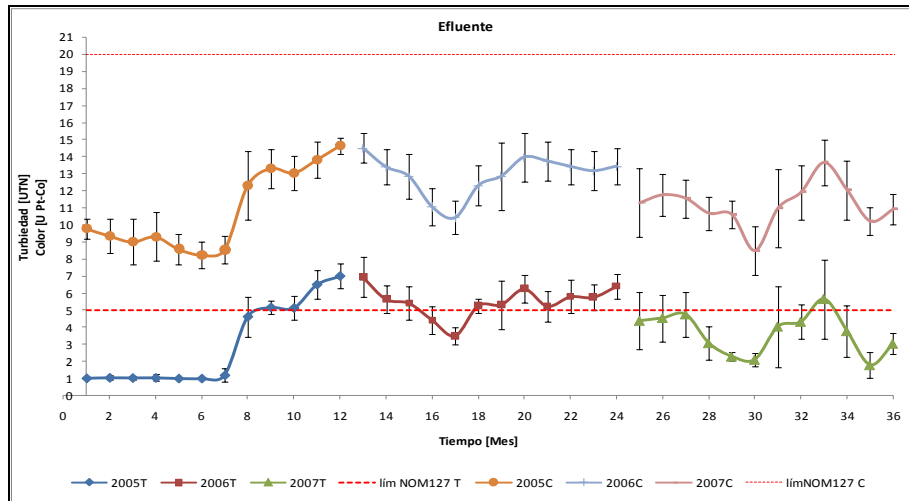


Figura F. 2 Valores promedio mensuales (turbiedad y color) del efluente de la PPMD, 2005-2007.

Para establecer los valores (mínimo y máximo) de los parámetros a evaluar en las pruebas de jarras, se procedió a realizar un análisis de los promedios mensuales de turbiedad del efluente, y se compararon con respecto a la mitad del valor máximo permisible establecido en la NOM-127-SSA1-1994, el cual es de 5 UTN; se consideró la mitad del valor previo, dado que para ciertos valores promedio se presentaron desviaciones estándar del 50%.

Para el análisis de los datos de color, se consideró un criterio de un 25% del límite máximo permisible establecido por la norma anterior, dicho valor considerado corresponde a 5 U Pt-Co, este valor es el compromiso que tiene la CONAGUA para entregar el agua potable producida en la PPMD a los municipios y entidades que abastece. Adicionalmente, se analizaron los valores de gasto de operación de la PPMD (Figura F.3), y también se consideró el valor de turbiedad y color del influente de los meses en los que se manifestó una disminución en el gasto de operación (normalmente del 50%, que la CONAGUA manifestó efectuar como una solución de emergencia para poder producir un agua potable que cumpla con los valores comprometidos de dichos parámetros en el efluente).

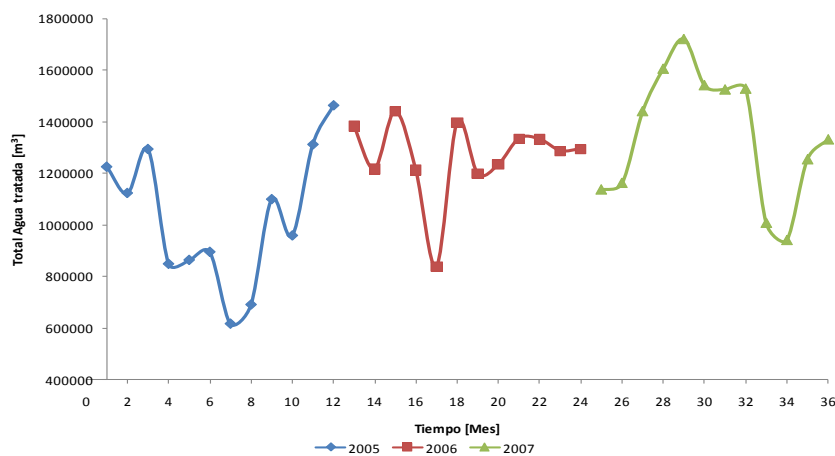


Figura F. 3 Gasto total de agua tratada registrado en la PPMD, 2005 a 2007.

La Tabla F.1 muestra los valores seleccionados de turbiedad para las pruebas de jarras.

Tabla F. 1 Valores seleccionados de turbiedad para las pruebas de jarras.

