

152



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE QUIMICA

EXAMENES PROFESIONALES
FACULTAD DE QUIMICA

"APLICACION DEL PROCESO DE ADSORCION CON
CARBON ACTIVADO A EFLUENTES DE LIXIVIADOS
Y AGUAS MUNICIPALES PROVENIENTES DE
TRATAMIENTOS DE COAGULACION-FLOCULACION
Y OXIDACION"

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:
INGENIERO QUIMICO
P R E S E N T A :
DIMAS TAFOLLA MARIN



MEXICO, D. F.

281500

2000



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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.

JURADO ASIGNADO SEGÚN EL TEMA

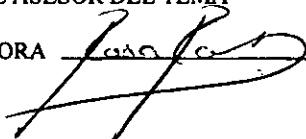
PRESIDENTE: PROF. RODOLFO TORRES BARRERA
VOCAL: PROF. JOSÉ LUIS LÓPEZ MARTINEZ
SECRETARIO: DRA. ROSA MARÍA RAMÍREZ ZAMORA
1er SUPLENTE: PROF. JOSÉ SABINO SÁMANO CASTILLO
2º SUPLENTE: PROF. ALFONSO DURÁN MORENO

SITIO DONDE SE DASARROLLO EL TEMA.

INSTITUTO DE INGENIERÍA U.N.A.M.
BIBLIOTECA FACULTAD DE QUÍMICA
BIBLIOTECA DEL POSGRADO DE INGENIERÍA

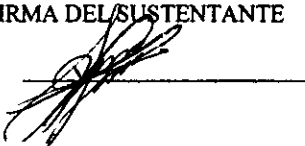
NOMBRE COMPLETO Y FIRMA DEL ASESOR DEL TEMA

DRA. ROSA MARÍA RAMÍREZ ZAMORA



NOMBRE COMPLETO Y FIRMA DEL/SUSTENTANTE

TAFOLLA MARIN DIMAS





AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Autónoma de México y Facultad de Química por darme una formación como ingeniero químico, pero sobre todo una formación como ser humano

A la facultad de ingeniería, por permitirme usar sus instalaciones en la realización de este trabajo.

A la Doctora Rosa María Ramírez, por toda la paciencia que tuvo para asesorarme y revisar mi trabajo.

A todos mis profesores. Por compartir toda su experiencia y conocimientos sin esperar nada cambio.

A mis compañeros de la facultad, con los cuales compartí tantos momentos agradables, los cuales nunca podré olvidar



Mi familia

A mi padre Jesús Tafolla Padilla , que con tanto esfuerzo y de forma incondicional me apoyó para la realización de mis metas.

A la memoria de mi madre, Susana Marín Guzmán, que dios la tenga en su seno.

A Victoria Bucio Vilchis, que ha sido para mí como una segunda madre.

A mis hermanos

Lizbeth Tafolla Bucio

Omar Tafolla Marin

Benedicto Tafolla Marin

Susana Juana Tafolla Marin

Damaso Tafolla Marin

Melania Tafolla Marin

Hilda Tafolla Marin

Urbano Tafolla Marin

Sergio Tafolla Marin

Silvia Tafolla Marin

Guadalupe Tafolla Marin

Que me apoyaron en todo momento para seguir adelante.



El éxito

El éxito tiene muchos padres, pero el fracaso es huérfano (John. F Kennedy)

Si nunca has tenido un gran éxito, no sabes lo que vales; el éxito es la piedra de toque de los caracteres (Amado Nervo)

La vida

Prefiero morir de pie que vivir siempre arrodillado (Ernesto "Che" Guevara)

Haz lo que ames, porque así, amarás lo que haces (Anónimo)

Amistad

Los amigos se convierten con frecuencia en ladrones de nuestro tiempo (Platon)

No hay riqueza tan segura, como un seguro amigo (Luis Vives)

Dios

El hombre encuentra a dios detrás de cada puerta que la ciencia logra abrir (Albert Einstein)



INDICE

INTRODUCCION	1
CAPITULO 1 ESTUDIO BIBLIOGRAFICO	
1.1 El carbón activado en el proceso de adsorción	3
1.1.1 Métodos de fabricación.....	3
1.1.2 Preparación de los carbones activados.....	5
1.1.3 Tipos de carbones activados.....	5
1.1.4 Propiedades físico - químicas.....	6
1.1.5 Aplicación del carbón activado en el tratamiento de agua.....	10
1.1.6 Concepto actual de tratamiento de aguas con carbón activado.....	12
1.1.7 Otras aplicaciones del carbón activado.....	15
1.2 Principios de adsorción	18
1.2.1 Teoría de la adsorción.....	18
1.2.2 Descripción del equilibrio de adsorción.....	19
1.2.3 Isoterma de Langmuir.....	21
1.2.4 Isoterma de Freundlich.....	22
1.2.5 Isoterma de Radke Prausnitz.....	23
1.2.6 Isoterma de Myers.....	27
1.2.7 Teoría del potencial de Polanyi.....	24
1.2.8 Cinética de adsorción.....	24
1.2.9 Mecanismos de adsorción.....	25
1.2.10 Factores que influyen sobre la adsorción.....	26
1.3 Métodos de regeneración	28
1.3.1 Regeneración con vapor de agua.....	29
1.3.2 Regeneración con gas inerte.....	29
1.3.3 Regeneración térmica.....	30
1.3.4 Regeneración con ácido.....	30
1.3.5 Reactivación mediante la modificación del pH en solución acuosa.....	30
1.3.6 Regeneración biológica.....	30
1.4 Efluentes líquidos contaminantes	31
1.4.1 Lixiviados.....	31
1.4.2 Aguas residuales municipales.....	34



CAPITULO 2 ESTUDIO EXPERIMENTAL

2.1 Metodología.....	37
2.1.1 Materiales.....	37
2.1.2 Equipo.....	39
2.1.3 Reactivos.....	40
2.1.4 Sistemas experimentales.....	40
2.1.5 Técnicas analíticas.....	40
2.2 Protocolo experimental.....	40
2.2.1 Método de coagulación-floculación.....	41
2.2.2 Método de Fenton.....	43

CAPITULO 3 RESULTADOS

3.0 Resultados.....	45
3.1 Caracterización físico - química de los lixiviados de los trenes de pretratamiento del proceso de adsorción.....	45
3.2 Influencia de las características físico- químicas del agua sobre el proceso de adsorción en reactor Batch.....	47
3.3 Influencia de las características del C.A. sobre la adsorción.....	50
3.4 Evaluación económica.....	56

CONCLUSIONES.....	63
BIBLIOGRAFIA.....	64
APENDICE A Técnicas analíticas.....	66
APENDICE B Tablas de datos experimentales.....	74
ANEXO 1.....	78



INDICE DE TABLAS

1.- Densidad real del carbón en diferentes líquidos.....	9
2.- Características de los lixiviados jóvenes.....	32
3.- Características físicas, químicas y biológicas del agua residual.....	35
4.- Composición típica del agua residual doméstica bruta.....	36
5.- Características de los carbones activados evaluados.....	38
6.- Características físico-químicas de los efluentes de los procesos de coagulación-floculación.....	42
7.- Características físico-químicas de los efluentes de los procesos método Fenton.....	44
8.- Características de los influentes y efluentes utilizados antes de los pretratamientos.....	45
9.- Constantes de los modelos de adsorción de Freundlich y Langmuir para la remoción de color.....	47
10.- Constantes de los modelos de adsorción de Freundlich y Langmuir para la remoción de DQO.....	48
11.- Costos de capital para el sistema de adsorción con carbón activado.....	57
12.- Costos directos de operación para el sistema de adsorción con carbón activado.....	59
13.- Costos de capital para el sistema de oxidación con peróxido.....	60
14.- Costos directos de operación para el sistema de oxidación con peróxido.....	60
15.- Características del sulfato de aluminio.....	80
16.- Características coagulantes del cloruro férrico.....	81
17.- Características coagulantes del sulfato ferroso.....	82

INDICE DE FIGURAS.

1.- Isotermas de adsorción (concentración inicial variable).....	20
2.- Isotermas de adsorción (concentración inicial constante).....	20
3.- Diagrama de bloques del pretratamiento de coagulación – floculación.....	42
4.- Diagrama de bloques del pretratamiento método Fenton.....	44
5.- Gráfica "capacidad de adsorción q_e (color) vs dosis de carbón", para coagulación - floculación.....	50
6.- Gráfica "capacidad de adsorción q_e (DQO) vs dosis de carbón", para coagulación - floculación.....	50
7.- Gráfica "capacidad de adsorción q_e (color) vs dosis de carbón", para Fenton.....	52
8.- Gráfica "capacidad de adsorción q_e (DQO) vs dosis de carbón", para Fenton.....	52
9.- Gráfica "capacidad de adsorción q_e (color) vs dosis de carbón", para agua de Copilco.....	54
10.- Gráfica "capacidad de adsorción q_e (DQO) vs dosis de carbón", para agua de Copilco.....	54
11.- Estimación de costos para adsorbentes de GAC.....	61
12.- Costos de capital –facilidad para almacenar el carbón.....	61
13.- Costos de capital-sistema de reactivación.....	62
14.- Costos directos de operación del sistema de reactivación.....	62



INTRODUCCIÓN

La Ciudad de México es principalmente abastecida por el acuífero de la cuenca del Valle de México (72% del agua utilizada) para la producción de agua potable (Sánchez Bribiesca J.L.et.al, 1997). Mediciones de campo han probado que el nivel freático de la porción superior del acuífero principal que abastece a la Ciudad de México ha descendido, aproximadamente un metro por año (Herrera et al., 1994). Por otro lado, solamente 10% de las aguas residuales producidas en esta área son tratadas antes de su vertido final, el 90% restante (45 m³/s en época de seca y 200 m³/s en época de lluvia) permanece sin tratamiento y se desvía al exterior de la cuenca de México a través del sistema general de drenaje. Las aguas residuales sin tratar se utilizan para irrigar 80,000 hectáreas de sembradíos en el Valle del Mezquital, en el estado de Hidalgo. La corriente que regresa de la irrigación se drena hacia tributarios del río Pánuco, el cual desemboca en el Golfo de México contaminándolo.

La sobreexplotación y contaminación de los recursos hidráulicos en México, han originado la necesidad de evaluar alternativas para la rehabilitación de fuentes de abastecimiento y para la recuperación del nivel freático del acuífero. Lo anterior permitirá un abastecimiento adecuado, en calidad y cantidad, del agua de la Ciudad de México. Además, se reducirán problemas colaterales a la sobreexplotación del acuífero, como son los hundimientos. Dentro de las alternativas más viables para remediar este problema, se encuentra el tratamiento de los efluentes industriales y municipales con fines de reúso (potabilización, riego recreación, etc.), en particular para reinyección del acuífero.

En el área de tratamiento de aguas, el proceso de adsorción con carbón activado se considera como uno de los métodos más eficaces para obtener agua de reúso, a partir de aguas residuales domésticas y algunas de origen industrial, con las calidades marcadas por las normas mexicanas e internacionales. El proceso de adsorción es ampliamente utilizado en el mundo y, un poco menos en México, para el tratamiento de aguas naturales (pozos, ríos y lagunas). Sin embargo, existe poca información sobre su uso para la depuración de corrientes líquidas complejas y altamente contaminantes, como es el caso de los lixiviados de rellenos sanitarios.

Con base en lo expuesto, en este estudio se evaluó la factibilidad o viabilidad técnico-económica para tratar lixiviados y aguas residuales por medio del proceso de adsorción con carbón activado. Los objetivos del estudio son, por un lado, disminuir el riesgo de contaminación de los recursos hidráulicos y, por otro lado, paliar el problema de escasez de agua, mediante el tratamiento de lixiviados y aguas domésticas tratadas por el proceso de adsorción con fines de reúso.



Esta tesis se constituye de tres capítulos. El capítulo 1 presenta un resumen bibliográfico de los aspectos teórico - prácticos del proceso de adsorción con carbón activado. También, se presentan las generalidades de las corrientes líquidas que se trataron en este estudio mediante el proceso de adsorción con carbón activado.

El capítulo 2 describe la metodología experimental aplicada para evaluar la tratabilidad de un lixiviado de relleno sanitario y de un agua residual doméstica. En este capítulo se mencionan los equipos, las técnicas experimentales utilizadas para el tratamiento de las dos corrientes líquidas mencionadas.

El último capítulo (3), se presenta y discute los resultados obtenidos en las pruebas de tratabilidad, en particular, los relacionados con el proceso de adsorción con carbón activado.



CAPITULO 1

“ESTUDIO BIBLIOGRAFICO”



CAPITULO 1

ESTUDIO BIBLIOGRAFICO

1.1 EL CARBÓN ACTIVADO EN EL PROCESO DE ADSORCIÓN

El carbón activado (C.A) es un adsorbente producido a partir de una gran variedad de materias primas que contienen carbón, tales como carbón mineral, madera o concha de coco. Estos materiales carbonizados se activan por medio de un proceso de oxidación controlado para desarrollar una estructura porosa con un área superficial mayor a los 500 m²/g. Esta superficie le confiere al carbón activado una elevada capacidad de adsorción de compuestos orgánicos disueltos, muchos de los cuales causan olor, color y sabor al agua. Esta alta capacidad de adsorción se debe básicamente al efecto de la dispersión de las fuerzas de Van der Waals.⁸

Desde el punto de vista de la composición química, el C.A es carbón prácticamente puro, igual que el diamante, el grafito, el negro de humo y, los diversos carbones minerales o de madera. 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 está 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.⁷

1.1.1 MÉTODOS DE FABRICACIÓN²

Se han patentado una gran variedad de procesos para la fabricación del carbón activado. Sin embargo, muchas de estas patentes incorporan solo modificaciones menores de uno de los procesos básicos. Relativamente pocos procesos han sido adaptados industrialmente, ya que, muchos procesos que a nivel laboratorio pueden dar excelentes resultados, al tratar de escalarlos industrialmente no funcionan, ya sea porque involucran dificultades ingenieriles o porque son muy costosos.

El C.A puede fabricarse a partir de todo tipo de material carbonoso o bien a partir de cualquier carbón mineral no grafitico. Sin embargo, cada materia prima brindará características y calidades distintas al producto. En cuanto al proceso de activación, existen dos tecnologías básicas: térmica y por deshidratación química. Algunos de los métodos que han sido utilizados comercialmente son:

Activación térmica

Cuando se parte de un material orgánico, el proceso se inicia con su carbonización, la cual debe realizarse a una temperatura baja en la que no se favorezca la grafitación. Si se parte de carbón mineral, normalmente no se requiere la carbonización, a menos que este contenga un alto contenido de compuestos volátiles. Otra característica de los carbones minerales consiste en que suele ser necesario un lavado previo, para extraer contaminantes como azufre y metales pesados, que generalmente se encuentran en los yacimientos.

⁸ Hugs S. McLaughlin, Regenerate activated Carbon Using organic Solvents, Chemical Engineering Progress, Julio 1995

⁷ El carbón activado granular en el tratamiento del agua, German Grosó Cruzado.

² Carbón activado, Enciclopedia, Chemical Engineering Progress. pp.1015. vol 4.



El carbón resultante se somete a temperaturas cercanas a 1000°C, en una atmósfera inerte o reductora, casi siempre saturada con vapor de agua. En estas condiciones, y a lo largo de un cierto tiempo, algunos átomos de carbón reaccionan y se gasifican en forma de CO₂, y otros se recombinan y condensan en forma de las mencionadas capas grafiticas. Estas placas tienden a ser pequeñas e imperfectas. El tamaño y grado de imperfección dependen de la materia prima.

El grado de activación y rendimiento dependen de las condiciones de operación del horno de activación, que son la temperatura, la composición de los gases, el tiempo de residencia del carbón en el equipo y su flujo volumétrico. El rendimiento suele estar entre 0.25 y 0.5 kg de C.A obtenido por kilo de carbón.

A mayor grado de activación generalmente corresponde un menor rendimiento, ya que, a mayor activación se producen una cantidad mayor de poros, como consecuencia de ello, mayor perdida de material. Existe, sin embargo, un punto de máxima activación posible, más allá del cual sólo aumentan las pérdidas de carbón. Por grado de activación se entiende el área superficial generada en el C.A.

Existen distintos tipos de hornos de activación, entre ellos el rotatorio de calentamiento directo, el vertical de hogares múltiples y el de lecho fluidizado.

El C.A sale del horno al rojo vivo, por lo que debe enfriarse antes de entrar en contacto con el aire que se encuentra a temperatura ambiente. De lo contrario, una parte de éste desaparecería como CO₂ y el producto resultaría con una cantidad muy grande de óxidos superficiales, que podrían afectarlo negativamente. Para lograr este enfriamiento puede recibirse el carbón en agua o en un equipo sellado con enfriamiento indirecto.

Lo anterior constituye la etapa básica del proceso. El resto consiste en operaciones de molienda y cribado para brindar al producto el rango buscado de tamaños de partícula.

Existen diversos tipos de molinos, cada uno de los cuales tienen características que lo hacen más adecuado para carbones de cierta dureza y para lograr determinado tamaño de partícula. Por lo tanto, en la industria del CA se encuentran molinos de martillos, centrífugos, de cuchillas, de rodillos y tipo Raymond, entre otros.

Activación por deshidratación 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 primera etapa consiste en deshidratar la materia prima mediante la acción de un producto químico, como ácido fosfórico, cloruro de zinc o carbonato de potasio. Posteriormente, se carboniza el material deshidratado a baja temperatura (500 a 600°C), obteniéndose automáticamente la estructura porosa.

El producto resultante se lava con agua destilada, con objeto de dejarlo tan libre como sea posible del producto químico utilizado, así como recuperar y reutilizar este último. La rentabilidad del proceso radica, en gran medida, en la eficiencia de dicha recuperación.

El grado de activación puede variarse de acuerdo con la concentración del producto químico deshidratante utilizado.

Mediante esta tecnología no se obtienen las mismas placas grafiticas que resultan del método de activación térmica. Las paredes del carbón se asemejan a una molécula orgánica, parte aromática y parte alifática, o a un polímero muy ramificado y entre ligado. Además, estas paredes no son planas, sino rugosas y contienen grandes cantidades de átomos distintos al carbono, principalmente oxígeno.



Cuando puede activarse una misma materia prima, tanto térmicamente como por deshidratación química, el C.A producido por la segunda tecnología adquiere poros cuyo tamaño es mayor.

Las operaciones para dar un rango específico de tamaños de partícula son básicamente las mismas que se utilizan en el método de activación química.

1.1.2 PREPARACIÓN DE LOS CARBONES ACTIVADOS²⁸

La fabricación del carbón activado implica varias operaciones desde las más importantes como la activación y la carbonización, y otras menores, pero necesarias, como molienda, selección del tamaño de partícula mediante tamizado, lavado, secado y empaquetado. Dependiendo del tipo de materia prima, del tipo de propiedades que se desea impartir al carbón activado, son importantes criterios de selección del método en particular para la fabricación de éste.

Los siguientes pasos después de haber obtenido el carbón activado son la eliminación de cenizas, lavado, secado, molienda, selección de partícula y empaquetado, entre los más significativos.

La eliminación de cenizas tiene como finalidad, separar las sales inorgánicas, algunos iones como Zn, Fe, provenientes de los activantes, usando frecuentemente soluciones de HCl, H₂SO₄, HNO₃ diluídas según sea el caso. Este es un parámetro muy importante ya que influye bastante en la calidad del carbón activado.

La molienda es otro factor muy importante, ya que al moler el carbón activado por bastante tiempo destruye varios sitios capilares, restando poder de adsorción. Posteriormente se selecciona la partícula deseada, según el tipo de carbón y uso a que se destine.

El secado del producto final, generalmente se realiza a 110 – 150 °C, según sea el caso. Finalmente el producto es empaquetado en bolsas de polietileno, u otro tipo de presentación.

1.1.3 TIPOS DE CARBONES ACTIVADOS

El C.A puede tener forma de gránulos irregulares, polvo, pellets o fibras. Los tres primeros son los más comunes. aunque los pellets normalmente son cilíndricos, también se producen con otras formas. En todos los casos, aún cuando la forma física difiera, el producto básico es el mismo y por lo tanto, trabaja con el mismo principio.