Punto inicial	80	Punto final	477
Longitud total	397	Longitud del intervalo	99.25
No de intervalo	Inicial	Final	Promedio
1	80	179.25	129.625
2	179.25	278.5	228.875
3	278.5	377.75	328.125
4	377.75	477	427.375
5	--	--	477

➤ **Selección de reactivos de coagulación y floculación**

Para las pruebas de coagulación y floculación, los reactivos que se decidieron evaluar fueron polímeros, debido a que estos han sido utilizados como productos novedosos, en las últimas décadas, en los procesos de coagulación-floculación para la potabilización de agua. Los polímeros presentan ventajas en comparación con el sulfato de aluminio, algunas ventajas para el tratamiento de agua son: requieren de menor dosis, producen un menor volumen de lodos, representan un ahorro económico de hasta un 25-30%. (Bolto y Gregory, 2007)

Además, los reactivos a evaluar cumplieron con los cuatro criterios técnicos primarios que se propusieron como requisito por parte de la CONAGUA. Los criterios de selección fueron los siguientes:

- 1) Alta disponibilidad del producto (de los principales fabricantes a nivel nacional y mundial), para asegurar el abastecimiento del mismo.
- 2) Reactivo que no presentara hierro en su formulación o en su composición (con excepción del sulfato de aluminio estándar que contiene 1.0% de Fe_2O_3 máximo), debido a que se asocia con problemas de sabor, color y de precipitación en tuberías y tanques.
- 3) Presentación líquida, ya que el actual sistema de dosificación de coagulante, en la PPMD, es de este tipo.
- 4) Certificación nacional (normas NMX) o internacional (NSF) para su uso en agua potable.

En la Tabla F.2 y Tabla F.3, se presentan los productos coagulantes y floculantes, respectivamente, que fueron seleccionados para evaluarse en las pruebas de jarras, se incluye también características generales de cada producto. Los seis productos de coagulación se evaluaron en combinación con los cuatro reactivos de floculación, dando como resultado 24 combinaciones. Cabe mencionar que el sulfato de aluminio libre de hierro, y el sulfato estándar (el cual es usado actualmente en la PPMD), se incluyeron para poder comparar su desempeño con los polímeros, bajo condiciones similares.

Tabla F. 2 Reactivos coagulantes seleccionados para evaluar en las pruebas de jarras.

Proveedor	Nombre muestra	Sustancia activa	Carácter/PM	NSF
ENPA Services	Enpa-370 (M)	Clorhidrato - Al poliDADMAC	Catiónico/alto	Uso Máx. 36 mg/L
SNF Floerger	Apak	Policloruro de aluminio	Catiónico/bajo	Uso Máx. 150mg/L
SNF Floerger	FL 2949	Poliamina	Catiónico/medio	Uso Máx. 20mg/L
SNF Floerger	FL 12481	Clorhidroxido -Al pDADMAC.	Catiónico/bajo	Uso Máx. 100mg/L
SIDESA	Sulfato de aluminio std	Al ₂ (SO ₄) ₃	Catiónico/bajo	Uso Máx. 150mg/L
SIDESA	Sulfato de aluminio libre de Fe	Al ₂ (SO ₄) ₃	Catiónico/bajo	Uso Máx. 150mg/L

*PoliDADMAC: Cloruro de polidialildimetilamonio

Tabla F. 3 Productos de floculación seleccionados para evaluar en las pruebas de jarras.

Proveedor	Nombre muestra	Sustancia activa	Carácter/PM	NSF
KEMIRA	C573	Poliamina	Catiónico/bajo	"Superfloc" Uso Máx. 20 mg/L
KEMIRA	C577	Poliamina	Catiónico/bajo	
KEMIRA	C595	PoliDADMAC	Catiónico/muy alto	"Superfloc" Uso Máx. 25 mg/L
KEMIRA	C581	Poliamina	Catiónico/alto	"Superfloc" Uso Máx. 20 mg/L

*PoliDADMAC: Cloruro de polidialildimetilamonio

Por parte de colaboradores del grupo de trabajo del Instituto de Ingeniería-UNAM, se diseñó una matriz de decisión multicriterio (información no mostrada) que permite, en base a las eficiencias de remoción, dosis y costos de los productos, determinar las mejores combinaciones de coagulante y floculante, otorgando una calificación de 0 a 100.

En la Tabla F.4, se muestran las combinaciones de los coagulantes que fueron evaluados en conjunto con el floculante más adecuado, así como la calificación para la combinación; las calificaciones más altas se muestran sombreadas. Como se puede observar, la mejor combinación de acuerdo a la calificación obtenida en el estudio, fue en la se utilizó como coagulante una Poliamina (FL2949) con floculante Poliamina (C577), obtenido una calificación de 88.75. La segunda mejor combinación fue la conformada por un poliDADMAC (ENPA 370) como coagulante y una poliamina (C581) como floculante, obteniendo una calificación 84.75.

Tabla F. 4 Calificaciones de las combinaciones de coagulante-floculante.

PPMD		
Coagulante	Floculante	Calificación
FL2949, Poliamina	C577 Poliamina	88.75
ENPA 370, PDADMAC	C581, Poliamina	84.75
FL 12481, PDADMAC	C595, PDADMAC	81.25
APAK, PACI	C573, Poliamina	75
Sulf STD	C577, Poliamina	28.75
Sulf Libre	C573, Poliamina	16.25

De acuerdo a estos resultados se utilizaron modelos que predicen las mejores condiciones de acuerdo a las restricciones de las variables, y nos arrojan un valor de respuesta. El modelo utilizado para color fue el siguiente.

Modelo

$$\text{Color Res} = 100.833 + 46.0625 * \text{Clorf} + 46.5625 * \text{Coag} + 6.6875 * \text{Floc} \\ + 46.9375 * \text{Clorf} * \text{Coag} + 0.8125 * \text{Clorf} * \text{Floc} - 3.4375 * \text{Coag} * \text{Floc}$$

En la Tabla F.5 podemos observar los valores de respuesta de acuerdo al color aparente, para la primera combinación. Como se puede observar el color sigue siendo elevado.

Tabla F. 5 Valores de respuesta para la primera combinación.

FL2949 – C577						
Coag, mg/L	Floc, mg/L	Clorofila	Color	Coagulante	Floculante	Valor Respuesta
1	0.1	-1	102	-1	-1	45.833
1	0.1	0	172	-1	-1	44.1455
1	0.1	1	252	-1	-1	42.458

Para la segunda combinación, el modelo a utilizar fue el siguiente:

Modelo

$$\text{Color Res} = 58.83 + 34.69 * \text{Clorf} + 36.69 * \text{Coag} - 10.5 * \text{Floc} \\ + 30.69 * \text{Clorf} * \text{Coag} - 14.1 * \text{Clorf} * \text{Floc} - 16.06 * \text{Coag} * \text{Floc}$$

En la Tabla F.6 observamos los valores de respuesta, para la segunda combinación. Se nota que los valores de color aparente siguen siendo elevados.

Tabla F. 6 valores de respuesta para la segunda combinación.

Enpa 370 – C581						
Coag, mg/L	Floc, mg/L	Clorofila	Color	Coagulante	Floculante	Valor Respuesta
1	0.160064409	-1	158	-1	-0.799785304	2.5
1	0.1	0	237	-1	-1	16.6458
1	0.7	1	332	-1	1	17.5833

➤ **Pruebas de jarras, época de estiaje**

Las pruebas de coagulación-floculación en época de estiaje se enfocaron principalmente a la remoción de fitoplancton (algas, determinados indirectamente mediante la cuantificación del pigmento clorofila-a, característico a todos las algas). También se determinó la remoción de turbiedad y color, cabe mencionar que en la época de estiaje, el agua se caracteriza por presentar bajos niveles de turbiedad y de color; sin embargo, a pesar de presentar niveles bajos de éstos parámetros las eficiencias de remoción son menores que en la época de lluvias.

Los reactivos evaluados para esta época fueron aquellas mejores combinaciones de coagulante-floculante seleccionadas en las pruebas de coagulación-floculación de la época de lluvias para remover turbiedad y color. Los factores o variables evaluadas en la época de estiaje fueron: concentración inicial de clorofila-a, dosis de coagulante y floculante.

Los resultados de las pruebas de coagulación-floculación de la matriz de experimentos para los factores de respuesta (clorofila-a, turbiedad y color), se introdujeron en el paquete informático STATGRAPHICS XV, con la finalidad de desarrollar modelos matemáticos que permitieran calcular los valores residuales de estos tres factores (en función de la concentración inicial de clorofila-a y dosis de reactivos). Para el caso de las sales de sulfato de aluminio, se incluyó un modelo para calcular el pH residual, como un factor de optimización más al diseño de experimentos.

La ecuación matemática que describe a cada modelo tiene la siguiente forma general:

$$FR = \beta_0 + \beta_1 * X_1 + \beta_2 * X_2 + \beta_3 * X_3 + \beta_4 * X_1 X_2 + \beta_5 * X_1 X_3 + \beta_6 * X_2 X_3 \dots \text{Ec(F.1)}$$

Donde:

- FR: factor de respuesta (turbiedad, color, clorofila-a residual, pH)
- X₁: Contenido de Clorofila-a (en valor codificado de -1 a 1)
- X₂: Dosis de coagulante (en valor codificado de -1 a 1)
- X₃: Dosis de floculante (en valor codificado de -1 a 1)
- β_n: Constantes de la ecuación para cada parámetro (Tabla F.7).

La Tabla F.7 contiene los coeficientes de correlación y los valores de las constantes (β₀ a β₆) que permiten, mediante la ecuación mostrada anteriormente estimar el valor residual de los factores de respuesta seleccionados (Turbiedad, Color, Clorofila-a y pH). En esta misma Tabla, los valores sombreados representan a los coeficientes de la ecuación que representan una influencia

significativa sobre los valores residuales de los factores (turbiedad, color y contenido de clorofila-a), desde el punto de vista estadístico con un intervalo de confianza del 95%.

Tabla F. 7 Constantes codificadas y coeficientes de correlación de las ecuaciones de regresión de los tres factores de respuesta modelados para las combinaciones coagulante-floculante, época de estiaje.