Los tipos de carbón en polvo y granular han sido utilizados satisfactoriamente con algunas ventajas y desventajas. Sin embargo, se ha observado una tendencia para convertir operaciones que manejan carbón en polvo a sistemas con carbón granular. Las razones son las siguientes:

- Con el cambio disminuyen los costos
- Existen problemas para recuperar el carbón en polvo
- Grandes requerimientos de mantenimiento para sistemas con carbón en polvo
- Altas pérdidas de producto por peso de carbón usado
- Uso ineficiente del carbón

28 Sontheimer H., Crittenden J.C y summers R.S.(1988) "Activated carbon for water treatment". AWWA Research Foundation, Denver, U.S.A.

1.1.4 PROPIEDADES FISICO-QUIMICAS ²

La estructura del carbón puede ser descrita como una red entrelazada de capas planas de carbón unidas por grupos alifáticos, grafitico y amorfo debido principalmente a que por arriba de los 3000°C la red que cruza aleatoriamente se inhibe reordenándose la estructura.

Las placas son planas o ligeramente dobladas, pueden medir varios nanómetros a lo largo y a lo ancho, y tienen un espesor de 0.35 nm. Están separadas y tienen distintas orientaciones, por lo que existen espacios entre ellas. Esos espacios se denominan poros y son los que brindan al C.A su principal característica, esto es, un gran área superficial y, por lo tanto, una alta capacidad adsorbente. Normalmente la estructura porosa, el área superficial, las dimensiones y distribución de los poros dependen de las condiciones de carbonización, activación y del tipo de material.

Los distintos tipos de carbón presentan dos características comunes:

- a) Tienen grupos orgánicos superficiales que se forman por oxidación, durante el enfriamiento posterior a la misma, y también mientras se almacena y se utiliza. Esta formación ocurre cuando existe oxígeno en el agua o en la atmósfera que rodea al carbón. Los grupos pueden tener carácter ácido o básico, dependiendo de las condiciones de las etapas mencionadas.
- b) Poseen la propiedad de adsorber, que consiste en un fenómeno físico-químico en el que un sólido, llamado adsorbente, retiene en sus paredes a cierto tipo de moléculas, llamadas adsorbatos, y que están contenidas en un líquido o gas.

La cantidad y la naturaleza tanto de las cenizas como de los grupos orgánicos superficiales tienen influencia en el tipo de sustancias que el carbón adsorbe de manera preferencial.

La diferencia fundamental entre uno y otro tipo de carbón radica en la estructura o arreglo de sus átomos.

El C.A tiene una gran variedad de tamaños de poros que pueden clasificarse, de acuerdo con su función, en poros de adsorción y poros de transporte.

Los primeros consisten en espacios entre placas grafiticas con una separación de entre una y cinco veces el diámetro de la molécula que va a retenerse. En este tipo de poros, ambas placas de carbón están lo suficientemente cerca como para ejercer atracción sobre el adsorbato y retenerlo con mayor fuerza.

Los poros mayores que los de adsorción son de transporte y tienen un rango muy amplio de tamaños, que van desde las grietas que están en el límite detectable por la vista y que corresponde a 0.1 mm. En esta clase de poros, sólo una placa ejerce atracción sobre el adsorbato y entonces lo hace con una fuerza menor, incluso insuficiente para retenerlo. Así, los poros de transporte actúan como caminos de difusión por los que circula la molécula hacia los poros de adsorción en los que hay una atracción mayor. Por consecuencia, aunque tienen poca influencia en la capacidad de adsorción del C.A, afectan la cinética o velocidad con la que se lleva a cabo la adsorción.

2 Carbón activado, Enciclopedia, Chemical Engineering Progress. pp.1015, vol 4.



Existen diferentes clasificaciones de los poros. La clasificación más conocida es la de la IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry). Este organismo divide a los poros de acuerdo a su diámetro en los siguientes grupos:

Microporos: menores a 2 nm

Mesoporos: entre 2 y 50 nm

Macroporos: entre 50 y 100,000 nm (típicamente 200 a 2,000 nm)

Los microporos tienen un tamaño adecuado que permite el paso de moléculas pequeñas, que aproximadamente corresponden a compuestos más volátiles que el agua, los macroporos atraviesan moléculas grandes, como los colores intensos o las sustancias húmicas -ácidos húmicos y fúlvicos-, los cuales se generan al descomponerse la materia orgánica. Los mesoporos son los apropiados para moléculas de tamaño intermedio entre las anteriores.

La capacidad de un C.A para retener una sustancia determinada, no sólo está dada por su área superficial, sino por la proporción de poros cuyo tamaño es el adecuado: unas cinco veces el diámetro de la molécula de dicha sustancia.

El área superficial del carbón activado es usualmente determinado aplicando el modelo de Brunauer-Emmer-Teller (BET) usando nitrógeno como adsorbato. En el comercio se encuentran productos que tienen área superficial en el rango de 500-2000 m²/g, sin embargo se ha llegado a obtener C.A. con área superficial del orden de 3500-5000 m²/g.

La capacidad y proporción de adsorción de un carbón dependen del área superficial interna, de la forma y distribución del tamaño del poro, pero es también influenciado por la química superficial del carbón activado. La macroporosidad del carbón es importante para la transferencia de moléculas de adsorbato a los sitios de adsorción de la partícula.

Durante la activación se forman grupos funcionales por la interacción de radicales libres en la superficie del carbón con átomos como los de oxígeno y nitrógeno. Los grupos funcionales dan a la superficie del carbón activado reactividad química e influyen en las propiedades de adsorción. El carbón activado tiene una baja afinidad por el agua, lo cual es una propiedad muy importante para cuando se utiliza en adsorción de gases con presencia de humedad. Sin embargo, los grupos funcionales en la superficie del carbón pueden interactuar con el agua, dando a la su superficie características hidrofílicas.

La oxidación superficial, la cual es una característica inherente de la producción de carbón activado da como resultado la formación de algunos grupos funcionales como hidroxil, carbonil, y carboxílicos que imparten un carácter anfotérico al carbón, es decir, que puede actuar como ácido o base.

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.⁷

⁷ Almanza, Conde Julio, Tesis profesional, Ingeniero Químico, "Estudio de factibilidad técnica-económica (1997) para una planta de producción de carbón activado", Facultad de Química, U.N.A.M.



Humedad: Un carbón activado es generalmente valorado sobre la base de mezclas libres de humedad, ocasionalmente el contenido de humedad es indicado en porcentaje en la etiqueta del producto. Sin embargo, 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. El C.A puede adsorber de un 25 a 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, un peso adicional de carbón húmedo es necesario agregar 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 con que se obtienen los carbones influyen en el pH de la sustancia que se esté tratando. Sin embargo, generalmente el cambio producido en el pH de un líquido puede ser corregido agregando la cantidad apropiada de ácido o base a la solución. Para evitar tales arreglos, es conveniente incluir los requerimientos de pH en las especificaciones de la compra. Un carbón cercano a neutro es adecuado para la caña de azúcar, mientras que para el azúcar de maíz se desea un pH de entre 4 y 6, dependiendo de las condiciones individuales de operación. Otras industrias utilizan un carbón alcalino.

Para obtener esa variedad de carbones, los productores ajustan el pH del carbón antes de la activación, agregando alguna base como el NaOH o algún ácido como fosforico, dependiendo de que pH de quiera.

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 rango 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. Una forma usual de reportar el tamaño de un carbón es mencionar qué porcentaje pasa por una determinada malla (ejemplo, 90% pasa por la malla 200).

Existen aplicaciones específicas para cada carbón con determinado tamaño de partícula, el carbón activado peletizado o granular de varios tamaños de malla (8 x 14, 8 x 30, 12 x 16, Etc.) son utilizados en la adsorción de gases y limitadamente, para purificación de soluciones. La eficiencia de adsorción aumenta conforme el tamaño de 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 y 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 o lb/pt^3 .

Usualmente la porosidad se calcula de la medida de la densidad granular y la densidad real. La densidad granular o de partícula se mide por inmersión en mercurio de una cantidad conocida de carbón y medir 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, Esta técnica consiste en colocar una masa conocida en un recipiente graduado y desplazar el aire por un líquido. En el caso del carbón, este método presenta dificultades, debido a que se ha observado que la densidad depende del líquido empleado.

Tabla 1: Densidad real del carbón en diferentes líquidos

Líquido	Densidad (g/cm^3)
Agua	1.821
Benceno	1.994
Tetracloruro de carbono	1.860
Éter de petróleo	2.083

Se han elaborado dos interpretaciones para explicar este fenómeno. La primera considera que la película de líquido en la superficie del carbón es suprimida por las fuerzas de adsorción y por esto, posee una densidad más grande que la que normalmente posee el líquido. De acuerdo a esta interpretación, las densidades que se obtienen son demasiado altas y, son función dependiendo de la compresibilidad del líquido usado. Sin embargo, contrario a este punto de vista, se encontró que la densidad del carbón de concha de coco es de 2.1 en helio a 25 °C. A esta temperatura, el helio no es adsorbido de manera significativa.

La otra interpretación propone que las variaciones en la densidad son causadas por la diferencia en la habilidad de los diferentes adsorbatos de entrar dentro de los poros pequeños. Este concepto se basa en que la densidad gradualmente aumenta a altos valores durante una prolongada inmersión en el líquido. Este aumento puede continuar por meses antes de alcanzar un valor constante. Cuando la mezcla carbón-líquido se coloca inicialmente bajo grandes presiones (500 a 8,600 atm), la densidad final se alcanza en pocas horas. De esta forma, en agua, a una presión de 8,600 atm, una muestra de carbón alcanza una densidad de 1.821 en un tiempo relativamente corto, por otro lado, cuando una muestra del mismo carbón se sumerge en agua a presión atmosférica por 4 meses, se observó que la densidad fue de sólo 1.760

En algunas aplicaciones, esta densidad es un factor importante, dado que determina el tamaño de los equipos de operación. Para el uso en máscaras de gas, es necesario un carbón denso con un máximo poder de adsorción en un espacio determinado. Para la recuperación de solventes se prefiere una alta densidad, del rango de 0.40 a 0.55.



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 catalizada es la única forma de determinar que tipo de carbón en particular tiene la actividad deseada.

1.1.5 APLICACIÓN DE CARBÓN ACTIVADO EN EL TRATAMIENTO DE AGUA²

La adsorción con carbón activado siempre se usa en conjunto con otros procesos químicos o biológicos para el tratamiento de agua.

La diversas aplicaciones de este proceso se presentan a continuación:

Potabilización.

El carbón activado (CA) se utiliza desde hace mucho tiempo en la potabilización del agua. Hasta hace unas décadas, su objetivo era la remoción de olor y sabor, o destrucción del cloro libre residual que permanece después de la etapa de desinfección e imparte un mal sabor al agua.

Actualmente, el CA ya no sólo se aplica con los fines anteriores, sino con el propósito de retener los contaminantes orgánicos y sintéticos muy dañinos que se han encontrado en la mayor parte de las fuentes de agua potable, incluyendo los pozos profundos.

Algunos lugares que utilizan la potabilización son: Purificadoras de agua, refresqueras, en los filtros de agua industriales y caseros, en los municipios en los que se tienen servicios de agua potable, etc.

Purificación de agua para proceso.

Existen ciertos ramos industriales que requieren el agua de proceso con un grado característico de pureza, como el farmacéutico, el de semiconductores y el químico.

Un ejemplo típico de aplicación de carbón granular es la remoción de cloro libre, ya que este compuesto ataca las membranas de ósmosis inversa y las resinas de intercambio iónico

El agua de uso industrial puede proceder de un sistema de distribución municipal o directamente de un cuerpo de agua. En el primer caso, el agua normalmente llega clorada al usuario, que en este caso es la industria. En el segundo, el usuario suele clorarla, con fines de desinfección o para prevenir el crecimiento de algas o bacterias en los tanques de almacenamiento. El cloro libre residual debe eliminarse antes de dar uso al agua, ya que, afecta a diversos procesos y equipo industriales.

2.- El carbón activado granular en el tratamiento del agua, German Grosó Cruzado



Algunas otras de las finalidades que puede tener el carbón activado utilizado en la categoría de tratamiento de agua de servicios y procesos son la eliminación de:

- Aceites y grasas disueltos en los condensados de retorno a las calderas, cloro y orgánicos en agua de lavado de semiconductores.
- Orgánicos en agua bidestilada para análisis químico y clínico.
- Orgánicos en agua para preparar drogas y soluciones intravenosas.

Aguas residuales sanitarias.

Estas se encuentran tanto en la industria como en los sistemas de drenajes municipales. Normalmente el tratamiento biológico es suficiente para eliminar los compuestos orgánicos presentes en este tipo de aguas. Sin embargo, en muchas ocasiones esta agua está contaminada por otra fuente de compuestos no biodegradables como los fosfatos de los detergentes, que sólo pueden eliminarse con carbón activado.

Aguas residuales industriales.

Como en el caso anterior, la función del carbón es de remover aquellos compuestos orgánicos que no pueden eliminarse con tratamiento biológico.

Para el caso de aguas residuales industriales, el carbón se puede usar:

- a) En un tratamiento terciario, como un agente "pulidor" de la calidad del agua.
- b) En un pretratamiento, para eliminar compuestos orgánicos e inorgánicos, antes de otro tratamiento como el biológico.

Las aguas residuales provienen de todo tipo de proceso y no siempre es sencillo clasificarlas. Un industria de proceso genera varias corrientes de aguas residuales, algunas de ellas pueden tratarse por separado y reutilizarse en la planta y, otras pueden descargarse como efluentes o combinarse y tratarse como una sola corriente.

El manejo depende del flujo de las distintas corrientes, de la composición y concentración de los contaminantes, así como de las condiciones específicas de la empresa. Por ejemplo en el caso de límites permisibles en los efluentes, disponibilidad de agua y capacidad técnica y económica para reutilizarla. Sin embargo, el objetivo fundamental es el mismo: eliminar los efectos nocivos o desagradables en el medio ambiente o en el lugar en el que se va utilizar el agua y remover los contaminantes no permitidos por las normas.

Los contaminantes de un agua residual pueden clasificarse en: orgánicos solubles; iones de metales pesados; acidez y/o alcalinidad; aceites, grasas y otros materiales flotantes; nutrientes de algas y bacterias, como el fósforo y el nitrógeno; sólidos suspendidos y coloides; color, turbidez y olor; y otros compuestos específicos regulados

El tratamiento con carbón activado ha sido utilizado en diferentes posiciones en la secuencia de operación de plantas. Algunas veces, es usado como un proceso primario para remover grandes cantidades de un contaminante, por ejemplo fosfatos, o puede ser usado como una etapa final para mejorar la calidad del producto removiendo trazas de compuestos. Como una operación de refinado, la adsorción se aplica en tratamientos de aguas residuales como un proceso terciario avanzado.



Eliminación de compuestos carcinógenos con carbón activado.

Los compuestos carcinógenos son aquellos que pueden provocar cáncer en el ser humano. No tienen una característica particular, sino que pueden ser de muy diversos tipos, como proteínas, aminoácidos, algas y sus compuestos de descomposición, algunos ácidos y muchos otros más.

Estos compuestos llegan a los depósitos y corrientes naturales de agua, desde diferentes fuentes, por ejemplo: las descargas industriales, los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas municipales, las sustancias químicas utilizadas en la agricultura y los lixiviados de desechos sólidos tanto domésticos como industriales.

El uso de cloro como desinfectante para el agua, elimina bacterias, pero produce un efecto secundario, sumamente dañino a largo plazo. Este efecto consiste en que este desinfectante reacciona con las sustancias orgánicas que transporta el agua, formando compuestos carcinógenos.

También pueden originarse estos compuestos a lo largo de las líneas de distribución de agua potable o en los depósitos para su almacenamiento.

Causas de ello son:

1. El cloro residual del agua que no ha reaccionado y no se ha evaporado continúa reaccionando con compuestos orgánicos.
2. El crecimiento microbiológico dentro de las tuberías y depósitos y la conversión de compuestos inactivos en carcinógenos.
3. Las infiltraciones de compuestos, como algunos hidrocarburos provenientes de los recubrimientos de los tanques y tuberías.

Para resolver este problema se ha encontrado que el CAG (carbón activado granular) tiene una mayor selectividad por los compuestos carcinógenos entre los distintos compuestos que transporta el agua. Es tan fuerte su selectividad por los compuestos carcinógenos, que aún cuando el CAG se ha saturado, sigue reteniendo los compuestos carcinógenos a la vez que deja escapar a otros compuestos menos peligrosos.

1.1.6 CONCEPTO ACTUAL DEL TRATAMIENTO DE AGUAS CON CARBÓN ACTIVADO.

El CA adsorbe principalmente materia orgánica, por lo que su aplicación en el tratamiento de agua generalmente está enfocada a la retención de este tipo de compuestos. La dechloración, que también es muy común, constituye una excepción, debido a que el cloro no es un compuesto orgánico, ni tampoco un contaminante, es más bien un desinfectante que agrega el hombre.

En relación a los contaminantes orgánicos, éstos se encuentran presentes en las aguas residuales, en las que no existe un límite en cuanto al tipo y la concentración de los mismos. pero también se presentan 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:

1. Materia orgánica natural (MON)
2. Químicos orgánicos sintéticos (QOS)



Materia Orgánica Natural (MON)

El mayor porcentaje de la materia orgánica soluble que se encuentra en los cuerpos de agua es de origen natural (MON) y proviene esencialmente del metabolismo de la vegetación, así como de aquella que se encuentra en estado de descomposición. La concentración de carbono orgánico total (COT) en agua de pozo normalmente es menor a 2 mg/L, mientras que en aguas superficiales es de entre 2 y 8 mg/L e incluso mayor.

Un buen porcentaje de la MON consiste en moléculas poliaromáticas complejas, clasificadas en forma amplia como sustancias húmicas, con peso molecular de entre aproximadamente 300 y 30,000. Aunque algunas de estas moléculas son solubles, muchas otras están presentes en forma coloidal y generalmente pueden eliminarse mediante coagulación, sedimentación y filtración en los equipos convencionales con los que cuentan muchas de las plantas de tratamiento de aguas municipales e industriales. Cuando su concentración no es muy alta, existen casos en los que se pueden eliminar también mediante resinas aniónicas.

Otra parte de la MON se compone de olores, sabores, colores y otras sustancias volátiles, producidas por las algas. Cada una de las especies genera un olor o sabor característico, igual que las plantas terrestres. Algunos de estos compuestos pueden ser tóxicos si se ingiere en cantidad suficiente.

Es importante eliminar 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. El CA puede adsorber de manera muy eficiente la fracción volátil de la MON, en la que se incluye el olor y el sabor. La fracción húmica se adsorbe débilmente, ya que el tamaño de sus moléculas es mayor que el de la mayoría de los poros del carbón, como resultado, estos últimos compuestos saturan el CA y bloquea los poros reduciendo su capacidad de adsorción de moléculas de menor tamaño.

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 los lixiviados de residuos sólidos cuya disposición final es inadecuada.

Pueden ser de muy diversos tipos y se han identificado cientos de ellos. Algunos de los más comunes son los siguientes:

Aceites disueltos	Plaguicidas
Benceno	Surfactantes y detergentes
Bifenilos policlorados	Tetracloruro de carbono
Clorofenoles	Toluno
Fenoles	Tricloroetileno
Gasolinas	Triclorometano

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 la piel, daños en el sistema nervioso, el 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.



El CA es un adsorbente eficaz para remover los COS, excepto aquellos que son tan volátiles o más que el propano, ó los que tienen un peso molecular muy grande, ó los que están en forma coloidal.

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 la materia orgánica disuelta 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 tóxicos parecidos a los COS y, cada vez se incluye un mayor número de ellos en la lista de contaminantes regulados.

El parecido entre los SPD y los COS indica que ambos grupos se adsorben en CA de manera similar. La mayoría de los SPD se adsorben con mayor eficiencia, ya que ciertos grupos funcionales como el cloro y el bromo aumentan la adsorbabilidad de los compuestos orgánicos. Por lo tanto, el CA es considerado como la mejor tecnología disponible para la eliminación de SPD del agua.

Trihalometanos (THM)

Los THM son solamente algunos de los muchos SPD formados durante la cloración de un agua que contiene materia orgánica disuelta. Como su nombre lo indica, consisten en una molécula de metano en la que tres de los átomos de hidrógeno están siendo sustituidos por halógenos. Comprenden a los siguientes compuestos: cloroformo (CHCl_3), bromodichlorometano (CHBrCl_2), dibromoclorometano (CHBr_2Cl) y, bromoformo (CHBr_3).

El CA los remueve hasta niveles muy bajos, sin embargo, la eficiencia con la que lo hace se deteriora rápidamente, llegando al punto de ruptura en corto tiempo: unas cuantas semanas. La solución a este problema en particular consiste en llevar a cabo el proceso de adsorción antes de la desinfección con cloro, con el objeto de eliminar precursores de los THM de los SPD en general. Esto significa que además de colocar un declorador con Carbón Activado en Granos (C.A.G) posterior a la etapa de desinfección, se agrega un adsorbedor previo a dicha etapa.

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, el más común de los THM, es un compuesto volátil - punto de ebullición de 61°C - que se adsorbe más eficazmente en carbones microporosos.



Olores y Sabores

Más del 60% de las aguas superficiales presentan problemas de olor y sabor en alguna época del año. Aunque éstos usualmente no son un riesgo para la salud, causan una enorme desconfianza y, el público los asocia con productos tóxicos. La mayoría de los olores y sabores son de origen natural, ya que proceden de la vegetación en descomposición, del metabolismo y la descomposición de algas. Así como de la acción bacteriana. En algunos casos también son de origen sintético.

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; los dos mejores tratamientos que se han encontrado para su control son la adsorción en CA y la ozonización. En cuanto al CA, es particularmente efectivo en su retención. Si su incidencia no es frecuente y de corta duración, la adición de CAP puede ser la solución más barata, pero cuando permanecen largos períodos de tiempo, la instalación de CAG resulta más conveniente.

En la mayoría de los casos reportados, la frecuencia con la que requiere reactivarse el CAG para el control de olores y sabores está entre uno y quince años. Esta larga duración no sólo se debe a la fuerte adsorbabilidad de estos compuestos, sino a la biodegradación que realizan las bacterias sobre la superficie del carbón, ya que de esta manera se regenera la capacidad de adsorción.

Desde el punto de vista de la composición química, el CA es carbón prácticamente puro, igual que el diamante, el grafito, el negro de humo y los 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.

1.1.7 OTRAS APLICACIONES DEL CARBÓN ACTIVADO.

El C.A es un adsorbente que presenta muchas aplicaciones en la industria, a continuación se presenta una lista de sus principales usos.

Purificación de:

1. Líquidos (con carbón granular o en polvo).
2. Gases o vapores (con carbón granular o pelletizado)



Recuperación de solventes

Solventes de procesos industriales a gran escala:

Muchas industrias utilizan solventes en sus procesos. Por ejemplo, las industrias de pinturas, adhesivos, hule, plásticos, química y textil. En muchos casos no es aceptable desde el punto de vista económico ni ecológico, permitir descargas sustanciales de solvente a la atmósfera.

El carbón activado es muy efectivo en la adsorción de la mayoría de los solventes industriales, y es factible lograr su recuperación para cualquier concentración inferior a 1000 ppm.

El aire que contiene al solvente se pasa por la cama de carbón durante un ciclo, o hasta que se satura el carbón y el solvente empieza a escapar con el aire. La cantidad de solvente adsorbido esta entre 20% y 50% del peso del carbón. Ejemplo de solventes recuperados con este método es: acetona, xileno, cloruro de metilo, pentano, metil-etil cetona, tetrahidrofurano, benceno, tolueno, eter de petróleo, etc.

Recuperación de bio-gas de rellenos sanitarios.

El carbón purifica el metano, eliminando hidrocarburos pesados y compuestos causantes de olores.

Recuperación de vapores de gasolina.

El carbón recupera el 99% de los vapores de gasolina en gasolineras y carros tanque que la transportan.

Purificación de dióxido de carbono.

El carbón adsorbe las impurezas en corrientes de CO₂

Tratamiento de aire.

Ventilación de áreas con densidad de personas.

Como aeropuertos, hospitales, oficinas, submarinos, teatros, etc.

Eliminación de gases y vapores tóxicos de la industria.

Ejemplos de estos contaminantes: compuestos orgánicos, vapor de mercurio, dióxido de azufre y sulfuro de hidrogeno para estos tres últimos se requiere un carbón impregnado para obtener máxima eficiencia.

Purificadores de aire en ciudades o zonas con alta contaminación.

El carbón activado puede eliminar algunos de los contaminantes típicos, como la gasolina no quemada, el ozono, humo de cigarros y otros. El carbón se utiliza en purificadores para la industria, los comercios, las casas y los automóviles.

Máscaras de gases y respiradores industriales.

El carbón retiene vapores orgánicos tóxicos, actualmente también se utilizan máscaras en ciudades con alta contaminación en el aire.



Otras aplicaciones en menor escala

Catalizador y soporte de catalizador.

El carbón activado granular es ideal para este uso, gracias a su gran superficie, a sus poros y a su capacidad para resistir temperaturas y presiones altas.

Canisters para los automóviles.

Estos se utilizan para adsorber la gasolina de los carburadores y los tanques, para prevenir escapes a la atmósfera.

Filtros para cigarrros.

Acuarios.

El carbón elimina cloro, compuestos orgánicos y plaguicidas del agua. Además ayuda a mantener la calidad del agua.

Desulfurización de gases en la industria petrolera y petroquímica.

Purificación de solventes usados en tintorerías (lavado en seco).

Ejemplos: Gas nafta y percloroetileno.



1.2 PRINCIPIOS DE ADSORCIÓN ³

1.2.1 TEORÍA DE LA ADSORCIÓN

La adsorción es la retención de moléculas contenidas en un líquido o gas en la superficie de un sólido. El material que es adsorbido por el adsorbente es llamado adsorbato. La adsorción puede ser física o química.

Cuando las moléculas gaseosas o líquidas alcanzan la superficie de un adsorbente y permanecen sin reacción química, el fenómeno es llamado adsorción física. El mecanismo de fisisorción puede ser intermolecular electrostática o debido a fuerzas de Van der Waals, o puede depender de la configuración física del adsorbente, como es la estructura porosa del carbón activado. Los adsorbentes físicos generalmente tienen una gran área disponible.

El material a adsorber (tamaño molecular, punto de ebullición, peso molecular y polaridad) y las propiedades de la superficie del adsorbente (polaridad, tamaño de poro y espaciado) juntos sirven para determinar la calidad de la adsorción. Los siguientes parámetros influyen positivamente en la adsorción física.

- ❖ Incremento de la concentración del adsorbato.
- ❖ Incremento del área del adsorbente.
- ❖ Remoción de los sólidos suspendidos totales antes de la adsorción.
- ❖ Reducción de la temperatura de adsorción.
- ❖ Incremento del tiempo de contacto en la adsorción.
- ❖ Regeneración o remplazo periódicamente del adsorbente gastado.

Cuando moléculas líquidas o gaseosas se adhieren a la superficie del adsorbente por medio de una reacción química y la formación de ligaduras químicas, el fenómeno es llamado adsorción química. En la adsorción química se liberan aproximadamente de 10 a 100 kcal/g-mol, lo cual es mucho más alto que el calor liberado por la fisisorción. En la adsorción química, la cual es menos común que la fisisorción, la regeneración es muy difícil o imposible. Generalmente la quimisorción ocurre sólo a temperaturas mayores a 200°C, cuando la energía de activación está disponible para romper los enlaces químicos.

Actualmente el carbón activado es el adsorbente más ampliamente utilizado. Se clasifica como adsorbente físico y también como un adsorbente no polar, puede ser producido de una gran variedad de materiales carbonosos. Para tener un proceso de adsorción eficiente, son necesarias una eliminación rápida de los compuestos en solución y una gran capacidad para la adsorción. Es decir, en el proceso de adsorción hay dos aspectos que considerar; la cinética y el equilibrio. El primero da una idea del tiempo de contacto necesario entre adsorbente y solución. El segundo, la capacidad adsorbente, que es una medida de la vida útil del carbón activado.

³ libros Carbon Adsorption for Pollution Control y Crittenden, Activated Carbon for Water Treatment,



El mecanismo que limita la velocidad de adsorción es generalmente la resistencia en la película exterior o la difusión intrapartícula, dependiendo de las características hidrodinámicas del sistema. Por otro lado, la posición final del equilibrio depende del tipo de fuerzas de adsorción involucradas. De hecho, la velocidad de adsorción es controlada, en la mayoría de los casos, por la difusión interna, tomando en cuenta el hecho de que existe una velocidad relativa entre el fluido y el sólido, debajo de la cual el mecanismo controlante es la difusión en la partícula externa. El control de la difusión explica el que experimentalmente se observe una dependencia lineal entre la concentración de la solución y la raíz cuadrada del tiempo; así como la dependencia lineal entre la velocidad de adsorción y el recíproco del cuadrado del diámetro de partícula de carbón.

Teóricamente, el tamaño de las partículas no afecta la capacidad de adsorción, únicamente a la velocidad, de tal manera que se espera una dependencia de la velocidad de adsorción y el tamaño de partícula cuando el sistema está alejado del equilibrio.

De acuerdo a estas consideraciones, desde el punto de vista de la eficiencia de adsorción, es mejor utilizar partículas pequeñas. Sin embargo, desde el punto de vista económico, resulta más conveniente utilizar partículas grandes debido al costo de reposición de carbón al utilizar partículas pequeñas.

Adsorción en fase líquida

La adsorción con carbón en la fase líquida se clasifica generalmente como una operación de adsorción del tipo no polar o hidrofóbica. Generalmente es usada para remover contaminantes menos polares de corrientes en su mayor parte polares como el agua.

Los dos diseños básicos para el contacto en la fase líquida usando como adsorbente C.A son el arreglo de columnas empacadas y lecho fluidizado. Los equipos hacen uso de carbón en polvo o granular. El lecho empacado puede usarse como una columna simple o múltiple las cuales pueden operar en serie o en paralelo, o una combinación de ambos.

Adsorción en fase gaseosa

Los sistemas de adsorción con carbón en fase gas pueden clasificarse de varias formas. Una categoría es la de los procesos regenerables y no regenerables. La mayoría de los sistemas industriales son operaciones regenerables que permiten la recuperación del adsorbato y el continuo reuso de carbón activado como adsorbente.

1.2.2 DESCRIPCIÓN DEL EQUILIBRIO DE ADSORCIÓN

Los estudios de equilibrio de adsorción que son definidas a una temperatura constante y llevados isotérmicamente son frecuentemente modelados mediante isotermas de adsorción. Las isotermas para solutos simples se pueden describir por la siguiente función.

$$q = f(c) \quad T = \text{constante} \quad (1)$$

En la cual "q" es la concentración en la fase sólida al equilibrio y usualmente se escribe como la masa de la sustancia adsorbida de la solución por unidad de masa del adsorbente, en muchos casos las unidades son: g/kg o mg/g.



Para evaluar una isoterma de adsorción, el método que se usa es el siguiente. Definiendo una cantidad de adsorbente, m , se añade a diferentes recipientes que contienen una cantidad definida de solución, L , la cual tiene una concentración inicial de adsorbato, C_0 , asumiendo que el proceso de adsorción es responsable de la reducción de concentración en la fase líquida, el balance de masa para todo tiempo es el siguiente.

$$L(C_0 - C) = m(q - q_0) \quad (2)$$

Generalmente el adsorbente al principio de la prueba tiene $q_0 = 0$ por lo cual el balance de masa puede simplificarse bajo estas condiciones.

$$q = L/m(C_0 - C) \quad (3)$$

Esta ecuación relaciona q con C a diferentes tiempos, esta relación se conoce como la línea de operación como lo muestran las figuras siguientes.

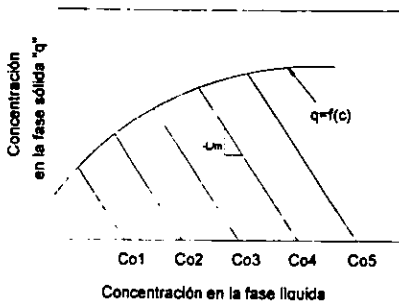


Figura 1.- Isotermas de adsorción
(concentración inicial variable)

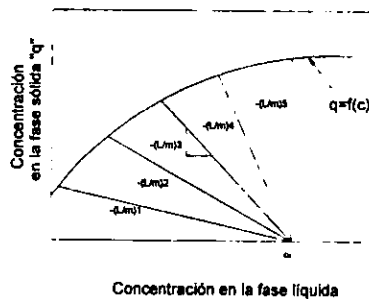


Figura 2.- Isotermas de adsorción
(Concentración inicial constante)

Se requieren varios puntos experimentales para definir la isoterma, los cuales pueden ser obtenidos por dos diferentes métodos.

- b) Añadiendo iguales cantidades de adsorbente ($L/m = \text{constante}$) a la solución con diferentes concentraciones iniciales. Esto se puede lograr por dilución de la solución original como se muestra en la figura 1
- b) Añadiendo a la solución una misma concentración inicial ($C_0 = \text{constante}$) diferentes cantidades de adsorbente como se muestra en la figura 2.

Ambos métodos dan como resultado isotermas iguales para una sola sustancia. Sin embargo, para mezclas de sustancias, la isoterma depende de la metodología experimental y del método.



Se han propuesto diferentes ecuaciones algunas basadas en datos empíricos y otras en modelos físico químicos o termodinámicos. Los mejores modelos para describir las soluciones acuosas son los siguientes:

1.2.3 ISOTERMA DE LANGMUIR.

Esta ecuación fue originalmente desarrollada para describir la adsorción de gases sobre superficies sólidas (Langmuir, 1918). Este modelo fue desarrollado con base en principios termodinámicos y de cinética simple.

$$r_{ads} = K_1(q_m - q)C \quad (4)$$

$$r_{des} = K_2q \quad (5)$$

En estas ecuaciones, r describe la velocidad de la reacción de adsorción o desorción; q_m es la concentración máxima en la fase sólida la cual puede ser alcanzada por adsorción; K_1 y K_2 son las constantes de velocidad. De acuerdo con la ecuación (1), la velocidad de adsorción, r_{ads} , depende de la adsorción de sitios libres y de la concentración en la solución, mientras que la ecuación 2 la velocidad de r_{des} , depende sólo de la desorción de sitios ocupados. En el equilibrio la velocidad de adsorción y desorción son iguales.

$$K_2q = K_1(q_m - q)C \quad (6)$$

Definiendo b como K_2/K_1 y reorganizando la ecuación se obtiene la siguiente ecuación para isoterma de Langmuir.

$$q = q_m(C/b + C) \quad (7)$$

Como sólo los sitios vacíos pueden ser usados para la adsorción, q_m es una capa de espesor monomolecular sobre la superficie del adsorbente. Para cada combinación adsorbente/adsorbato q_m es única, y más o menos independiente de la temperatura. En contraste, la constante b , depende de la temperatura como un tipo de interacción entre el adsorbato y adsorbente.

Las dos constantes de la ecuación para la isoterma de Langmuir se pueden calcular a partir de datos experimentales, aplicando un método de regresión no lineal, ó, si los resultados de la prueba se grafican de una manera apropiada por regresión lineal o determinación gráfica. La siguiente forma modificada de la ecuación (6) se usa para estos propósitos.

$$q = q_m K_L C / (1 + K_L C) \quad (8)$$



La ecuación (8) se puede transformar en una función lineal de dos formas.

$$1/q = 1/q_m + 1/q_m K_L 1/C \quad (9)$$

$$C/q = 1/q_m K_L + 1/q_m C \quad (10)$$

De acuerdo con la ecuación (9), si se representa $1/q$ vs $1/C$, entonces la constante, K_L y q_m se obtienen de la pendiente y la intersección de la línea recta. Cuando el intervalo de los datos experimentales es pequeño, las dos ecuaciones (9) y (10) se pueden usar indistintamente obteniendo los mismos resultados de las isothermas, porque ambas ecuaciones dan los mismos resultados, sin embargo, si el intervalo de concentraciones usadas es muy grande, entonces se pueden obtener resultados diferentes.

1.2.3 ISOTERMA DE FREUNDLICH

Freundlich (1906) propuso la siguiente ecuación para describir isothermas de adsorción

$$q = K_F C^n \quad (11)$$

K_F = constante de Freundlich

n = exponente de Freundlich

Estos dos parámetros de la isoterma pueden ser determinados de una manera simple por regresión lineal de C y q ó regresión lineal de $\log C$ y $\log q$, para ello la ecuación (11) se transforma en la siguiente expresión

$$\ln q = \ln K_F + n \ln C \quad (12)$$

La pendiente de $\log C$ vs $\log q$ es igual al exponente, n , y la ordenada al origen igual a la constante de Freundlich, K_F .

En la mayoría de los casos, esta ecuación empírica es mejor que la ecuación de Langmuir para describir la adsorción en la fase acuosa. Adamson (1967) demostró que la ecuación de Freundlich puede ser derivada de la isoterma de Langmuir, si se asume un decremento del logaritmo de la entalpia de adsorción diferencial con el incremento de la concentración en la fase sólida.

La isoterma de Freundlich, esta basada en un cambio logarítmico de la entalpia de adsorción con la concentración

$$\Delta H = RT \ln b^*/C \quad (13) \quad \text{en donde } b^* \text{ se puede calcular de:}$$



En contraste con la isoterma de Langmuir, la isoterma de Freundlich no cambia a una isoterma lineal en rangos de concentraciones residuales bajos y, no existe una carga máxima a concentraciones altas.

1.2.4 ISOTERMA DE RADKE Y PRAUSNITZ (1972)

Radke y Prausnitz (1972) desarrollaron una ecuación isotérmica con base en consideraciones termodinámicas, la cual presenta tres parámetros ajustables.

$$q = abc^{\beta} / (a + bc^{\beta-1}) \quad \beta < 1 \quad (14)$$

La forma recíproca de la ecuación (16) esta dada por la siguiente ecuación

$$1/q = 1/ac + 1/bc^{\beta} \quad (15)$$

La ecuación (16) se reduce a una isoterma lineal para bajas concentraciones. Para altas concentraciones, la ecuación (16) se reduce a la isoterma de Freundlich.

Para obtener la constante, a , se usa la siguiente ecuación transformada.

$$c/q = 1/a + 1/b \cdot c^{1-\beta} \quad (16)$$

Representando c/q vs $c^{1-\beta}$, se obtiene una línea recta cuya intersección es $1/a$ y pendiente $1/b$.

1.2.6 ISOTERMA DE MYERS (1978)

Myers (1978) propuso la siguiente ecuación para describir el calor isostérico de adsorción, Q_{iso} , como una función de la concentración en fase sólida

$$Q_{iso} - Q_{iso}^0 = -Cq^p \quad (17)$$

$$C = -RT^2 dx/dt \quad (18)$$

$$Q_{iso}^0 = -RT^2 d \ln H / dT \quad (19)$$

Donde Q_{iso}^0 es el calor isostérico de adsorción para la concentración cero (o inicial) en la fase sólida, p es una constante y H y K dependen de la temperatura. El calor isostérico de adsorción es el cambio de entalpía que corresponde a una concentración constante de la fase sólida. Myers demostró que la isoterma de adsorción correspondiente tiene la siguiente forma.

$$C = q / H \exp (K q^p) \quad (20)$$

Aunque es muy difícil calcular "q" a partir de la ecuación (20), ésta es aplicada a la teoría de la solución ideal adsorbida para derivar isotermas de multicomponentes.



1.2.7 TEORÍA DEL POTENCIAL DE POLANYI

La teoría del potencial de Polanyi (Polanyi, 1916) ha sido usada para correlacionar las isotermas de adsorción de gases y mezcla de vapores, y de solutos usando solventes diferentes al agua. Además se ha logrado correlacionar la adsorción en fase acuosa de alcoholes, aldehídos y, cetonas usando la teoría de Polanyi.