Coag-Flocul	Factor Respuesta	β_0	β_1	β_2	β_3	β_4	β_5	β_6	R ²
FL 2949 - C577	Turbiedad (UNT)	16.06	7.46	7.24	1.70	7.07	0.37	-0.64	96.25
	Color (UPtCo)	100.83	46.06	46.56	6.69	46.94	0.81	-3.44	93.26
	Clorofila ($\mu\text{g/L}$)	0.49	0.10	-0.07	0.05	-0.07	0.03	-0.04	50.69
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ Libre de Fe - C577	Turbiedad (UNT)	6.96	-3.57	4.59	-0.13	-4.25	0.39	-0.33	96.70
	Color (UPtCo)	46.50	-22.63	28.00	-1.88	-27.00	2.88	-3.25	95.80
	Clorofila ($\mu\text{g/L}$)	1.24	0.16	0.56	-0.09	-0.05	-0.08	-0.21	40.60
	pH	4.53	-0.30	-0.65	-0.36	0.42	-0.37	0.07	87.20
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ Estándar - C573	Turbiedad (UNT)	4.42	-0.91	1.71	0.21	-0.30	-0.11	-0.49	86.50
	Color (UPtCo)	33.56	-3.50	14.75	-1.88	-5.50	-3.13	2.38	93.90
	Clorofila ($\mu\text{g/L}$)	0.51	-0.06	0.05	-0.01	0.03	0.08	-0.03	68.60
	pH	4.55	0.08	-1.00	-0.03	-0.05	-0.05	0.05	94.30
Enpa 370 - C581	Turbiedad (UNT)	10.82	5.24	5.75	-1.90	4.69	-2.31	-3.19	89.35
	Color (UPtCo)	58.83	34.69	36.69	-10.5	30.69	-14.1	-16.06	90.40
	Clorofila ($\mu\text{g/L}$)	0.33	0.11	0.07	-0.09	0.01	-0.06	0.02	50.60
Apak - C573	Turbiedad (UNT)	13.78	11.23	8.69	0.42	9.74	0.44	-0.75	94.70
	Color (UPtCo)	81.83	61.94	47.94	1.94	58.69	0.44	-3.06	94.13
	Clorofila ($\mu\text{g/L}$)	0.49	0.17	-0.22	0.06	0.11	0.07	0.11	58.02
FL 12481 - C595	Turbiedad (UNT)	7.40	5.77	-1.03	-0.55	0.51	-0.90	1.42	82.30
	Color (UPtCo)	38.00	25.75	-11.13	-4.38	0.38	-6.13	8.25	79.30
	Clorofila ($\mu\text{g/L}$)	0.30	0.10	0.13	0.03	0.13	0.02	0.06	59.84

De la Tabla F.7 en general se puede observar, que en la mayoría de los casos las variables que influyen significativamente sobre la remoción de clorofila-a, turbiedad y color son la concentración inicial de clorofila-a (β_1), la dosis de coagulante (β_3) y la interacción de ambas (β_4).

Tomando en cuenta las eficiencias de remociones de turbiedad, color y clorofila-a que manifestó la combinación PolidADMAC y poliamina, se procedió a desarrollar un modelo matemático para el color residual, aplicando como criterio obtener un color residual en el efluente de 2.5 U Pt-Co o un valor cercano; con ayuda de la herramienta "Solver" (Microsoft Excel), se calcularon las dosis óptimas de los coagulantes y floculantes de la combinación de reactivos seleccionada.

$$\text{Color Res} = 58.83 + 34.69 * \text{Clorf} + 36.69 * \text{Coag} - 10.5 * \text{Floc} + 30.69 * \text{Clorf} * \text{Coag} - 14.1 * \text{Clorf} * \text{Floc} - 16.06 * \text{Coag} * \text{Floc} \quad \dots\dots\dots \text{Ec. (F.2)}$$

La ecuación F.2 representa el modelo calculado de color residual para la combinación Enpa370-C581. En la Tabla F.8 se presenta el valor de color residual (valor de respuesta) que se calcula a partir de la ecuación F.2, optimizando la dosis de coagulante y floculante, y manteniendo el nivel clorofila-a constante, también se incluye el valor del color inicial asociado a los niveles de clorofila-a.

Tabla F. 8 Valor de respuesta de color residual aplicando las dosis de C-F optimizada a partir del modelo (Ec. F.2)

Enpa 370 – C581						
Coag, mg/L	Floc, mg/L	Clorofila	Color	Coagulante	Floculante	Valor Respuesta
1	0.16	-1	158	-1	-0.79	2.5
1	0.1	0	237	-1	-1	16.6458
1	0.7	1	332	-1	1	17.5833

La baja remoción de color en la época de estiaje puede deberse a un cambio en la conformación de la materia orgánica natural (MON) presente en el agua de la presa Madín; dicho cambio puede asociarse a la presencia de algas, las cuales segregan metabolitos que pueden estar disueltos en el agua, y por tanto no ser removidos por coagulación-floculación (Henderson *et al.*, 2008; Matilainen *et al.*, 2002).

Dado que la remoción de color por coagulación-floculación en época de estiaje no es muy efectiva aunque se contara con bajos niveles de turbiedad y color (en comparación con los valores manejados en época de lluvias) es necesario aplicar otra etapa de tratamiento; **por lo que se propone un tratamiento de pulimiento al agua mediante carbón activado.**

La Tabla F.8, muestra los resultados obtenidos en el estudio previo realizado (Ramírez Zamora, 2009), en la cual podemos observar los niveles de turbiedad, color aparente, pH, clorofila, dosis de coagulante y dosis de floculante para la segunda mejor combinación. Esta Tabla pertenece a la época de estiaje para la PPMD. Como podemos observar los valores de color aparente son elevados, aunque en la remoción de los demás parámetros esta combinación resulto ser la mejor.