La teoría del potencial de Polanyi considera la región cerca de la superficie como una energía potencial causada por fuerzas de Van der Waals. La energía potencial neta a un punto arriba de la superficie, ϵ , es igual al trabajo o energía libre necesaria para remover una molécula del espacio de adsorción para la mayoría de la solución, asumiendo como una condición de adsorción una solución saturada, si el desplazamiento del fluido adsorbido es ignorado, se obtiene la siguiente ecuación par ϵ (Polanyi, 1916).

$$\epsilon = RT \ln(C_s/C) \quad (21)$$

En la cual C_s es la solubilidad del soluto, o la saturación de concentración del adsorbato. El término de la derecha es la energía libre requerida para condensar una mol de adsorbato en solución para una fase sólida o líquida.

El volumen adsorbido es igual al volumen bajo la superficie equipotencial con este valor de energía libre. Esto pretende que el volumen adsorbido es una función de $RT \ln(C_s/C)$ para un adsorbato y adsorbente dado. Observaciones empíricas posteriores sugieren que para un adsorbente dado, la energía potencial para una variedad de adsorbatos es proporcional al volumen molar del adsorbato V . Cuando se representa gráficamente el volumen adsorbido (T/V) vs (C_s/C) aparece una curva de correlación y puede ser usada para caracterizar un adsorbente simple para una variedad de adsorbatos.

1.2.8 CINÉTICAS DE ADSORCIÓN ²¹

Aunque las leyes termodinámicas especifican un estado de equilibrio entre adsorbente y adsorbato, la remoción de compuestos en tratamiento de aguas, frecuentemente está determinada por la velocidad de adsorción durante el contacto con un adsorbente. El proceso de adsorción se puede describir como una serie de etapas secuenciales:

1. La primera etapa es el transporte del soluto de la solución a la superficie externa del adsorbente.
2. La segunda etapa es el transporte del soluto a través de la capa límite a la superficie externa de la partícula del adsorbente. La difusión molecular controla el transporte a través de la película o capa límite.
2. La tercera etapa es la difusión del soluto dentro de los poros del exterior de la partícula hasta el interior de la partícula. Similarmente el soluto puede ser transportado a lo largo de las paredes de los poros superficiales. La difusión molecular controla la velocidad de difusión interna
4. La etapa final es el enlazamiento físico o químico del adsorbato a la superficie interna del adsorbato (adsorción). La velocidad de esta etapa está controlada por la cinética química a escala molecular.



Las cuatro etapas consecutivas pueden presentar resistencias. En muchos casos, la resistencia de una de las etapas es mucho más grande que otra, y para muchos propósitos las otras resistencias pueden ser despreciables. Cuando la etapa controlante se conoce, la cinética de adsorción se puede simplificar y caracterizar con respecto a la dependencia en parámetros de operación como son temperatura, concentración.

En tratamiento de aguas las etapas de la mayoría de los transportes y enlaces químicos y físicos son generalmente rápidos, y la velocidad de adsorción total es controlada por difusión de película o difusión de poro o ambas, la velocidad de transferencia de masa por unidad de área a través de una película por difusión turbulenta se puede expresar como:

$$N_A = K_f (C_{A1} - C_A) \quad (22)$$

Donde K_f es el coeficiente de transferencia de masa local a través de la película, C_A es la concentración del adsorbato fuera de la película, y C_{A1} es la concentración del adsorbato en el interior de la interface de la película, asumiendo que debe estar en equilibrio con la superficie del adsorbente.

El coeficiente de transferencia de masa está relacionado con el adsorbente y el adsorbato y pueden ser determinados experimentalmente, o por película de difusión externa, la cual puede ser estimada con modelos.

1.2.9 MECANISMOS DE ADSORCIÓN

La adsorción de sustancias dentro de adsorbentes se lleva a cabo debido a que existen fuerzas que atraen al adsorbato en la solución a la superficie del sólido, alternativamente, uno puede ver esta termodinámica como un caso donde el adsorbato tiene una energía libre más pequeña en la superficie que en solución. Durante el equilibrio (o mientras se alcanza el equilibrio) el adsorbato es conducido dentro de la superficie a un estado de baja energía. La fuerzas específicas o mecanismos por el cual el adsorbato es atraído desde la solución hasta interface sólida puede ser física o química.

Adsorción física

Las fuerzas electrostáticas son las principales bases físicas que describen las interacciones entre moléculas de adsorbente y adsorbato. Otras interacciones físicas entre las moléculas, basadas en las fuerzas electrostáticas, incluyen interacción dipolo-dipolo, interacciones de dispersión y puentes de hidrógeno.

21 Montgomery, Water Treatment Principles and Design.



Una molécula como se ha dicho tiene un momento dipolar cuando hay una separación neta de cargas negativas y positivas en su interior. Moléculas como el H_2O y el NH_3 tienen dipolos permanentes debido a la configuración de átomos y electrones dentro de ellas. Estos compuestos son polares. Cuando dos dipolos están cerca, estos tienden a orientar sus cargas para bajar su energía libre combinada: las cargas negativas de una tienden a aprovechar las cargas positivas de otra. Cuando las fuerzas electrostáticas entre las cargas de dos moléculas se suman, la interacción neta dipolo-dipolo es una atracción entre las dos. Moléculas polares tienden a atraerse una con otra.

Los puentes de hidrógeno es un caso especial de la interacción dipolo-dipolo en el que el átomo de hidrogeno en una molécula tiene una carga parcial positiva y atrae a un átomo de otra molécula que tiene una carga parcial negativa.

Cuando hay dos moléculas neutras que carecen de dipolos permanentes. Se induce una polarización débil en cada una de ellas porque la mecánica cuántica interacciona entre sus cargas. El efecto neto es una alteración débil entre las moléculas, conocido como la interacción de dispersión de fuerzas de London- Van der Waals.

En tratamiento de aguas muchas veces hay interés en la adsorción de un adsorbato orgánico de un solvente polar (agua) dentro de un adsorbente no polar (CA). En general, la atracción entre un adsorbato y solvente polar es menos estabilizado por dipolo-dipolo o puentes de hidrógeno al agua. Por eso compuestos no polares se adsorben más fácilmente en adsorbentes no polares. Esto es conocido como enlace hidrofóbico.

Los compuestos hidrofóbicos se adsorben más fuertemente en carbón, por ejemplo la adsorción de ácidos grasos de una solución acuosa.

1.2.10 FACTORES QUE INFLUYEN EN EL PROCESO DE ADSORCIÓN ¹⁰

En la realidad, no es posible predecir como va a actuar el carbón en el tratamiento de un líquido dado, o las condiciones bajo las cuales el carbón tendrá su mayor eficiencia, debido a esto, es necesario llevar a cabo pruebas de laboratorio para determinar:

- Qué tanto se puede remover componentes o adsorbato.
- dosis de carbón, o g carbón/g de líquido.
- Cantidad de carbón requerido para remover eficientemente compuestos organicos.
- Efecto del flujo y tiempo de contacto superficial en el funcionamiento con carbón.
- Tipo de sistema a instalar, esto es, lecho empacado o lecho fluidizado, simple, en serie, o en paralelo.
- Efectos de la temperatura y/o el pH en la capacidad de adsorción.

Una investigación de laboratorio completa puede generalmente consistir de dos partes, isotermas preliminares, estas pruebas se suelen llevar a cabo para demostrar la factibilidad del tratamiento con carbón activado granular, y pruebas en columnas a nivel laboratorio, que se llevan a cabo para obtener datos que son usados para el diseño a escala de planta. Las columnas para pruebas relacionadas con el agua, pueden tomar varios meses, y para columnas en tratamiento de sustancias químicas se pueden terminar en menos de un mes.

La adsorción en carbón activado se ve afectada por diversas propiedades tanto del carbón como del adsorbato, así como condiciones del gas o del líquido en el que se lleva cabo este fenómeno.



a) *Propiedades relacionadas con el tipo de C.A*

- *Tamaño de poro*: La adsorción aumenta cuando el diámetro de los poros predominantes está entre una y cinco veces el diámetro del adsorbato.
- *Grupos funcionales*: Diferencias en la química superficial y en los constituyentes de las cenizas pueden afectar la adsorción, especialmente en la fase líquida.
- *Tamaño de partícula*: El tamaño de partícula afecta directamente a la velocidad de adsorción y a la caída de presión de los fluidos tratados.

b) *Propiedades relacionadas con el adsorbato*

Antes de mencionarlas, hay que mencionar que en general todo tipo de molécula orgánica se adsorbe bien en CA. No así los inorgánicos, excepto como los molibdatos, los cianuros de oro, el dicianuro de cobre, el cloruro de mercurio, el yodo y las sales de plata, entre otros.

- La adsorción de orgánicos es más fuerte al aumentar su peso molecular, mientras el tamaño de la molécula no rebase el del poro.
- Las moléculas orgánicas no polares se adsorben con mayor fuerza que las polares.
- Las moléculas orgánicas ramificadas se adsorben con mayor fuerza que las lineales.
- La mayoría de las moléculas orgánicas que tienen ligados átomos de cloro, bromo o yodo se adsorben con mayor fuerza.
- La adsorción en fase líquida aumenta al disminuir la solubilidad del adsorbato.

c) *Propiedades relacionadas con el líquido que rodea el CA*

- Generalmente aumenta la adsorción al disminuir el pH
- A mayor temperatura la capacidad de adsorción disminuye
- Compuestos orgánicos con moléculas pequeñas son más fácilmente adsorbibles



1.3 MÉTODOS DE REGENERACIÓN⁸

En aplicaciones normales, el carbón activado acumula gradualmente las especies químicas removidas de las corrientes de líquido o vapor. Esto provoca la disminución en su capacidad para remover los químicos de la corriente. Eventualmente la capacidad de adsorción del carbón es consumida y, es entonces cuando el carbón se considera agotado. En esta fase el carbón, debe ser reemplazado o regenerado para restaurar su capacidad adsorbente. El principal mecanismo por el cual se retienen contaminantes orgánicos en la superficie del C.A es el de adsorción física y, como tal, es reversible. La teoría de adsorción señala que al cambiar las condiciones en las que se encuentra el carbón, se podrá lograr la desorción o desprendimiento de los adsorbatos retenidos, dejando libre su superficie.

La desorción, sin embargo, puede ser muy lenta y puede no llegar a restablecer toda o casi toda la capacidad original del carbón. Por otra parte, la quimisorción implica una reacción química, por lo que las moléculas retenidas por este otro mecanismo se desprenderán con estructuras moleculares completamente distintas de aquella que tenía el adsorbato originalmente. Las moléculas inorgánicas que no han sido adsorbidas, pero que sí precipitan y se depositan en la superficie del carbón, su eliminación no puede realizarse mediante métodos de desorción de moléculas adsorbidas físicamente.

Afortunadamente, la estructura grafitica del C.A principalmente el granular, hace que este sólido sea muy estable bajo condiciones muy distintas. Resiste temperaturas elevadas, así como cambios bruscos de presión, no se ve afectado por ácidos, álcalis ni muy diversos solventes, aunque reacciona con oxidantes fuertes. Basados en estas propiedades, existen métodos llamados de regeneración, con los que pueden eliminarse adsorbatos de diversa naturaleza y sustancias orgánicas e inorgánicas depositadas en la superficie del carbón. Dependiendo del adsorbato o del contaminante en cuestión, habrá que elegir el método adecuado.

Mientras más duro es un carbón, menor porcentaje de éste se pierde a lo largo del ciclo de reactivación, ya que resiste mejor los esfuerzos mecánicos a los que se somete, empezando por el manejo y transporte del mismo.

El proceso de adsorción del carbón puede estudiarse en dos ciclos: la adsorción de contaminantes de la corriente de desecho hacia el carbón y desorción de los contaminantes fuera del carbón.

Durante la adsorción, los contaminantes son transferidos de la corriente a tratar (líquida o gaseosa) hacia la superficie del carbón, específicamente hacia los poros internos del carbón.

El ciclo de desorción consiste en invertir el proceso de adsorción. Esto es, remover los adsorbatos de los poros del carbón. El proceso de regeneración consiste en alterar las condiciones del carbón para liberar los contaminantes.

⁸ Hugs S. McLaughlin, Regenerate activated Carbon Using organic Solvents, Chemical Engineering Progress., Julio 1995
El carbón activado granular en el tratamiento del agua, German Grosz Cruzado, 1997



La capacidad de adsorción que se recupera del carbón activado, la cantidad de adsorbatos removidos y sin remover, y el grado de deterioro del carbón activado residual varía según el método de regeneración empleado. Dependiendo del material adsorbido, pueden variar considerablemente las condiciones para removerlos así como el impacto de la remoción en las condiciones del carbón activado original.

1.3.1 REGENERACIÓN CON VAPOR DE AGUA.

Consiste en hacer circular vapor a través de la cama de carbón, sin permitir que éste se condense, como en el caso de la sanitización con vapor. De esta manera, se desorben moléculas orgánicas con una volatilidad menor o aproximadamente igual a la del agua y que habían sido retenidas por adsorción física.

Es un método muy utilizado para recuperar solventes de carbones que los adsorbieron de una corriente de aire, ya que las moléculas desprendidas mantienen su estructura original. El carbón en este método se somete a ciclos alternativos de adsorción-desorción. En el primero, se retiene el solvente hasta que el carbón se satura. En el segundo, desorbe el solvente y la mezcla de éste y el vapor de agua se separa por decantación o destilación.

En el caso de tratamiento de agua, la reactivación con vapor puede ser práctica cuando el contaminante consiste básicamente en olor o en compuestos de bajo peso molecular y, por lo tanto, volátiles. No es un método eficaz para el caso de carbón que se ha utilizado para decolorar, ya que la mayoría de los óxidos superficiales generados en dicho proceso están fuertemente ligados.

Mientras mayor sea la presión de vapor utilizado, mayor será su temperatura y, por lo tanto, será capaz de desorber compuestos más pesados. La máxima presión a la que se maneja el vapor de una manera práctica es de 8 kg/cm² (absoluta) a la que le corresponde una temperatura de cerca de 170 °C.

1.3.2 REGENERACIÓN CON GAS INERTE

Es similar a la regeneración con vapor ya que ambos regeneran al carbón por calentamiento eliminando contaminantes de la superficie del carbón. La elección del vapor o gas inerte (comúnmente nitrógeno), depende de que tan miscible es el adsorbato en agua. El vapor generalmente se usa para cuando el adsorbato es relativamente inmisible en agua, como el tolueno y solventes clorados. Esto permite la separación de los compuestos recuperados del vapor condensado. Si el vapor se usa para compuestos miscibles en agua, la recuperación del fluido desorbido requiere de un proceso de destilación, lo cual incrementa los equipos y energía requeridos para el proceso.

Alternativamente, el gas inerte caliente se puede usar en los casos en los que el adsorbato es miscible en agua, como en el caso de la acetona y metanol. Usando un gas inerte en esas aplicaciones, la purificación del fluido desorbido se facilita. En lugar de la destilación, la corriente de vapor simplemente se enfría hasta que el adsorbato se condense. Desgraciadamente, la sustitución de un gas inerte caliente por vapor eleva los costos tanto de los equipos como de operación debido a que se requieren temperaturas bajas para lograr la condensación.



1.3.3 REGENERACIÓN TÉRMICA

Es el método más utilizado, ya que elimina prácticamente todos los contaminantes orgánicos retenidos por adsorción física o química. También remueve algunos compuestos inorgánicos y destruye óxidos y grupos superficiales. Por lo tanto, reactiva carbones utilizados en decoloración o en la eliminación de cloraminas, permanganato de potasio, ozono y otros agentes oxidantes.

1.3.4 REGENERACIÓN CON ÁCIDO

Cuando las partículas de un carbón presentan un color entre blanco y gris claro, lo más probable es que se encuentran envenenadas o bloqueadas con carbonato o con hidróxido de calcio. En estos casos, la reactivación térmica no logra eliminar dichos compuestos; en cambio, un lavado en una solución ácida sí lo hace.

Se puede utilizar cualquier tipo de ácido fuerte, pero el clorhídrico es el más común. Se prepara la solución de alrededor de 5 por ciento en peso y el carbón se inunda en ésta. El proceso de disolución de las sales de calcio es lento.

El tiempo exacto varía dependiendo de que tan impregnado se encuentre el carbón, pero puede estar entre 10 y 40 horas. Para lograr mayor rapidez, se calienta la solución a 60-70 °C y se mantiene el proceso en agitación, con esto, el tiempo puede reducirse.

Una vez terminada la reactivación, el carbón debe haber recobrado su color negro. Esto no se nota mientras el carbón se encuentra húmedo, por lo que debe tomarse una pequeña muestra y secarla con el mechero.

1.3.5 REGENERACIÓN MEDIANTE LA MODIFICACIÓN DEL PH EN SOLUCIÓN ACUOSA

Cuando la capacidad de retención de un adsorbato específico depende del valor del pH, puede aprovecharse esta condición para desorberlo, regenerando así al carbón. Por ejemplo, el fenol se adsorbe en cantidades relativamente altas a valores de pH bajos y ocurre todo lo contrario a valores de pH altos. Así, si el C.A saturado con este compuesto se lava con una solución al 4 por ciento de sosa, es posible disolver un gran porcentaje del mismo.

Este método sólo se aplica en procesos muy específicos en los que el carbón a adsorbido un solo compuesto como el fenol.

1.3.6 REGENERACIÓN BIOLÓGICA

La reactivación biológica del C.A sucede en el tratamiento de agua, ya que como se ha descrito, las bacterias que se desarrollan en la superficie del carbón se alimentan de la materia biodegradable adsorbida. Este beneficio también puede lograrse en el carbón activado una vez que éste se ha retirado del proceso de adsorción. Para lograrlo, el carbón se coloca en una columna por la que se recircula una solución aireada y rica en nutrientes en un principio, a modo de lecho expandido.

Este método ha encontrado aplicación en el ramo de tratamiento de aguas residuales, logrando 80 por ciento de regeneración en 96 horas. Sin embargo, hasta el momento su uso no es frecuente.



1.4 EFLUENTES LÍQUIDOS CONTAMINANTES ¹⁵

1.4.1 LIXIVIADOS

Los lixiviados son corrientes líquidas producto de la interacción del agua y otros escurrimientos que pasan a través de los desechos sólidos que se encuentran confinados en rellenos sanitarios. Una de las características principales que los distinguen de otras descargas contaminantes es su complejidad. En los lixiviados es posible encontrar compuestos persistentes y recalcitrantes (p.ej. Plaguicidas e hidrocarburos clorados), metales pesados, entre otros considerados como residuos peligrosos. Estos contaminantes son susceptibles de migrar o ser transferidos a diferentes fuentes hidrológicas (acuíferos, corrientes superficiales, lagos o mares), aire y suelos, convirtiéndose así en una fuente importante de contaminación.

Los componentes del lixiviado contienen líquidos y porciones de residuos sólidos o subproductos que son disueltos por estos lixiviados. El agua es el disolvente universal, cualquier cosa que entra en contacto con el agua puede ser disuelta en algún grado. Muchos componentes de los residuos sólidos son orgánicos y son fácilmente lixiviados, algunos metales toman mucho tiempo pero aún se lixivian. Los dos elementos básicos que se necesitan para generar lixiviados en un relleno sanitario son los residuos sólidos y agua.

Características de los lixiviados.

Las características de los residuos sólidos determinan las características de los lixiviados, establecen el pH del lixiviado y la composición del lixiviado está basada en las interacciones complejas de estos materiales. Los lixiviados contienen orgánicos disueltos, materiales inorgánicos, materiales suspendidos y microorganismos. La concentración del lixiviado y sus componentes dependen de la edad del relleno, en la tabla 2 se muestra el rango de los componentes y concentraciones de los materiales encontrados en algunos lixiviados.

15.- Ma. Teresa Orta., Ignacio Monje., Isaac Sánchez, " Tratamiento de lixiviados Peligrosos" Instituto de Ingeniería, U.N.A.M. Eddy Lemus Vásquez, Tesis Profesional, Maestría Ingeniería Ambiental, IPN, 1992, pp 58



Tabla 2: Características de los lixiviados jóvenes.