ANEXO G Descripción de los tipos de regeneración para carbón activado

➤ **Regeneración por calor**

Los métodos térmicos para regenerar el carbón gastado incluyen regeneración con vapor, con un gas inerte caliente, regeneración térmica y reactivación térmica.

➤ **Regeneración con vapor**

Este tipo de regeneración es rutinariamente aplicada en carbones utilizados para fase vapor. Este método es a través del contacto indirecto del vapor para liberar los compuestos orgánicos adsorbidos de la superficie del carbón, empleando el fenómeno de que la volatilidad de los compuestos adsorbidos aumenta con la temperatura, de esta forma, el aumento en la temperatura cambia el equilibrio de adsorción para que desorba algunos contaminantes fuera de los poros del carbón, resultando una regeneración parcial de la capacidad del carbón.

La regeneración con vapor se utiliza exitosamente cuando los adsorbatos son orgánicos volátiles con puntos de ebullición cercanos a 120°C a presión atmosférica. Este método tiene la ventaja de que las condiciones de regeneración no son severas y la estructura interna porosa del carbón generalmente no es afectada. Pero también tiene la desventaja de que compuestos menos volátiles, tales como el fenol y el estireno, cuando se encuentran presentes, no son afectados por el vapor (Montes Rojas, 2000).

➤ **Regeneración con un gas inerte caliente**

Es similar a la regeneración con vapor, en la que ambos vapor y gas regeneran el carbón por calentamiento y volatilizan los contaminantes de la superficie del carbón. La variante entre el uso de vapor ó gas inerte, frecuentemente nitrógeno, depende de que tan miscibles son los adsorbatos en el agua. El vapor generalmente se usa cuando los adsorbatos son relativamente inmiscibles en agua, tales como el tolueno ó disolventes clorados, lo cual facilita la separación del compuesto orgánico recuperado del vapor condensado, si el vapor se usa para compuestos miscibles con el agua, la recuperación del fluido desorbido requiere de destilación, lo cual incrementa el equipo y la energía requerida para el proceso.

➤ **Regeneración térmica**

Este método involucra típicamente el calentamiento del carbón de 300 a 500°C. Bajo estas condiciones, los adsorbatos se descomponen en fracciones gaseosas, tales como hidrocarburos volátiles, vapor de agua, óxidos de carbono y nitrógeno, y residuos carbonosos.

La regeneración térmica no deteriora apreciablemente la estructura del carbón; sin embargo, un residuo de los adsorbatos permanece en los poros del carbón y lentamente, se observa el envenenamiento del carbón cuando sólo se usa la regeneración térmica (Almanza, 1997).

La aplicación de métodos de fluidificación de regeneración de carbón en polvo requiere del desarrollo de métodos de operación para proporcionar la fluidización de los polvos finos ó el desarrollo de un procedimiento alternativo.

Sin embargo, aunque la extracción supercrítica ofrece el método más exitoso para la regeneración para una aplicación dada, el aspecto económico usualmente lo elimina de consideraciones futuras. Los altos capitales de inversión y costos de operación hacen a esta tecnología no viable.

➤ **Regeneración por disolvente**

En este método se utilizan disolventes para disolver el material adsorbido y extraerlo de los poros del carbón activado, posteriormente el disolvente se separa por vapor. El disolvente solubiliza los adsorbatos y los remueve del carbón por medio de vapor. La clave del proceso consiste en escoger un disolvente que solubilice eficientemente los contaminantes y los extraiga de los poros del carbón, y que, posteriormente, pueda ser removido por el vapor.

La regeneración por disolventes ofrece ciertas ventajas sobre la regeneración por métodos térmicos, un buen ejemplo es la reactivación térmica del carbón utilizado en aplicaciones en fase vapor, donde las elevadas temperaturas y las condiciones oxidantes destruyen gradualmente los pequeños microporos del carbón. El carbón pierde su capacidad de adsorción y se vuelve inútil después de ciclos de regeneración. Este fenómeno no ocurre si se utiliza la regeneración por disolventes. Este tipo de tratamiento es más apropiado para la disolución y desorción de compuestos orgánicos y algunos otros compuestos solubles en el disolvente utilizado; sin embargo, en aplicaciones donde se encuentren presentes trazas de metales pesados ó que el carbón sea usado para oxidación (típicamente para la remoción de cloro residual) la regeneración por disolventes no es efectiva.

Por supuesto si la regeneración por vapor no es la apropiada y si los contaminantes adsorbidos no son solubles en disolventes tales como metanol, acetona, tolueno o gasolina, entonces se debe usar la regeneración térmica (Almaza, 1997).