Parámetro	Rango mg/L	Valores típicos
DBO ₅	2,000 – 30,000	10,000
COT	1,500 – 20,000	6,000
DQO	3,000 – 45,000	18,000
Sólidos totales suspendidos	200- 1,000	500
Nitrógeno Orgánico	10 – 600	200
Nitrógeno Amoniacal	10 – 800	200
Nitratos	5 –40	25
Fosforo total	1 – 70	30
Ortofosfatos	1 - 50	20
Alcalinidad como CaCO ₃	1,000 – 10,000	3,000
pH	5.3 – 8.5	6
Dureza Total Como CaCO ₃	300 – 10,000	3,500
Calcio	200 – 3,000	1,000
Magnesio	50 –1,500	250
Potasio	200 – 2,000	300
Sodio	200 – 2,000	500
Cloro	100 – 3,000	500
Sulfatos	100 –1,5000	300
Hierro Total	50 – 600	60

Fuente: G. Tchobanoglous, H.Theisen,R.Eilassen, "Desechos sólidos ",
CIDINT, Venezuela

Contaminación por lixiviados

Lo más importante que concierne a los lixiviados, es que pueden emigrar fuera de la vecindad del relleno y contaminar las aguas subterráneas. La contaminación de las aguas superficiales es visible cuando el lixiviado fluye sobre la tierra por una corriente o zanja. La contaminación del agua subterránea es más preocupante que la contaminación del agua superficial, ya que las aguas subterráneas se mueven muy lentamente y tienen muy limitada su capacidad de autopurificación.

Muchas de las poblaciones de este país, dependen de las aguas subterráneas, porque es la única fuente de abastecimiento. La contaminación de esta agua, afecta el uso doméstico, a la agricultura y al uso industrial.



En un cuerpo de agua que ha sido contaminado con lixiviados pueden presentarse los siguientes desequilibrios:

- Agotamiento de oxígeno disuelto.
- Propicia la proliferación de bacterias y virus.
- Incrementa el contenido de metales, cloruros, sulfatos, bicarbonatos, etc.
- Enriquecimiento de nutrientes (nitrógeno y fósforo)
- Deterioro de la calidad de vida, debido a las sustancias peligrosas que podrían entrar en la cadena alimenticia y afectar a la salud humana.

Por otro lado, debe de considerarse que existen algunos otros factores que afectan la calidad de los lixiviados, como los que se indican a continuación.

- Los sólidos no degradables o poco degradables (concreto, hierro, y vidrio) pueden producir un lixiviado débil.
- Las sustancias tóxicas y peligrosas pueden producir un lixiviado con las mismas características originales.

El tipo de residuo depositado, influye directamente en la composición del lixiviado generado. Las características del lixiviado pueden cambiar a través del tiempo, debido a la calidad y cantidad del agua que lixivia a través del relleno.

El agua es un factor que debe ser considerado en la determinación de la cantidad de lixiviado que podría generarse en un relleno.

Residuos sólidos.- Los residuos sólidos no son secos, contienen un promedio de 40% de humedad, que contribuye a aumentar la cantidad de agua del relleno. En algunos casos el agua queda atrapada en recipientes como latas y llegan incrementar el contenido de humedad de los residuos, algunos rellenos aceptan desechos líquidos y todos.

- **Humedad del suelo.-** La humedad del suelo varía con las estaciones climatológicas. Las diferentes texturas del suelo pueden afectar la cantidad del agua presente y su control es difícil. Si el suelo y los residuos están saturados al momento de su disposición, se puede anticipar la producción de lixiviado
- **Aguas subterráneas.-** La generación de lixiviados por contacto con el agua subterránea ocurre por:
 - ❖ Disposición de residuos en el agua subterránea
 - ❖ Disposición de residuos en áreas saturadas de agua, especialmente en la época de lluvias.
 - ❖ Disposición de residuos en áreas donde el nivel freático está al nivel del suelo.

Lo anterior demanda un eminente cuidado tanto en su control como en su tratamiento. En este último caso, la información existente en la literatura refleja una aplicación muy importante de los procesos convencionales utilizados en el tratamiento de aguas residuales: los procesos biológicos (aerobios y anaerobios), los métodos de tratamiento físico y químicos así como la combinación de éstos.



En algunos casos es común la aplicación de un tratamiento único (cualquiera de los antes mencionados), el cual está dirigido principalmente hacia la eliminación de un compuesto o fracción contaminante en particular.

Los criterios de selección de los métodos cuando se aplican el tratamiento de lixiviados son: la edad, tipo y cantidad de carga orgánica presente en el lixiviado, pH, cantidad de sólidos presentes, metales pesados; flujo de lixiviado producido, calidad final del efluente que se requiera y sitio de descarga, así como la factibilidad técnica y económica como en todo proceso de tratamiento.

1.4.2 AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES ²⁰

Toda comunidad genera residuos tanto sólidos como líquidos. La fracción líquida de los mismos —aguas residuales— es esencialmente el agua que se desprende la comunidad una vez ha sido contaminada durante los diferentes usos para los cuales ha sido empleada. Desde el punto de vista de las fuentes de generación, podemos definir el agua residual como la combinación de los residuos líquidos, o aguas portadoras de residuos, procedentes tanto de residencias como de instituciones públicas y establecimientos industriales y comerciales, a los que pueden agregarse, eventualmente, aguas subterráneas, superficiales y pluviales.

Si se permite la acumulación y estancamiento de agua residual, la descomposición de la materia orgánica que contiene puede conducir a la generación de grandes cantidades de gases malolientes. A este hecho cabe añadir la frecuente presencia en el agua residual bruta, de numerosos microorganismos patógenos y causantes de enfermedades que habitan en el aparato intestinal humano o que pueden estar presentes en ciertos residuos industriales. También suele contener nutrientes, que pueden estimular el crecimiento de plantas acuáticas, y puede incluir también compuestos tóxicos. Es por todo ello que la evacuación inmediata y sin molestias del agua residual de sus fuentes de generación, seguida de su tratamiento y eliminación, es no sólo deseable sino también necesaria en toda sociedad industrializada.

Dependiendo de los contaminantes que tenga el agua residual será el tratamiento a aplicar. En la actualidad, las operaciones y procesos unitarios se agrupan entre sí para constituir los así llamados tratamiento primario, secundario y terciario.

El tratamiento primario contempla el uso de operaciones físicas como la sedimentación y el desbaste para la eliminación de los sólidos sedimentables y flotantes presentes en el agua residual. En el tratamiento secundario son procesos biológicos y químicos los que se emplean para eliminar la mayor parte de la materia orgánica. En el tratamiento terciario se emplean combinaciones adicionales de los procesos y operaciones unitarias con el fin de eliminar otros componentes, tales como el nitrógeno y el fósforo, cuya reducción con el tratamiento secundario no es significativa.

²⁰ Metcalf & Eddy(1991), ingeniería de aguas residuales tomo 1 Tratamiento vertido y reutilización.



Características de las aguas residuales

Las aguas residuales se caracterizan por su composición física, química y biológica. La siguiente tabla 3 muestra las principales propiedades físicas de agua residual así como sus principales constituyentes químicos y biológicos, y su procedencia:

Tabla 3

Características físicas, químicas y biológicas del agua residual y sus propiedades

Características	Procedencia
Propiedades físicas	
Color	Aguas residuales domésticas e industriales, degradación natural de materia orgánica
Olor	Agua residual en descomposición, residuos industriales
Sólidos	Agua de suministro, aguas residuales domésticas e industriales, erosión del suelo, infiltración y conexiones incontroladas
Temperatura	Aguas residuales domésticas e industriales
Constituyentes químicos	
Orgánicos	
Carbohidratos	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales
Grasas animales, aceites, y grasa	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales
Plaguicidas	Residuos agrícolas
Fenoles	Vertidos industriales
Proteínas	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales
Contaminantes prioritarios	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales
Agentes tensoactivos	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales
Compuestos orgánicos volátiles	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales
Otros	Degradación natural de materia orgánica
Inorgánicos	
Alcalinidad	Aguas residuales domésticas, agua de suministro, infiltración de agua subterránea
Cloruros	Aguas residuales domésticas, agua de suministro, infiltración de aguas subterráneas
Metales pesados	Vertidos industriales
Nitrógeno	Residuos agrícolas y aguas residuales domésticas
pH	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales
Fósforo	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales; aguas de escorrentía
Contaminantes prioritarios	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales
Azufre	Aguas de suministro; aguas residuales domésticas, comerciales e industriales
Gases:	
Sulfuro de hidrógeno	Descomposición de residuos domésticos
Metano	Descomposición de residuos domésticos
Oxígeno	Agua de suministro; infiltración de agua superficial
Constituyentes biológicos	
plantas	Cursos de agua y plantas de tratamiento
protistas	Cursos de agua y plantas de tratamiento
eubacterias	Aguas residuales domésticas, infiltración de agua superficial, plantas de tratamiento
arqueobacterias	Aguas residuales domésticas, infiltración de agua superficial, plantas de tratamiento
virus	Aguas residuales domésticas

Fuente: Metcalf & Eddy(1991), Ingeniería de aguas residuales tomo 1 Tratamiento vertido y reutilización, pp. 54



Constituyentes del agua residual.

La tabla 4 presenta datos típicos de los constituyentes encontrados en el agua residual doméstica. En función de las concentraciones de estos constituyentes, podemos clasificar el agua residual como concentrada, media o débil. Tanto los constituyentes como sus concentraciones presentan variaciones en función de la hora del día, el día de la semana, el mes del año y otras condiciones locales. Por ello, los datos de la tabla 4 pretenden solamente servir de guía, y no como base de proyecto.

Tabla 4: Composición típica del agua residual doméstica bruta

contaminantes	unidades	Débil	Media	Fuerte
Sólidos totales (ST)	mg/L	350	720	1.200
Disueltos, totales (SDT)	mg/L	250	500	850
Fijos	mg/L	145	300	525
Volátiles	mg/L	105	200	325
Sólidos en suspensión (SS)	mg/L	100	220	350
Fijos	mg/L	20	55	75
volátiles	mg/L	80	165	275
Sólidos sedimentables	mg/L	5	10	20
Demanda bioquímica de oxígeno, mg/L: 5 días, 20 °C (DBO ₅ , 20 °C)	mg/L	110	220	400
Carbono orgánico total(COT)	mg/L	80	160	290
Demanda química de oxígeno(DQO)	mg/L	250	500	1.000
Nitrógeno (total en la forma de N)	mg/L	20	40	85
Orgánicos	mg/L	8	15	35
Amoniaco libre	mg/L	12	25	50
Nitritos	mg/L	0	0	0
Nitratos	mg/L	0	0	0
Fósforo (total en la forma P)	mg/L	4	8	15
Orgánicos	mg/L	1	3	5
Inorgánicos	mg/L	3	5	10
Cloruros	mg/L	30	50	100
Sulfatos	mg/L	20	30	50
Alcalinidad (como CaCO ₃)	mg/L	50	100	200
Grasa	mg/L	50	100	150
Coliformes totales	nº./100 ml	10 ⁶ -10 ⁷	10 ⁷ -10 ⁸	10 ⁷ -10 ⁸
Compuestos orgánicos volátiles (COVs)	µL	<100	100-400	>400

Fuente: Metcalf & Eddy (1991), Ingeniería de aguas residuales tomo 1 Tratamiento vertido y reutilización, pp. 125



CAPITULO 2

“ESTUDIO EXPERIMENTAL”



CAPITULO 2

ESTUDIO EXPERIMENTAL

En este capítulo se presenta la metodología experimental utilizada en las pruebas de adsorción en reactor batch, usando carbón activado como adsorbente.

El objetivo de este estudio es determinar la viabilidad técnico-económica para aplicar el proceso de adsorción en el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios y de aguas residuales. Paralelamente, se comparan para diferentes C.A sus eficiencias de remoción de parámetros fisicoquímicos de esas corrientes líquidas.

A continuación se especifican los materiales, reactivos y técnicas analíticas utilizados en los experimentos

2.1 METODOLOGÍA

2.1.1 MATERIALES

Carbones activados

La selección de los C.A utilizados se hizo con base a un análisis de los diferentes fabricantes y proveedores, tanto nacionales como extranjeros, de los cuales se lograron conseguir nueve carbones de origen mineral, madera y coco, los cuales son los más representativos en el mercado nacional. La tabla 5 presenta un resumen de las principales características de esos carbones

Corrientes líquidas

Los influentes examinados se seleccionaron con base en dos criterios:

- a) Sus altos valores de color, DQO (demanda química de oxígeno), carbón orgánico disuelto (COD), los cuales son indicadores del contenido de materia orgánica. Esto permite evaluar la eficiencia de la adsorción del C.A. de compuestos orgánicos aplicando métodos analíticos confiables y rápidos.
- b) Baja ó nula aplicación de este proceso en México y en el mundo para el tratamiento de esas corrientes líquidas, en particular, los lixiviados.



Tabla 5:
CARACTERÍSTICAS DE LOS CARBONES ACTIVADOS EVALUADOS

BPL	Fabricante	Origen	Activación	Densidad aparente	Dureza	Superficie específica	Índice de Iodo	Volumen poroso	Aplicaciones específicas
BPL	CALGON	Mineral	Física	0.47	93	1100	1050	0.8	Fase vapor, adsorción de todo tipo de vapor, recuperación de alcoholes, ésteres, cetonas, éteres, hidrocarburos y aromáticos. Funciona como soporte catalítico en el proceso del acetileno, para la producción de monómeros, como el cloruro de vinilo y el acetato de vinilo. Purificación de dióxido de carbono para uso en bebidas y hielo seco, remoción de cloro, orgánicos clorados, etc.
F-200	CALGON	Mineral	Física	0.51	80	875	-	-	Decoloración
F-400	CALGON	Mineral	Física	-	75	1100	-	0.73	Remoción de contaminantes orgánicos de las aguas residuales industriales y municipales
LQ-1000	CARBO CHEM	Mineral	Física	0.47	75	950	1000	0.8	No se tiene información
CG-700	NOBRAC	Concha de coco	Física	0.55	98	800	900	-	Eliminación de sabor, olor, ozono del agua, sólidos suspendidos
MP-9	NOBRAC	Mineral	Física	0.48	-	700	700	-	Purificación de aceites vegetales, bebidas alcohólicas, miel, entre otras
MDNB	NOBRAC	Madera	Química	0.26	-	1000	1000	0	No se tiene información
MDCL	CLARIMEX								No se tiene información
LQ-900	CARBICHEM	Mineral	Física	0.47	75	950	900	0.8	No se tiene información



Acondicionamiento de los carbones activados.

Los carbones activados antes de ser utilizados en las pruebas experimentales se acondicionaron de la siguiente manera:

- a) Los carbones en grano se lavaron perfectamente con agua destilada, con la finalidad de eliminar todos los finos o cenizas.
- b) Se secaron a una temperatura de 110°C durante 48 h, una alternativa adicional es secarlos a 130°C por un tiempo de 20 min.
- c) El carbón se molió manualmente y se tamizó colectando la fracción que atravesó la malla 200 mesh, que representa un tamaño de partícula de aproximadamente 0.74 mm
- d) Eliminación de cenizas

De la cantidad de carbón obtenido que pasó por malla 200 mesh se le puede dar dos tratamientos para eliminar las cenizas

1.- Eliminación de cenizas con HCl 10%.

A cierta cantidad de carbón se le adicionan 20 mL de HCl 10 %, la mezcla se calienta durante 20 minutos en baño María. Al término de este tiempo, por decantación se elimina el líquido, después se lava el carbón con agua destilada hasta obtener un pH de 7

2) Eliminación de cenizas lavando con agua destilada, el carbón activado es lavado con agua destilada hasta obtener un pH neutro (En este trabajo se empleó este último).

e) Secado

El secado se efectúa en una estufa eléctrica a una temperatura de 110 – 135 °C, asegurando que después de este tiempo no tenga contacto con el medio ambiente. Finalmente, se conservaron en frascos bien tapados y etiquetados.

Los carbones activados en polvo fueron lavados varias veces con agua desionizada , con el objeto de liberar los diferentes iones metálicos contenidos y, posteriormente se secaron en una estufa a 110°C durante 48 horas. Al término de este tiempo, se colocaron en frascos de vidrio y se etiquetaron.

2.1.2 EQUIPO:

Los equipos empleados en el proceso fueron los siguientes:

- Agitador magnético modelo PHIPPS & Bird Stirrer 779-400
- Balanza de precisión, modelo E400D
- Agitador thermoline multi-stir plate "4" modelo sybron
- COD reactor HACH modelo P/N 45600-00
- Turbidímetro modelo Turner TD-40 NEPHELOMETER
- Potenciómetro modelo O5669-20
- Espectrofotómetro modelo DR/2000
- Conductímetro/TDS Meter modelo 44600-00
- Bomba dosificadora Modular L/S, flujo 17 a 1700 ml/min, motor reversible y control.



2.1.3 REACTIVOS

Los reactivos utilizados en la experimentación fueron grado industrial, y los utilizados en las determinaciones fisicoquímicas, grado analítico, para el método de coagulación-floculación se utilizaron como coagulantes: Sulfato aluminio $Al_2(SO_4)_3$ al 30 % en peso y cloruro férrico ($FeCl_3$) al 40 %, y para método Fenton, peróxido de hidrógeno (H_2O_2) al 50 % en peso y sulfato ferroso ($FeSO_4$) al 25% en peso. Para acondicionar el pH crudo se utilizaron ácido sulfúrico 0.1 N (H_2SO_4) y una solución de hidróxido de sodio (NaOH) con una concentración de 0.1 N.

2.1.4 SISTEMAS EXPERIMENTALES:

Los experimentos para los pretratamientos del proceso de adsorción (coagulación-floculación, filtración y método Fenton) se realizaron en laboratorio con un equipo de jarras y con un filtro de arena piloto de un volumen de 1.9 L. La velocidad de filtración del filtro fue de 240 mL/min. Los efluentes de esos pretratamientos se trataron posteriormente mediante un proceso de adsorción en reactores discontinuos (batch).

2.1.5 TÉCNICAS ANALÍTICAS

La caracterización físico-química se realizó en base a la determinación de los siguientes parámetros Color, DQO, Conductividad, pH, sólidos disueltos totales, turbidez. El control se llevó a cabo en los influentes crudos (tanto del lixiviado como en el agua de la planta de Copilco), en el sobrenadante de los pretratamientos y después del proceso de adsorción.

Estos parámetros fueron determinados de acuerdo a los procedimientos descritos en el Standard Methods (APHA, 1997), los detalles de estas técnicas, se encuentra en el apéndice "A".

2.2 PROTOCOLO EXPERIMENTAL

El carbón activado como ya hemos mencionado anteriormente es frecuentemente usado como un tratamiento pulidor para remover compuestos orgánicos, sin embargo para el diseño y operación de este proceso bajo condiciones óptimas, puede considerarse un pretratamiento. Durante el pretratamiento, la concentración así como las características de la materia orgánica cambian. Casi todas las investigaciones evalúan el impacto del pretratamiento en la adsorción midiendo o caracterizando simultáneamente parámetros como COD o absorbancia-UV, por ejemplo el coeficiente de absorción espectral (CAS). Las reducciones de la concentración orgánica en un pretratamiento se mide con estos parámetros. Por otra parte la capacidad de adsorción de mezclas es afectado por la concentración inicial. Para mezclas que se encuentran en agua natural, usualmente concentraciones iniciales bajas producen una baja capacidad de adsorción. Existen diferentes pretratamientos, en este trabajo sólo se utilizaron dos, el método de coagulación - floculación y el método FENTON.

En las pruebas experimentales utilizamos dos tipos de efluentes, agua de la planta de tratamiento de copilco y los lixiviados del relleno sanitario de Bordo Poniente. En este último caso, tomamos una muestra compuesta de los registros 3, 10, 14 y 20 y empleamos dos métodos de pretratamiento antes de la adsorción, estos fueron los siguientes.