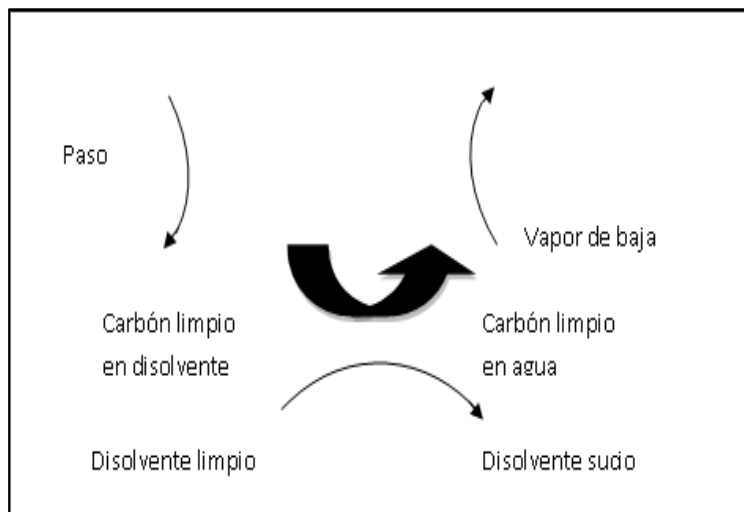


Figura G. 2 Ciclo de regeneración de carbón activado por un disolvente en fase líquida.

ANEXO H Descripción de los procesos de remoción de compuestos orgánicos en agua potable

H.1 Precipitación

Consiste en la remoción de una sustancia disuelta indeseable, por adición de un reactivo que forme un compuesto insoluble con el mismo, facilitando así su remoción por cualquiera de los métodos aplicados para materia en suspensión.

Algunos autores incluyen en este apartado la coagulación-floculación. Sin embargo, el término precipitación se utiliza más para describir procesos como la formación de sales insolubles, o la transformación química de un ión en otro con mayor o menor estado de oxidación que provoque la formación de un compuesto insoluble (Uyak et al., (2005).

Un reactivo de muy frecuente uso en este tipo de operaciones es el ión Ca^{2+} , dada la gran cantidad de sales insolubles que forma, por ejemplo es el método más utilizado para la remoción de fosfatos (nutrientes). Además posee cierta capacidad coagulante.

H.2 Oxidación química

La oxidación química es un proceso en el cual se aumenta el estado de oxidación de una sustancia; por el contrario, la reducción química es un proceso en el cuál se disminuye el estado de oxidación.

El objeto de la oxidación química en la potabilización del agua es convertir ciertos compuestos orgánicos nocivos en sustancias que no sean peligrosas. Estas sustancias incluyen:

Sustancias inorgánicas, por ejemplo: Mn^{2+} , Fe^{2+} , $(\text{SO}_3)^{2-}$

Sustancias orgánicas, por ejemplo: fenoles, aminas, ácidos húmicos, compuestos que dan sabor, olor, color, otros compuestos tóxicos, bacterias y algas.

Un parámetro de referencia en un proceso de oxidación química es la DQO. Únicamente aguas con un contenido relativamente bajo de DQO (≤ 5000 mg/L) pueden ser tratadas mediante este tipo de procesos pues contenidos mayores de DQO requieren un consumo excesivo de reactivos, lo que implica un gasto mayor (Rodríguez, 2003).

Los procesos de oxidación se pueden clasificar en dos tipos:

Tratamientos Químicos Clásicos o Proceso de Oxidación Directa.

Procesos de Oxidación Avanzada (POA).

La diferencia entre los procesos de oxidación directa y procesos de oxidación avanzada es bastante arbitraria, pero se ha reservado la denominación de “avanzados” para los procesos basados en la generación de radicales hidroxilo (HO^\cdot) en su versión más restrictiva (Rodríguez, 2003).

H.3 Procesos de Oxidación Directa

➤ Oxidación húmeda no catalítica

La oxidación húmeda es un proceso clásico de tratamiento que se ha venido aplicando desde hace más de cincuenta años y en el cual la materia orgánica, soluble o en suspensión, se oxida con el oxígeno disuelto precedente de aire o corrientes gaseosas enriquecidas en oxígeno. La química del proceso transcurre por vía radicalaria, de forma que son los radicales formados a partir del oxígeno, los que reaccionan con la materia orgánica. Entre sus limitaciones están: la necesidad de condiciones muy energéticas y que no se alcanza una mineralización completa (Rodríguez, 2006).

➤ Oxidación húmeda catalítica

En casos en donde es necesario alcanzar una tasa de mineralización alta, el proceso de oxidación húmeda se puede llevar a cabo en presencia de catalizadores con el fin de acelerar la velocidad de la reacción de degradación de los compuestos orgánicos. El catalizador hace posible la operación en condiciones de temperatura y presión más moderadas que las de la oxidación húmeda no catalítica y, por tanto, mejorará el balance económico del proceso. Los catalizadores suelen ser metales u óxidos metálicos soportados. La oxidación húmeda catalítica permite llevar a cabo la oxidación de compuestos orgánicos en agua a presión moderada (en cualquier caso superior a la presión de vapor del agua y en general en el rango 15-501 bar), y a una temperatura comprendida entre 120°C y 250 °C, que es función esencialmente del tipo de catalizador. El proceso no es eficaz económicamente frente a los procesos avanzados de oxidación en el caso de efluentes con baja carga orgánica. Este proceso es muy dependiente del tipo de catalizador, por ello una desventaja es que la estabilidad de algunos catalizadores no es satisfactoria (Rodríguez, 2006).