2.2.1 MÉTODO DE COAGULACIÓN – FLOCULACIÓN

En la mayoría de los casos, la adición de un floculante antes de la adsorción con carbón activado incrementa la adsorbabilidad, debido a la reducción en compuestos orgánicos totales, así como la remoción de compuestos que se adsorben pobremente. Sontheimer y Mayer (1972) observaron que la remoción por floculación conducía a una alta capacidad de adsorción. Utilizando alumbre se producía una mejor adsorbabilidad en comparación con el cloruro férrico. Sheidman en 1973 encontró resultados similares.

La floculación con sulfato de hierro con dosis de aproximadamente 15 g/m^3 como Fe reducen el COD hasta 0.7 g/m^3 .

La técnica aplicada en este estudio es la prueba de jarras la cual se describe a continuación:

1. Al lixiviado que inicialmente tiene un pH de 8.30 - 8.50 se coloca en un recipiente de polietileno de 25 L. Posteriormente, se le agrega ácido sulfúrico concentrado al 98% hasta alcanzar un pH de 5.75. El ácido se va adicionando lentamente para evitar proyecciones y formación de espuma excesiva. En caso de que se forme un exceso de espuma es conveniente eliminarla con una espátula y un recipiente.
El proceso de acondicionamiento de pH debe hacerse preferentemente en una campana de extracción de aire, debido a que se producen muchos vapores irritantes.
Nota: Se debe tener cuidado en controlar el pH mediante una adecuada agitación, ya que, influye mucho en la coagulación.
2. Posteriormente, se agregan 1.63 mL de cloruro férrico (FeCl_3) y 2.5mL de sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) por cada litro de lixiviado como coagulante para eliminar la mayor parte de la materia orgánica e inorgánica. En esta parte se debe tener cuidado en agregar correctamente los reactivos es decir agregar simultáneamente los dos.
3. Se agita durante 3 min a 70 rpm y posteriormente se disminuye la agitación a 30 rpm durante 20 min.
4. Se deja sedimentar durante aproximadamente 30 minutos
5. Se separan las fases por decantación y al sobrenadante se le hace pasar por una columna de arena para eliminar los flocúlos residuales. El filtrado se le acondiciona el pH a 6.22 con sosa al 30%.
6. El efluente resultante de las etapas 1 a 5, se utiliza para determinar las isothermas de adsorción de la siguiente manera:
7. Se pesan cuatro cantidades diferentes de carbón en polvo; en este trabajo estas cantidades fueron 1, 3, 5 y 8 g
8. Se ponen en cinco vasos de precipitado 1 litro del efluente del paso 5. Después se agrega las cuatro cantidades pesadas de carbón activado y una se deja como blanco.
9. La mezcla líquido-carbón activado se pone en agitación durante 24 horas en un reactor batch, tiempo necesario para alcanzar el equilibrio.
10. Al cabo de ese tiempo, se filtra sobre papel filtro de diámetro de poro de 5.24 WHATMAN.
11. El filtrado resultante se caracteriza midiendo pH, DQO, Color, Conductividad, turbidez, sólidos disueltos totales (SDT).



La figura 3 esquematiza la técnica de coagulación floculación – floculación y adsorción descrita:

COAGULACIÓN FLOCULACIÓN:

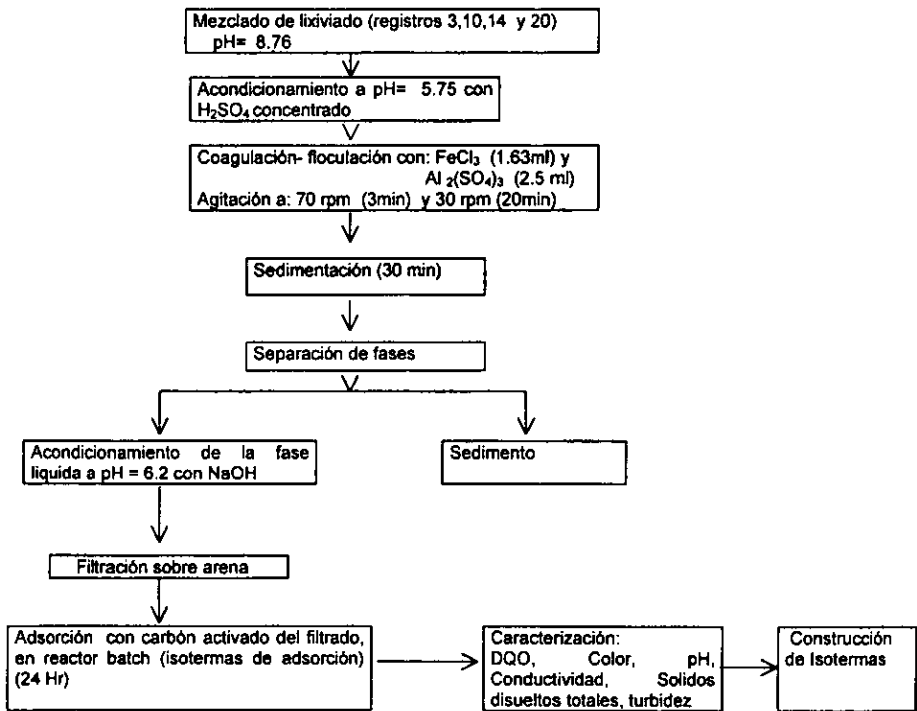


Figura 3: Diagrama de bloques del pretratamiento de coagulación – floculación

La tabla 6 presenta la caracterización físico-química de los efluentes correspondientes a las etapas del pretratamiento del proceso de adsorción

Tabla 6 : Características físico-químicas de los efluentes de los procesos de coagulación-floculación

	color Co – Pt	turbidez (UTN)	DQO (mg/L)	Conductividad (mS/cm)	S.D.T (g/L)	pH
lixiviado crudo	7500	1.8	4500	46	16	8.76
lixiviado tratado antes de la filtración sobre arena	411	12	1436	53	17.86	4.2
lixiviado tratado después de la filtración sobre arena	379	20.8	1436	53	18.16	6.22



2.2.2 MÉTODO FENTON

El reactivo Fenton (H_2O_2 / Fe^{2+}) se usa para el tratamiento de agua residual municipal y agua industrial compleja, conteniendo fenoles, nitrofenoles, bifenilos policlorados, colorantes y formaldehído por ejemplo. Esencialmente, el reactivo Fenton genera radicales hidróxido y otros orgánicos para facilitar la oxidación química. Además de flocular, el grupo Fe^{2+}/Fe^{3+} también juega un papel importante en la remoción de sustancias orgánicas. (Gau y Chang, 1996)

El método Fenton combina la coagulación y la oxidación, con lo cual la remoción de orgánicos varía con la dosis de peróxido de hidrógeno, además los compuestos orgánicos resistentes a la coagulación se pueden remover con la oxidación Fenton.

Consecuentemente estos procesos se pueden combinar para remover altas concentraciones de sustancias orgánicas, de aguas residuales.

De acuerdo a las pruebas realizadas en otros estudios el pH óptimo para este proceso-floculación y oxidación es de 3.37 – 3.40. El protocolo experimental para la oxidación y coagulación es sensiblemente similar al del método de coagulación floculación. La técnica se describe a continuación: (Orta, T. R, Ramírez, R. M, Monge, I, Martínez, J. L., Díaz, V., Urquiza, G. 1997)

1. Se acondiciona el pH del lixiviado a un valor de 2, con H_2SO_4 concentrado
2. Posteriormente, se adiciona al lixiviado acondicionado, 2mL de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) y 4 ml de sulfato ferroso ($FeSO_4$) por litro de lixiviado acondicionado (los reactivos se pueden añadir simultáneamente o por separado)
3. Se agita la mezcla primeramente a 80 rpm durante 3 minutos.
4. Se deja sedimentar aproximadamente 30 minutos y se separan las fases.
5. Filtración del efluente del paso 4 en una columna de arena para eliminar pequeños floculos.
6. Finalmente, al filtrado se le determina la isoterma de adsorción, de acuerdo a la técnica descrita en el inciso 2.2.1.

El tren de tratamiento completo del método Fenton y el proceso de adsorción, se ilustra en la figura 4. La tabla 7 presenta la caracterización fisico-química de los lixiviados del pretratamiento del proceso de adsorción



METODO FENTON

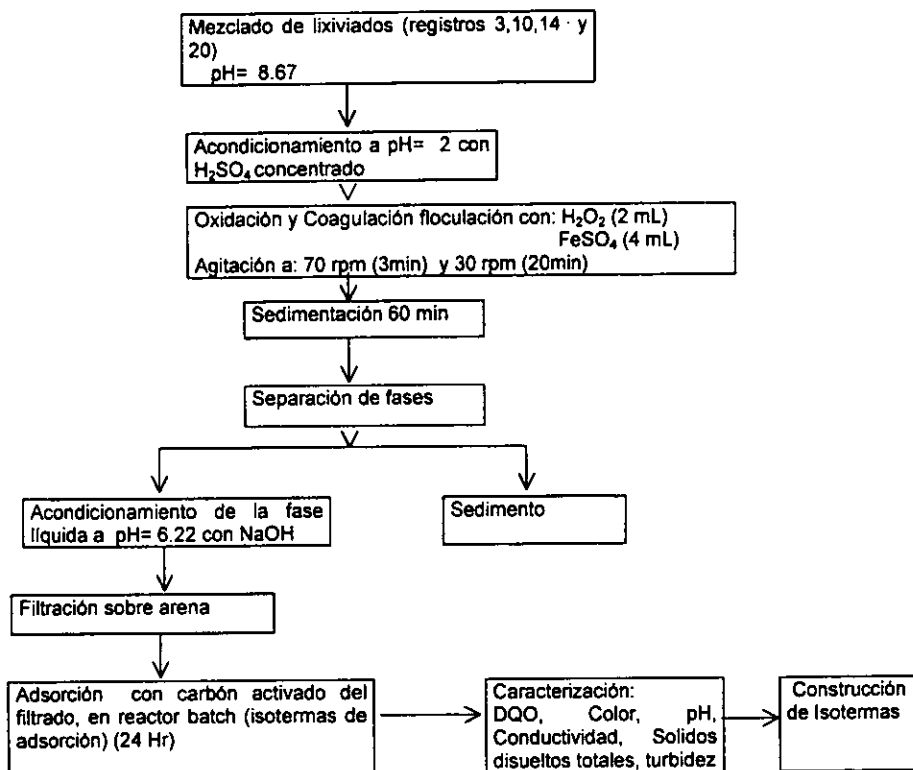


Figura 4: Diagrama de bloques del pretratamiento del método Fenton

Tabla 7: Características físico-químicas de los efluentes de los procesos Método Fenton

	color Co - Pt	turbidez (UTN)	DQO (mg/L)	Conductividad (mS/cm)	S.D.T (g/L)	pH
lixiviado crudo	6700	70	3630	32.32	16.66	8.67
lixiviado tratado antes de la filtración sobre arena	440	8	1585	37	18.5*	2.94
lixiviado tratado después de la filtración sobre arena	1060	20	1845	37.2	18.6**	6.22

*Los S.D.T aumentaron debido al efecto de coagulación - floculación

**Los S.D.T aumentaron debido a que al momento de filtrar sobre arena algunas partículas se disolvieron



CAPITULO 3

“RESULTADOS”



CAPITULO 3

RESULTADOS

Este capítulo presenta los resultados obtenidos en el estudio experimental sobre la evaluación de la aplicación del proceso de adsorción para el tratamiento de los lixiviados y aguas residuales domésticas. Los resultados se dividen en dos grandes grupos: 1) caracterización de los efluentes en cada etapa de los diferentes pretratamientos examinados para el proceso de adsorción, y 2) los resultados del proceso de adsorción.

3.1.- CARACTERIZACIÓN FÍSICO – QUÍMICA DE LOS LIXIVIADOS DE LOS TRENES DE PRETRATAMIENTO DEL PROCESO DE ADSORCIÓN.

La tabla 8 presenta los resultados de la caracterización del lixiviado crudo y de sus efluentes en cada etapa para dos trenes de pretratamiento del proceso de adsorción. El primer tren consistió de dos etapas: 1) coagulación-floculación y 2) filtración sobre arena. El segundo tren aplicado constó de dos procesos: 1) oxidación Fenton y 2) filtración sobre arena

En la tabla 8 se muestra la caracterización de los lixiviados y agua de la planta de Copilco ubicada en Ciudad Universitaria (C.U), antes y después del pretratamiento

TABLA 8: Características de los influentes y efluentes de los pretratamientos

	Lixiviado crudo 1*	Agua planta de tratamiento de Copilco de C.U cruda	Lixiviado crudo 2*
Color	7500	1120	6700
turbiedad	1.8	72.5	70
DQO	4500	420	3630
Conductividad	48	1.2	33.3
S.D.T	16	0.5	16.6
pH	8.8	8.5	8.7

	Coagulación - floculación Lixiviado 1*	Agua planta de tratamiento de Copilco en C.U	Método Fenton Lixiviado 2*
Color	411	620	440
turbiedad	12	56	8
DQO	1432.6	359	1585
Conductividad	53.2	1.07	37.3
S.D.T	17.8	0.5	18.5
pH	4.2	8.3	3.0

	Coagulación - floculación - Filtración Lixiviado 1*	Agua planta de tratamiento de Copilco en C.U	Método Fenton - Filtración Lixiviado 2*
Color	379	509	1060
turbiedad	20.8	30.3	20
DQO	1436.6	308.5	1845
Conductividad	53.6	1.24	37.2
S.D.T	18.16	0.62	18.0
pH	6.2	8.2	6.2

* Los lixiviados 1 y 2 fueron tomados en diferentes muestreos y en diferentes fechas, por lo que, sus características son diferentes



Estos resultados muestran que en el caso del lixiviado, el tren 1 es más eficiente para remover color y DQO, comparado al tren 2. Esto es importante de considerar, debido a que el proceso de adsorción es más eficiente cuando la calidad del influente es mejor.

En el caso de los lixiviados, se logró obtener un sobrenadante de mejor calidad con el método de coagulación-floculación que con el método Fenton, en los parámetros de color y DQO, ya que en método Fenton el sobrenadante obtenido tiene una coloración excesiva, esto se debe principalmente a que las sales de hierro imparten color. Cabe mencionar que el pH juega un papel importante en la coloración debida al hierro, ya que como podemos observar en la tabla 8 antes del acondicionamiento del pH a 6.2 se tenía un color de 440 y subió hasta 1060.

Sin embargo, debemos mencionar que el proceso de oxidación Fenton puede transformar químicamente los compuestos iniciales del lixiviado crudo. Los productos resultantes podrían presentar características físico-químicas que los harían más adsorbibles en C.A que los compuestos iniciales. El resultado de esto podría ser mejor eficiencia de remoción de estos productos de oxidación por medio del proceso de adsorción con C.A Esta hipótesis se confirma en los incisos posteriores.

En cuanto al agua de Copilco de Ciudad Universitaria (C.U) el color es bastante aceptable para llevar a cabo las pruebas de adsorción. No obstante, pudimos observar que en las pruebas de floculación-coagulación con el pH y dosis óptima, es decir 0.050 g/L de FeCl_3 y pH de 5.75 se obtuvo un color excelente de 50 unidades de color. Sin embargo, para poder llevar a cabo las pruebas de adsorción fue necesario incrementar el pH en la floculación a 8.24. La explicación por lo que se hizo esto es que con la dosis óptima, el sobrenadante obtenido tiene tan buenas características que la aplicación del C.A no tiene ningún efecto.



3.2 INFLUENCIA DE LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DEL AGUA SOBRE EL PROCESO ADSORCIÓN EN REACTOR BATCH.

Para el proceso de adsorción con diferentes carbones activados se utilizaron los efluentes del proceso de filtración sobre arena de cada tren de pretratamiento aplicado al lixiviado y al agua residual de Copilco. Lo anterior nos permitió, por un lado, determinar la influencia de las características de la fase líquida y de la fase sólida (tipo de C.A) sobre el proceso de adsorción.

La representación y análisis de resultados se hizo con base en los valores de las constantes de los modelos de Freundlich (K, 1/n) y de Langmuir (qm,b). Los resultados calculados a partir de datos experimentales en la remoción de color, DQO se presentan a continuación.

Tabla 9: constantes de los modelos de adsorción de Freundlich y Langmuir para la remoción de color

Tipo de agua	Tipo de carbón	Modelo de Freundlich			Modelo de Langmuir		
		K	1/n	r	qm	b	r
LIXIVIADO MÉTODO COAGULACIÓN FLOCULACION	MP-9	0.33	1.35	0.8616	-	-	-
	MD(NB)	2.05	1.09	0.9748	1250	8.34E-4	0.9768
	CG-700	1.85	1.09	0.9959	1000	2.62E-4	0.9979
	LQ-900	3.80	0.74	0.8973	384.61	5.43E-3	0.9543
	BPL	10.48	0.63	0.9950	326.70	1.45E-02	0.9939
	LQ-1000	22.20	0.52	0.9808	197.84	7.53E-02	0.9736
	MD(CL)	7.01	0.85	0.9674	588.23	9.58E-3	0.9712
	F-400	11.08	0.77	0.9444	208.52	5.49E-02	0.9185
	F-200	31.38	0.22	0.8646	87.99	2.79E-01	0.8197
	MP-9	-	-	-	-	-	-
LIXIVIADO MÉTODO FENTON	MD(NB)	7.46E-03	2.32	0.9968	-370.37	-4.63E-3	0.9979
	CG-700	3.03E-02	2.08	0.9981	-454.54	-4.29E-3	0.9888
	LQ-900	-	-	-	-	-	-
	BPL	-	-	-	-	-	-
	LQ-1000	13.23	0.44	0.9228	131.57	3.47E-2	0.6654
	MD(CL)	-	-	-	-	-	-
	F-400	54.06	0.25	0.9648	250	2.51E-2	0.9983
	F-200	-	-	-	-	-	-
	MP-9	1.36E-3	1.97	0.92	-92.59	-1.6E-3	0.9295
	MD(NB)	5.56E-3	1.98	0.95	-344.82	-1.81E-3	0.8991
AGUA RESIDUAL FILTRADA	CG-700	6.79E-3	1.94	0.93	-17.54	-2.22E-2	0.9943
	LQ-900	2.76E-8	4.60	0.93	-87.719	-4.88E-3	0.9903
	BPL	2.73E-3	2.17	0.97	-333.34	-1.43E-3	0.8054
	LQ-1000	1.00E-3	2.31	0.99	-153.84	-2.27E-3	0.9673
	MD(CL)	6.05E-10	4.75	0.98	-120.48	-2.45E-3	0.9145
	F-400	4.56E-7	3.71	0.96	-138.88	-2.71E-3	0.9474
	F-200	4.55E-7	3.55	0.98	-73.52	-2.46E-3	0.9903



De acuerdo a los valores de la tabla 9, podemos establecer que la mayoría de los resultados experimentales de coagulación – floculación se adaptan bien al modelo de Freundlich y

Langmuir. En efecto, los coeficientes de regresión (r) se sitúan entre 0.8 y 0.99 con un valor promedio de 0.9241.

Estos valores son aceptables considerando que se trata de mezclas de compuestos orgánicos y no de un solo compuesto. Para el lixiviado con pretratamiento de coagulación – floculación, método Fenton y agua de la planta de tratamiento de Copilco de Ciudad Universitaria, los resultados son descritos correctamente por el modelo de Freundlich obteniéndose para cada uno de ellos los coeficientes de correlación mínimos 0.8616, 0.9228, 0.9246 y máximos 0.9950, 0.9981, 0.99 respectivamente. Sin embargo, el modelo de Langmuir no representa correctamente los resultados, ya que, se obtienen valores negativos de la capacidad de adsorción máxima (q_m), lo cual contradice los resultados experimentales.

Tabla 10: constantes de los modelos de adsorción de Freundlich y Langmuir para la remoción de DQO

tipo de agua	tipo de carbón	modelo de Freundlich			modelo de Langmuir		
		K	1/n	r	qm	b	r
LIXIVIADO MÉTODO COAGULACIÓN FLOCULACION	MD(NB)	6.3E-03	1.49	0.9743	-454.54	-2.9E-6	0.9877
	CG-700	6.1E-04	1.82	0.9139	-79.36	-6.7E-4	0.9999
	LQ-900	2.7E-05	2.40	0.9454	-51.02	-1.2E-3	0.9891
	BPL	7.3E-05	2.30	0.9826	-303.03	-6.6E-4	0.9999
	LQ-1000	9.0E-08	3.20	0.9696	-140.84	-7.2E-4	0.9995
	MD(CL)	5.6E-11	4.34	0.9747	-63.29	-9.5E-4	0.9987
	F-400	1.6E-04	2.24	0.9298	-322.5	-7.8E-4	0.9869
	F-200	6.2E-02	1.26	0.8467	-769.23	-3.1E-4	0.9825
	MD(NB)	7.5E-05	2.005	0.9035	-131.57	-3.8E-04	0.9034
LIXIVIADO MÉTODO FENTON	CG-700	0.91	1.77	0.9984	-129.87	-3.3E-4	0.9969
	LQ-1000	-2.8E-04	2.012	0.9717	-924.11	-4.9E-04	0.9715
	F-400	2.3E-6	2.63	0.9552	-10	6.3E-3	0.9347



En la tabla 10 se muestran los valores de los coeficientes de regresión de los modelos de Freundlich y Langmuir para la remoción de DQO. Los valores del coeficiente r se sitúan en el intervalo de (0.84 - 0.98), con valor promedio de 0.9427 para lixiviado con pretratamiento de coagulación - floculación. Para el método Fenton, estos valores se encuentran en el intervalo de (0.90 - 0.99), con un valor promedio 0.9572 para el modelo de Freundlich. Estos valores son aceptables considerando que se trataron mezclas complejas de compuestos orgánicos. Comparando los resultados obtenidos de color y DQO, podemos ver que son mejores debido a que se tienen menores interferencias en la medición.

Analizando los resultados podemos ver como en el caso anterior (color), el modelo de Freundlich describe correctamente los resultados experimentales, obteniéndose una K_f máxima igual a 5.57×10^{11} y mínima de 2.03×10^5 correspondientes al carbón MD(CL) y mineral M-9 respectivamente.

En cuanto al modelo de Langmuir, nuevamente vemos que las capacidades de adsorción, en la mayoría de los casos son negativas, con lo cual podemos decir que los resultados no se adaptan satisfactoriamente al modelo. Sin embargo se recomienda el proceso de adsorción para el tratamiento de estos influentes, ya que, la disminución de DQO es aceptable y la remoción de color es muy importante.

En el agua residual de la planta de tratamiento de Copilco de Ciudad Universitaria, la remoción de DQO fue poco significativa, casi nula, pasando de 359 mg/L como concentración inicial a 58mg/L con 0.1 g/L de carbón F-400 (ver apéndice B), por lo que el proceso de adsorción no se recomienda para la remoción de DQO de esta agua.

Emitiendo la hipótesis que todos los compuestos, representados por la DQO y el color, poseen características físico - químicas similares, los valores de K y n permiten analizar el comportamiento del conjunto de estas sustancias con respecto a un carbón activado dado. De manera general, conforme el valor de K aumenta, la capacidad de adsorción del carbón crece para un compuesto dado. La pendiente ($1/n$) caracteriza la variación de la capacidad de adsorción en función de la concentración al equilibrio. Para un mismo valor de K , y a una pendiente mayor, mejor será la capacidad de adsorción del carbón activado para concentraciones residuales elevadas de soluto.

Tomando en cuenta estas consideraciones, si comparamos los valores de K para color y DQO los tres tipos de agua tratadas, se observa que el lixiviado pretratado por coagulación - floculación presenta las cifras más altas. Es decir, esta agua es la que contiene compuestos que son más adsorbibles que las sustancias del lixiviado pretratado por el método Fenton y las del agua residual de Copilco de Ciudad Universitaria. En el primer caso, la oxidación formó subproductos más polares que las moléculas iniciales. En cuanto al agua de Copilco de Ciudad Universitaria, ésta contiene principalmente grasas, las cuales por sus características físico - químicas son fácilmente adsorbibles.

Aunque, las pendientes ($1/n$) son más importantes para estas dos aguas, es el valor de K el que prevalece, debido a que la diferencia es poco significativa.



3.3 INFLUENCIA DE LAS CARACTERÍSTICAS DEL C.A SOBRE LA ADSORCIÓN.

A continuación se ilustran los resultados obtenidos en el proceso de adsorción del lixiviado pretratado por coagulación - floculación y filtración sobre arena, para diferentes carbones activados.

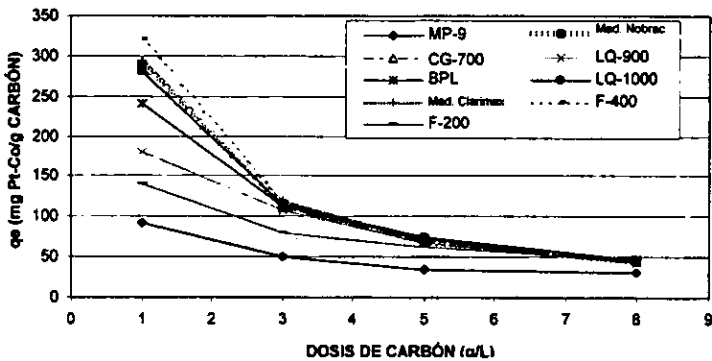


FIGURA 5: CAPACIDAD DE ADSORCIÓN q_e (COLOR) vs DOSIS DE CARBÓN PARA EL LIXIVIADO PRETRATADO POR COAGULACIÓN Y FILTRACIÓN SOBRE ARENA.

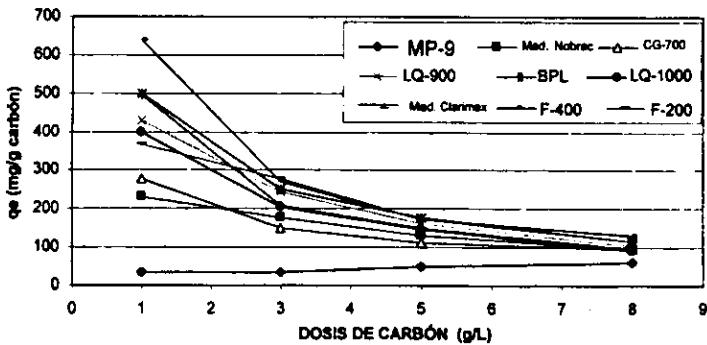


FIGURA 6: CAPACIDAD DE ADSORCIÓN q_e (DQO) vs DOSIS DE CARBÓN PARA EL LIXIVIADO PRETRATADO POR COAGULACIÓN Y FILTRACIÓN SOBRE ARENA.



En el intervalo de dosis de carbón activado de 0 a 2 g/L (recomendadas para lixiviados) se observan diferencias importantes en la capacidad de adsorción al equilibrio (q_e) para los diferentes carbones activados estudiados. El F-400 resulta ser el más eficiente para remover color y DQO en el lixiviado. En segundo lugar de eficiencia, se encuentran los carbones activados de madera de NOBRAC y de CLARIMEX, el de coco CG-700 y el LQ-1000. Todos estos carbones presentan como característica común una porosidad comparable, además de presentar áreas específicas sensiblemente parecidas. Sin embargo, el carbón activado de madera no podrá aplicarse debido a su baja dureza. Esta característica ocasionaría pérdidas importantes de material durante el retrolavado.

El único carbón ineficiente para el tratamiento de este tipo de influente, es el M9. Este presenta a lo largo del intervalo de dosis de 1-8 g/L capacidades de adsorción al equilibrio " q_e " más bajas, casi nulas con respecto a todos los demás carbones activados evaluados.



En el caso del lixiviado pretratado con el método Fenton y filtración sobre arena, los resultados se presentan en las siguientes figuras.

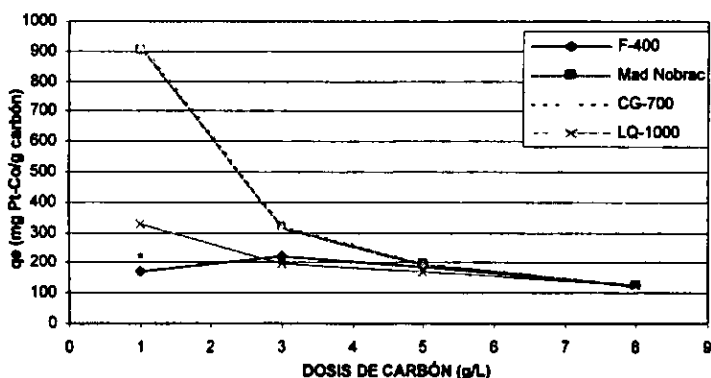


FIGURA 7: CAPACIDAD DE ADSORCIÓN q_e (COLOR) vs DOSIS DE CARBÓN PARA EL LIXIVIADO PRETRATADO POR MÉTODO FENTON Y FILTRACIÓN SOBRE ARENA.

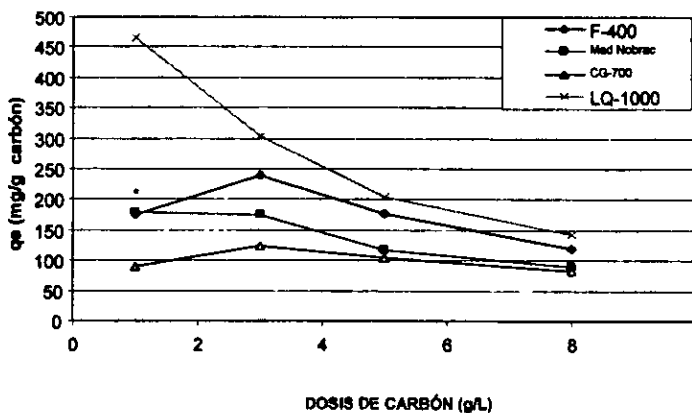


FIGURA 8: CAPACIDAD DE ADSORCIÓN q_e (DQO) vs DOSIS DE CARBÓN PARA EL LIXIVIADO PRETRATADO POR MÉTODO FENTON Y FILTRACIÓN SOBRE ARENA.

- Al inicio se obtienen valores bajos de q_e debido a que la dosis de C.A es muy pequeña por lo que este valor no es fácilmente medible, sin embargo, a concentraciones mayores de C.A se observa una tendencia a disminuir la q_e



Con el lixiviado tratado con el método Fenton tenemos que los carbones activados de madera y coco son los que tienen mayor eficiencia de remoción de color. Sin embargo, el carbón LQ-1000 y el F-400 son los que mejor remueven DQO.

Lo anterior se explica por las diferencias en la porosidad que existen entre cada carbón. Los C.A minerales LQ-1000 y F-400 son mesoporosos, es decir, presentan radios de poros de tamaños diversos.

En cuanto a los C.A de madera y coco, estos son, respectivamente macro y microporosos. El tamaño de los compuestos orgánicos presentes en el lixiviado pretratado no es ideal para favorecer su adsorción sobre los C.A. En cambio, este fenómeno se ve favorecido por los C.A mesoporosos (LQ-1000 y F-400).



AGUA DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE COPILCO DE CIUDAD UNIVERSITARIA

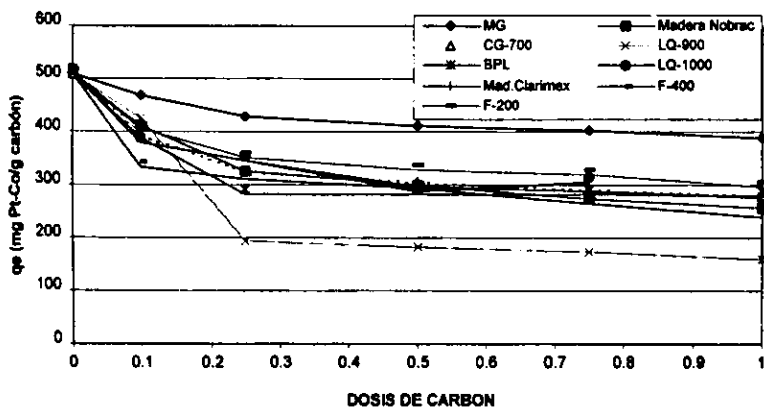


FIGURA 9: CAPACIDAD DE ADSORCIÓN q_e (COLOR) vs DOSIS DE CARBÓN PARA EL AGUA DE COPILCO Y FILTRACIÓN SOBRE ARENA (color inicial =509 mg Pt-Co)

Para el agua de la planta de tratamiento de Copilco a excepción del carbón activado MG, la mayoría de los carbones activados evaluados presentan similares capacidades de adsorción de color al equilibrio. Estas capacidades de adsorción son importantes debido a que con dosis pequeñas (0.1 g/L) se logran eficiencias de remoción de cerca del 80%.

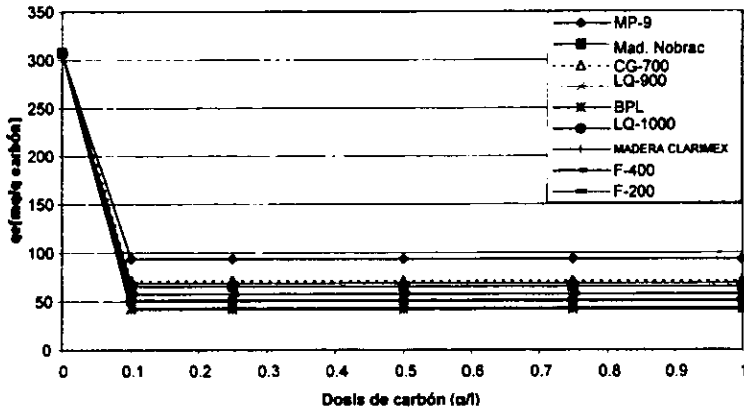


FIGURA 10: CAPACIDAD DE ADSORCIÓN q_e (DQO) vs DOSIS DE CARBÓN PARA EL AGUA DE COPILCO Y FILTRACIÓN SOBRE ARENA (DQO inicial =308 mg/L)

En el caso de la DQO, los resultados obtenidos muestran una eliminación importante para casi todos los adsorbentes evaluados desde la primera dosis de carbón activado aplicada (0.1 g/L, 70% de remoción). Un aumento en la dosis de carbón no mejora la eficiencia del proceso de adsorción. Este resultado concuerda con la eficiencia de remoción de color, considerando los errores analíticos que se pueden tener al trabajar en los intervalos para cada parámetro.



3.4 EVALUACIÓN ECONÓMICA

En este inciso se presenta, como ejemplo ilustrativo, el cálculo para comparar los costos totales que se tienen en los trenes aplicado y propuesto con carbón activado para el lixiviado. En el caso del agua de Copilco, no se realizaron debido a que los datos del tratamiento actual no se pudieron obtener por ser información confidencial.

En el caso del tren aplicado para los lixiviados, se tomó como base los costos reportados para la planta de tratamiento de Bordo Poniente, la cual se construyó en 1992. Esta planta opera actualmente con un flujo de 1.5 L/s, de acuerdo a un tren de tratamiento que consta de cinco etapas principales: 1) coagulación-floculación, 2) sedimentación primaria, 3) oxidación con peróxido de hidrógeno, 4) sedimentación secundaria y 5) filtración sobre arena. Las condiciones de operación de la etapa de coagulación-floculación se realizan de manera similar a las aplicadas en el tren propuesto con carbón activado. Este adsorbente sustituirá la función del peróxido de hidrógeno, es decir, eliminará color.

Con base en el flujo manejado y considerando que las tres primeras etapas son similares en ambos trenes se compararán solamente los procesos de oxidación y de adsorción entre ambos trenes. En el caso de la adsorción se consideraron tres diferentes escenarios: 1) confinamiento del carbón saturado, 2) reactivación externa del carbón y 3) reactivación in-situ. Los cálculos se hicieron con base en reglas empíricas (nomogramas) determinados por Sontheimer et al., 1982.

La memoria de cálculo para el proceso de adsorción se desglosa a continuación:

BASE DE CALCULO PARA EL SISTEMA DE ADSORCIÓN CON CARBON ACTIVADO

Flujo (Q) = 1.5 L/s = 90 L/min= 24GPM

Tipo de carbón : LQ 1000 carbón mineral en grano, malla 8*30.

Densidad(ρ)=500 kg/m³

Velocidad de saturación = 20.08 kg/.

Tiempo de contacto de lecho vacío (EBCT)= 20 min.

Tiempo de saturación del carbón = 3 días.

CALCULO.

1.- Volumen de carbón del adsorbedor (Va).

$$V_a = Q \cdot \text{EBCT}$$

$$V_a = 1.5 \frac{\text{L}}{\text{s}} \cdot \frac{60\text{s}}{\text{min}} \cdot 20\text{min} \frac{1\text{m}^3}{1000\text{L}} = 1.8\text{m}^3$$

Nota: el EBCT y la velocidad de saturación se determinó en un estudio posterior realizado en reactores continuos para este lixiviado (Ramírez y Romero, 1999).



2.- volumen de carbón en inventario (Vi), (por tres días de saturación más tres días tiempo de regeneración).

$$V_i = 2 * 3 \text{ días} * 20.08 \frac{\text{kg}}{\text{día}} * \frac{\text{m}^3}{500\text{kg}} = 0.25\text{m}^3.$$

3.- Costos de capital.

- Sistemas de adsorción

Los costos de capital del sistema de adsorción se obtiene de la siguiente manera :

Con el tiempo de contacto de lecho vacío EBCT =20 min y el tamaño del sistema en miles de galones por día (34560 GPD/1000) de la figura 11 se obtiene:

$$(\$ 0.15/\text{gal}/\text{día}) (34560 \text{ gal}/\text{día}) = \$5184 \text{ USD}$$

- Sistema de inventario

Para este caso los costos se calculan con la figura 12, interceptando el valor del volumen del carbón $V_a = 1.8 \text{ m}^3$ con la curva de gráfica obteniéndose un costo de \$15000 USD.

- Sistemas de regeneración.

Los costos de capital para el sistema de regeneración se obtiene de la figura 13 con la cantidad de carbón agotado en kg/día.

Los kg de carbón agotado se obtiene de la siguiente manera

$$(V_a)(\rho) = (1.8 \text{ m}^3)(500 \text{ kg}/\text{m}^3) = 900 \text{ kg}$$

Al interceptar este valor con la gráfica 13 se obtiene un costo de inversión para el sistema de regeneración In-situ = \$400,000USD.

Los costos de capital para el sistema de adsorción se resume en la siguiente tabla:

Tabla 11: Costos de capital

	Confinamiento	Reactivación externa	Reactivación in-situ
Sistema de adsorción (figura 11):	5184 US DII	5184 US DII	5184 US DII
Sistema de inventario (figura 12):	(a)	(a)	15,000 US DII
Sistema de regeneración (figura 13):	(a)	(a)	400,000 US DII
Costos totales de capital:	5184	5184	420184 US DII

(a) Debido al pequeño volumen de carbón en inventario se considera que el carbón será almacenado en bolsas y tambores, por lo que el costo de capital para este sistema es despreciable.



4.- Costos directos de operación.

- Sistemas de regeneración

Los costos de regeneración se obtienen interceptando en la figura 14 la velocidad de saturación =20.08 kg/día con cada una de las curvas de la gráfica, los resultados son:

- Confinamiento= 1.56kg

$(1.56\text{kg})(20.08\text{ kg/día})(365\text{días/año})=\$11433/\text{año}$.

- Reactivación externa= \$0.94/kg

$(\$0.94/\text{kg})(20.08\text{kg/día})(365\text{días/año})=\$6889/\text{año}$

- Reactivación In-Situ= \$1.58 USD.

$(\$1.58/\text{kg})(20.08\text{kg/día})(365\text{día/año})=\$11.580/\text{año}$

- Jornada de trabajo y monitoreo.

Los costos de trabajo y monitoreo corresponden al 5% de los costos del capital total así $420184 \cdot 0.05 = \$21009.2$

- Mantenimiento

Los costos de de mantto representan en cada caso el 6% de los costos de inversión

- Para confinamiento y regeneración $(\$5184)(0.06)=\311

- Para regeneración In-situ $(\$420184)(0.06)=\25211

- Amortización @ 10%-10 años

Para anualizar los costos de inversión se aplica una depreciación del 10% de interes a 10 años, de acuerdo al método lineal (Solonet et. Al., 1989).