H.4 Procesos de Oxidación Avanzada (POA)

Se definen como aquellos procesos de oxidación que implican la generación de radicales hidroxilo en cantidad suficiente para interactuar con los compuestos del medio. Se trata de una familia de métodos que utilizan la elevada capacidad oxidante de los radicales HO[·] y que se diferencian entre sí en la forma en la que los generan.

En los POA se emplean oxidantes (químicos) para reducir los niveles de materia orgánica en términos de Carbono Orgánico Disuelto (COD) y de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), y para remover tanto compuestos orgánicos como inorgánicos oxidables. El proceso puede oxidar completamente materiales orgánicos hacia dióxido de carbono y agua.

La versatilidad de los POA se ve acrecentada por el hecho de que ofrecen distintos caminos posibles de producción de radicales HO[·]. Los más comunes utilizan combinaciones de ozono (O₃), peróxido de hidrógeno (H₂O₂), radiación ultravioleta y fotocatalisis. Una consecuencia de la elevada reactividad del agente oxidante es que los POA se caracterizan también por su baja selectividad (García González, 2008).

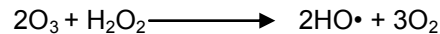
➤ Ozonación

El ozono es inestable en agua: tiende a descomponerse en una secuencia de reacciones que generan radicales entre los que se encuentra el radical hidroxilo. La oxidación de los compuestos orgánicos contenidos en el efluente se produce por la combinación de dos mecanismos: la vía directa que representa la reacción entre la molécula orgánica y el ozono disuelto, y la vía indirecta, mediante la cual los radicales hidroxilo actúan como oxidantes. La principal desventaja de este proceso, como todos los que implican la utilización de ozono, es el costo de su generación mediante descarga eléctrica. Una desventaja inherente al medio es que los aniones carbonato y bicarbonato, abundantes en muchas aguas naturales, son agentes neutralizantes de radicales que reaccionan con los hidroxilos del medio para formar radicales carbonato o bicarbonato que no intervienen en reacciones de mineralización de materia orgánica.

Una elevada alcalinidad del agua es un motivo para optar por técnicas menos sensibles a la neutralización de radicales (García Nieto, 2008).

* Ozonación con peróxido de hidrógeno (O_3/H_2O_2) y ($O_3/H_2O_2/OH^-$)

La adición de peróxido de hidrógeno combinado con el ozono provoca la iniciación de un ciclo de descomposición que resulta en la formación de un mol de radicales hidroxilo por cada mol de ozono que se descompone (García Nieto, 2008).



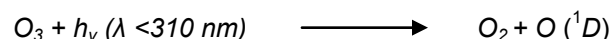
La ozonación con peróxido de hidrógeno se basa principalmente en la degradación indirecta por vía redicalaria. Los resultados indican que el óptimo de operación en la degradación de la materia orgánica tiene lugar para una dosis de peróxido de hidrógeno de entre un tercio y la mitad en peso respecto al ozono y debe ser precisada mediante datos experimentales para cada aplicación en concreto (García Nieto, 2008).

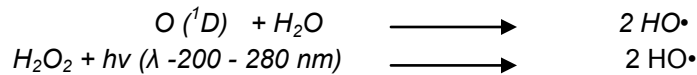
* Métodos ozono-ultravioleta (O_3/UV), (H_2O_2/UV) y ($O_3/H_2O_2/UV$)

La foto-oxidación directa con radiación UV da fundamento a una tecnología de degradación de contaminantes orgánicos siempre que éstos absorban dicha radiación y lo hagan con una especificidad razonable en comparación con otros compuestos presentes en el medio.

Desafortunadamente, la absorbancia de la mayoría de los contaminantes orgánicos es baja y las reacciones fotoquímicas que se originan tienden a generar mezclas complejas de los productos intermedios en un lugar de la mineralización del contaminante.

La velocidad de las reacciones fotoquímicas con la materia orgánica puede incrementarse mediante la adición al medio de ozono, peróxido de hidrógeno o mezclas de ambos, debido a que se trata de compuestos que al absorber luz ultravioleta se descomponen para originar radicales. Tanto la fotólisis de ozono como del peróxido de hidrógeno originan radicales hidroxilo:





El proceso, sin embargo, resulta eficiente sólo cuando el propio compuesto orgánico que se desea degradar absorbe también la radiación ultravioleta, con velocidades de degradación mucho menores que en caso contrario.

El proceso de oxidación en presencia de ozono y radiación ultravioleta se inicia a partir de la fotólisis de ozono y el papel que desempeña el peróxido de hidrógeno está limitado a la generación del radical hidroxilo por reacción directa con el ozono disuelto, acelerando por lo tanto su descomposición. La eficacia del uso combinado de peróxido de hidrógeno y ozono con luz ultravioleta supone una mayor velocidad de degradación de ciertos compuestos orgánicos refractarios, con la desventaja de que el costo de producción de radiación y de los reactivos es elevado y la dosificación del peróxido de hidrógeno presenta un óptimo que es preciso establecer en cada caso como el sistema (O₃/H₂O₂) (García Nieto, 2008).

H.5 Procesos de Intercambio Iónico

Es el intercambio de un ion por otro de carga similar en una superficie sólida (resina) mediante la aplicación de fuerzas electrostáticas. La resina empleada puede ser catiónica o aniónica. Los contaminantes pueden ser recuperados por regeneración del ion intercambiado usando hidróxido de sodio o ácido sulfúrico, según sea el caso. Los iones que remueve con dificultad son potasio, sodio, calcio y magnesio.

H.6 Procesos con membranas

➤ Ósmosis inversa

La ósmosis inversa se define como una migración de agua a través de una membrana semipermeable que separa soluciones de diferente concentración. La membrana es permeable al agua pero retiene contaminantes disueltos como sales o compuestos de alto peso molecular. La migración es de la más diluida a la más concentrada hasta alcanzar el equilibrio (a la inversa de lo sucede naturalmente, de ahí el nombre), esto se logra aplicando alta presión.

Se necesita eliminar sólidos suspendidos y materia coloidal para aumentar la duración de las membranas. El tipo de membrana (las más comunes son de acetato de celulosa y poliamidas aromáticas), el pH, presión y pretratamiento son factores importantes para la efectividad de la ósmosis inversa. Algunas desventajas son: altos costos de operación, remoción selectiva, alto costo de energía. Algunas ventajas son: Remueve componentes disueltos, es relativamente seguro, fácil de operar y el efluente puede ser utilizado para fines de reúso (Krug *et al*, 1984).

➤ Ultrafiltración

Mediante este método es posible llevar a una purificación completa, obteniéndose un efluente con bajos niveles de contaminantes; estos cumplen con los estándares de agua potable y descarga a

ríos, o para la recarga de acuíferos. Se emplea para remover material disuelto, necesita pretratamiento como coagulación-floculación (Peters, 1996). La ultrafiltración es para moléculas cuya masa molecular es 10,000- 100,000 g/mol (Peters, 1996).

➤ **Microfiltración**

La microfiltración retiene partículas de diámetros superiores a varias micras. Se utiliza para la remoción de partículas, bacterias, coloides y macromoléculas orgánicas de la solución acuosa en las plantas de tratamiento de aguas.

Esta tecnología no se utiliza únicamente como pretratamiento, sino también como “refinado” en la fase de postratamiento, por ejemplo para la remoción de partículas resinosas de los tratamientos de intercambio iónico.

Es la técnica que presenta los poros más amplios en la categoría de las membranas, por lo tanto el gasto energético para bombear la solución no es muy elevado y al mismo tiempo se tiene un caudal mayor que atraviesa la membrana. Los poros tienen una amplitud de 0.04 a 100 μm , resistiendo una concentración de fluido que atraviesa la membrana igual a 100 ppm. Los métodos para crear estos poros son irradiación, elongación, inversión térmica y otras técnicas sobre un soporte de polímeros porosos como el polisulfonato o materiales cerámicos (Peters, 1996).

➤ **Nanofiltración**

La nanofiltración es una tecnología de membrana desarrollada recientemente para enfrentar varias necesidades del tratamiento y purificación del agua (Wang y Chung, 2005). Es un proceso de filtración (separación en fase líquida) que se lleva a cabo mediante la aplicación de una presión y tiene propiedades (flux de permeado y rendimiento de separación) que están entre las propiedades de la ósmosis inversa y ultrafiltración (Raman *et al.*, 1994 en Wang y Chung, 2005; Bargeman *et al.*, 2005). Su efectividad depende de las características del agua de alimentación, especialmente de la fuerza iónica, concentraciones y tipos de cationes divalentes y del contenido de materia orgánica natural. En general, se sabe que no hay un procedimiento generalizado que permita la predicción de la efectividad de un sistema de nanofiltración bajo condiciones variables de la fuente de alimentación (Shalan, 2002).

H.7 Procesos de adsorción

Es el proceso más usado para remover los constituyentes orgánicos, utiliza materiales con área superficial importante (zeolitas, carbón activado en polvo o en grano, etc.). El carbón activado es usado principalmente para remover contaminantes orgánicos no polares, compuestos recalcitrantes, compuestos de baja solubilidad y alto peso molecular. La capacidad de adsorción depende del tamaño de poro, área superficial, pH de la solución, entre otros. Como el C.A adsorbe principalmente materia orgánica, su aplicación en el tratamiento de aguas generalmente está enfocada a la retención de este tipo de compuestos. Como se mencionó antes, es importante eliminar la MON disuelta antes de la desinfección, ya que de lo contrario se forman los SPD que son nocivos para la salud. El C.A puede adsorber de manera muy eficiente la fracción volátil de la MON, en la que se incluye el olor y el sabor. En comparación con los procesos mencionados este suele ser menos costoso.