Costos de capital anual = $Ct \cdot (i \cdot (1+i)^n) / ((1+i)^n - 1) = (5184 \cdot (0.1 \cdot (1+0.1)^{10} - 1)) = 844$

Los directo de operación se resumen en la tabla 12.



Tabla 12: Costos anuales directos de un sistema de adsorción operación

	Costos Anuales de Operación		
	Confinamiento \$/año	Reactivación externa \$/año	Reactivación in- situ \$/año
Sistema de reactivación (figura 14):	11,433	6889	11,580
Sistemas de adsorción y almacenamiento			
Jornada de trabajo- (Hombre-Año)	21,009	21,009	21,009
Mantenimiento @ 6% Capital/Año	311	311	25,211
Monitoreo y gastos generales-Hombre- Año	21,009	21,009	21,009
Costos de operación directos	53762	49218	78809
Amortización @ 10%-10 años	844	844	52108
Costos anuales totales	55450	50906	183025

**BASE DE CALCULO PARA EL SISTEMA DE OXIDACION CON PEROXIDO (PLANTA DE TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS DE BORDO PONIENTE)**

Flujo (Q) = 1.5 L/s = 90 L/min =24 GPM
 Tipo de peróxido = Grado industrial (50% pureza)
 Densidad=1.18 kg/m³
 Dosis de peróxido aplicado = 20 mL/L lixiviado
 Tiempo de contacto= 30 min.
 Color residual = 75 mg Pt-Co/L

CALCULO.**1.- Costos de inversión**

Los costos de inversión están integrados por el sistema de oxidación y el sistema de inventario tabla 13.

Para anualizar los costos de inversión se aplica una depreciación del 10 % de interes a 10 20 años, de acuerdo al método lineal (Solonet et. Al., 1989)

$$\text{Costo de capital} = Ct \frac{(i * (1 + i)^n)}{((1 + i)^n - 1)}$$

Donde Ct= costo de capital total, i = interes y n= número de años a amortizar.

Tabla 13.- Costos de capital (información proporcionada por la DGSUDF)

Sistema de oxidación	1900 US Dll
Sistema de inventario	1205
Costos totales de capital:	3105
Costos anuales de capital	505

$$\text{Costo de anuales de capital} = 3105 \frac{(0.1 * (1 + 0.1)^{10})}{((1 + 0.1)^{10} - 1)} = 505$$

Tabla 14: Costos directos de operación: (información proporcionada por la DGSUDF)

	Costos anuales de operación \$/año
Costo de oxidante	3160
Sistemas de adsorción y almacenamiento	
Jornada de trabajo- (Hombre-Año)	16000
Mantenimiento @ 6% Capital/Año	190
Monitoreo y gastos generales-Hombre-Año	16000
Costos de operación directos	35350
Amortización @ 10%-10 años	505
Costos anuales totales	35860

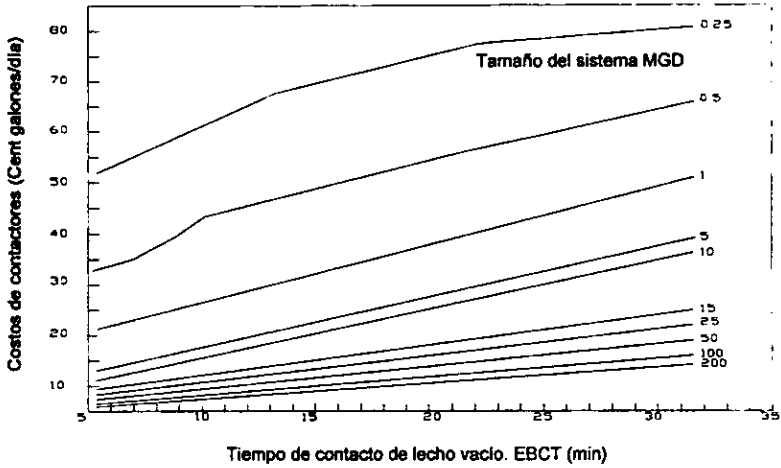


Figura 11: Estimación de costos para un adsorbente de GAC (Adams et al. 1988)

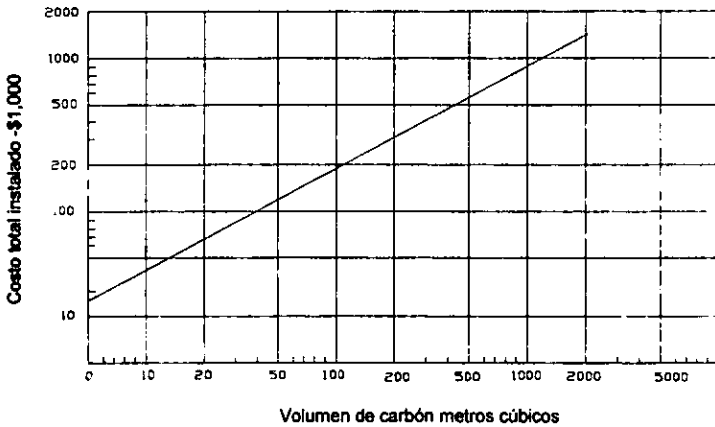


FIGURA 12.-Costos de capital-facilidad para almacenar el carbón

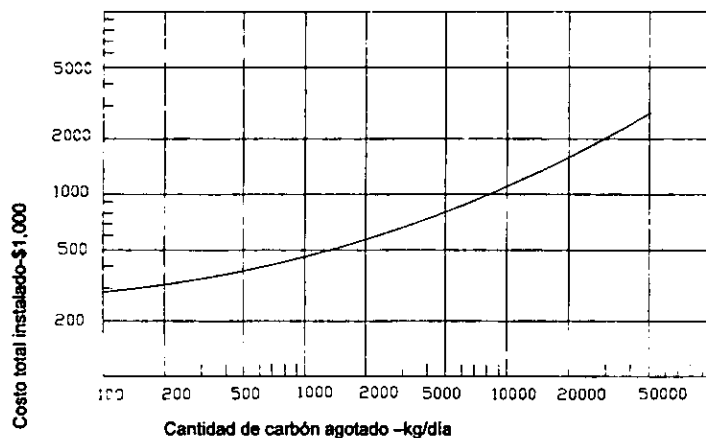


FIGURA 13.- Costos de capital-Sistema de reactivación..

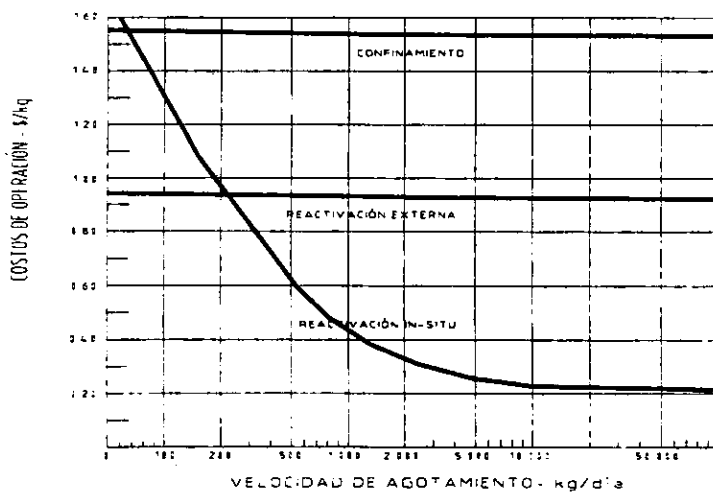


FIGURA 14: Costos directos de operación del sistema de reactivación (Zanitsch R.H y Stenzel M.H, 1980)



CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en este estudio permiten elaborar las siguientes conclusiones:

1. Desde el punto de vista técnico, el proceso de adsorción con carbón activado permite tratar de manera eficiente los efluentes de lixiviados pretratados por procesos de coagulación – floculación y método Fenton, además del agua residual bruta de Copilco. Las eficiencias de remoción de color y DQO se sitúan en el intervalo de 50-80%, según el influente y el tipo de carbón activado utilizados en el proceso de adsorción. En el caso de lixiviados, en función del tipo de carbón activado y del pretratamiento, la calidad máxima del efluente tratado por este proceso es de un agua para riego.
2. En general el modelo de Freundlich representa correctamente los equilibrios de adsorción de los carbonos, ya que, se obtienen coeficientes de correlación bastante aceptables. En cuanto al modelo de Langmuir (tablas 9 y 10), éste solamente describe de manera correcta la adsorción para el lixiviado con el pretratamiento de coagulación floculación, debido a que se obtienen capacidades de adsorción máximas (q_m) positivas. Sin embargo, para el lixiviado con pretratamiento Fenton y el agua residual de la planta de tratamiento de Copilco, las q_m obtenidas son negativas. Esto es una indicación de que este modelo no representa correctamente la adsorción de estas corrientes, por lo que no se puede aplicar para el dimensionamiento de unidades de adsorción para esta agua.
3. Los experimentos permitieron determinar el mejor carbón para remover color y DQO. En general, el carbón F-400 es el que mejor se adapta a los objetivos, debido a que una dosis poco significativa, en el caso de lixiviados, de 1 g/L de ese adsorbente permite obtener un efluente para el lixiviado pretratado por coagulación-floculación, con un valor de 58 mg Pt-Co/L de color. Esta cifra responde al valor estipulado por los criterios ecológicos NOM-003-1996 que establece los límites máximos para para reuso de agua con fines de riego (color = 75 mg Pt-Co/L).
4. En cuanto a la influencia de las características físico-químicas del influente o tipo de parámetros, se observó que no sólo el contenido sino también las propiedades de los compuestos eliminados ó generados por los dos pretratamientos evaluados determinan la eficiencia del proceso de adsorción. En el caso del lixiviado pretratado por el método Fenton, se tienen concentraciones más elevadas de color y DQO con respecto al pretratado por el método de coagulación – floculación, sin embargo, las propiedades físico – químicas (tamaño, polaridad...) de los compuestos presentes en el efluente del método Fenton permiten obtener capacidades más importantes que el efluente de coagulación – floculación. El cambio de propiedades de los compuestos iniciales fue logrado por la oxidación química que se lleva a cabo en el proceso Fenton.
5. De acuerdo a los costos calculados para el proceso de adsorción, podemos decir que la utilización de C.A es viable, ya que la inversión para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios no es muy alto. Además comparando los costos del sistema actual de la planta de tratamiento de lixiviados con peróxido de hidrógeno, podemos ver, que la diferencia de costos de este sistema y el de adsorción con carbón activado no es muy grande (745 US DII). Si consideramos además que el tratamiento de los lixiviados con carbón activado es mucho más eficiente, esta diferencia se puede considerar poco significativa.



BIBLIOGRAFIA

1. Almanza, Conde Julio, Tesis profesional, Ingeniero Químico, " Estudio de factibilidad técnica-económica para una planta de producción de carbón activado", Facultad de Química, U.N.A.M. 1997
2. Carbón activado, Enciclopedia, Chemical Engineering Progress, pp.1015, vol 4.
3. Carter M.C., Weber W.J. y Olmstead K.P.(1992) "Effects of background dissolved organic matter on TCE adsorption by GAC".JAWWA,
4. Cookson J.T (1978) Adsorption mechanics: the chemistry of organics adsorption on activated carbon In: Carbon Adsorption Handbook " Edited by Cheremisinoff P.N and Ellebursch F., Ann Arbor Science, Ann Arbor, Mich.
5. Deithorn, R.T., and A.F. Mazzoni, " activated Carbón; What it is, How it Works," Water Technology, 9(8)
6. Eddy Lemus Vásquez, Tesis Profesional, Maestría Ingeniería Ambiental, "Las celdas de control como dispositivos para el monitoreo ambiental y para el conocimiento de los procesos de estabilización en los sitios de disposición final de residuos sólidos. ESIA, IPN. 1992
7. El carbón activado granular en el tratamiento del agua, Germán Grosso Cruzado. 1997.
8. Hugs S. McLaughlin, Regenerate activated Carbon Using organic Solvents, Chemical Engineering Progress., Julio 1995
9. Ford D.L., (1978) "Carbon adsorption as an advanced wastewater treatment process".Prog.Wat.Tech.10,pp1-16
10. Gutiérrez Benítez Jorge, Tesis profesional, Ingeniero Químico, "Elaboración de C.A a partir de cascara de coco y otras nueces", Facultad de Química, U.N.A.M.
11. Gau S.H, y Chang. F.S(1996), Improved Fenton Method to remove Recalcitrant organics in landfill leachate. Wat. Sci. Tech.,34(7-8), 455 – 462
12. Jiménez Cruz, Federico Jesús, Tesis profesional, Ingeniero Químico, "Preparación de carbón activado a partir de desechos de café percolado", Facultad de Química, U.N.A.M.
13. Kent S. Knaebel, For your next separation., Chemical Engineering, noviembre 1995 (92)
14. McGuire J.Suffet H. (1983) " Treatment of water by granular activated carbon ". Advanced in Chemistry Series 202., Amer. Chem. Soc. Conference , Div. Of Environ. Chem., Atlanta, Georgia
15. Ma. Teresa Orta., Ignacio Monje., Isaac Sánchez, (1996) " Tratamiento de lixiviados Peligrosos". Instituto de Ingeniería, U.N.A.M.
16. Martín, R.J., y W.J.Ng, " Chemical Regeneration of Exhausted Activated Carbon – I", Water Research, 18 (1), pp.59 – 73 (jan. 1984).
17. Martín, R.J., y W.J.Ng, " Chemical Regeneration of Exhausted Activated Carbon – II", Water Research, 19 (12), pp.1527 – 1535 (Dec. 1987).
18. Martín, R.J., and W.J.Ng, " Repeated Exhaustion an Chemical regeneration of Activated Carbon ", Water Research, 21 (8), pp. 961 – 965 (Aug. 1984).
19. Mark H. Stenzel, Remove Organics by activated Carbon adsorption, Chemical Engineering Progress., April 1993 (pp 36).
20. Metcalf y Eddy(1991), Ingeniería de aguas residuales tomo 1 Tratamiento vertido y reutilización.
21. Montgomery, Water Treatment Principles and Design.
22. Nyer, E.K., " Groundwater Treatment Technology", 2 ed.. Van Nostrand Reinhold. New York, NY (1992).
23. Nicholas P. Cheremisinoff and Paul N. Cheremisinoff (1993) "Carbon adsorption", Chemical Engineering Progress., April 1993
24. Orta.T, Ramirez. R. M, Monge. I, Martinez.J.L, Días. V, Urquiza. G, 1997 "Sustitución y disminución de consumo de reactivos químicos en la planta de lixiviados de Bordo Poniente". Informe elaborado para el DDF



25. Ramírez Zamora R.M Romero García A., "Estudio de adsorción para la identificación y caracterización de materiales . Potencialidad de aplicación en México ", informe interno elaborado para el Instituto de Ingeniería de la UNAM, Proyecto N° 7355, febrero de 1999
26. Sánchez Bribiesca J.L., Galván García M., Gracia Sánchez J., Vazquez Fernández E., Victoria Almeida J.L., (1997), "Estudio de factibilidad técnicoeconómica para la recarga artificial de la ZMCM con aguas residuales tratadas, Informe elaborado por el Instituto de Ingeniería de la UNAM. Proyecto N° 7343.
27. Solanet M.A., Cozzeti A. Y Ropetti E. (1989) "Evaluación económica de proyectos de inversión
28. Sontheimer H., Crittenden J.C y Summers R.S.(1988) "Activated carbon for water treatment". AWWA Research Foundation, Denver, U.S.A.
29. Stenzek, M.H., y W.J.Merz, "Uses of Carbon Adsorption processes in Groundwater Treatment , Env. Progress, 8(4), pp- 257 – 264, (Nov. 1989).
30. Stenzel. M.H., and U Sen Gupta, " Treatment of Contaminated Groundwater with Granular Activated Carbon and Air Stripping," JAPCA., 35(12), pp. 1304 – 1309 (Dec. 1985).
31. Susuki, M., " Adsorption Engineering", Chemical Engineering Monograph 25, Elsevier Science Publishing, New York, NY (1990).
32. Sutikno, T., and K.J. Himmelstein, " Desorption of Phenol from activated Carbon by Solvent Regeneration," Ind. Eng. Chem. Fundam., 22(4), pp. 420 – 425 (Nov. 1993).
33. Standard Methods for the Examination of water and Wastewater (1994) 19 th edh., American Public Health Association/ American Water Works Association/ Water Environment Federation, Washington DC, USA
34. Zanitsch. R.H y Stenzel M.H (1980) "Economics Granulars activated carbon water and Wastewater Treatment Systems". En Carbon Adsorption handbook, Edit. Ann Arbor, Science. Mich. USA



APÉNDICE A

“TÉCNICAS ANALÍTICAS”



MÉTODOS ANALÍTICOS

APENDICE A

En este apartado se hace mención detalladamente de las pruebas físico-química de análisis, las cuales se encuentran en el Standard Methods for the Analysis of Water and Wastewater(1994)

POTENCIAL DE HIDROGENO (pH)

1. Principio del método.

La concentración de los iones hidrógeno es medida por medio de un electrodo de vidrio el cual desarrolla un potencial proporcional a los iones hidrógeno que penetran por la membrana, esta medición se hace contra un potencial standard.

A una determinada temperatura, la intensidad del carácter ácido o básico de una solución viene dada por la concentración del ión hidrógeno o pH.

La alcalinidad y acidez son las capacidades neutralizantes de ácidos y bases de un agua y normalmente se expresan como miligramos de CaCO_3 por litro. La capacidad tampón es la cantidad de ácido o base fuerte, normalmente expresada en moles por litro, necesaria para cambiar el valor de pH de 1 L de muestra en 1 unidad.

El pH es un término que indica el logaritmo negativo de la concentración del ión hidrógeno, en otras palabras expresa el grado de acidez o alcalinidad de una muestra de agua.

$$\text{pH} = -\log [\text{H}^+]$$

1 Muestreo y almacenamiento.

Las muestras se toman en frascos de vidrio o plástico previamente lavados y enjuagados con agua destilada, las cuales se almacenan en refrigeración a 5°C y se debe analizar antes de las 24 hrs.

2 Equipo

Potenciómetro; equipado con un electrodo combinado de pH de vidrio y otro de calomel

Termómetro de vidrio: de -10 a 150°C

Reactivos: solución patrón de pH (4.0 , 7.0)

3 Procedimiento:

Debido a las diferencias entre los modelos de potenciómetro comercialmente disponible, se recomienda en cada caso seguir las instrucciones del fabricante; en cuanto a la operación general se debe seguir las siguientes recomendaciones:

Los electrodos nuevos se humedecen sumergiendo en agua durante 12 hrs. O de manera que indiquen las instrucciones del fabricante. Posteriormente cuando no se hagan lecturas de pH se deben conservar en agua destilada.

Antes de usarlo se sacan los electrodos del agua y se enjuagan con agua destilada fresca.

Se calibra el instrumento con los electrodos sumergidos en una solución amortiguadora de un pH 7 primeramente y posteriormente una solución de pH.

4 Precisión y exactitud:

Dependiendo del tipo y condición del instrumento. Además del cuidado que se tenga en la técnica de calibración y operación. Se debe estar alerta contra posibles resultados erróneos causados por fallas mecánicas o eléctricas, electrodos rotos, taponamiento por líquidos o contaminación de los electrodos con materiales aceitosos o precipitados.



En el caso de potenciómetro HACH su sistema consiste en una combinación de electrodos con un cartucho de una solución de referencia. Está provisto con una estabilidad de lectura en un rango de temperatura de 0 –100°C.

La calibración requiere de dos soluciones tampón de pH 4 y 7. La membrana de vidrio del electrodo responde a la actividad de los iones hidrógeno por el desarrollo de un potencial eléctrico en la interface vidrio/líquido. A una constante de temperatura, el potencial varía linealmente. La pendiente del electrodo aumenta linealmente con la temperatura.

El potencial dentro del electrodo es ajustado por la solución amortiguadora, y el potencial del electrodo de referencia es constante. Por estas razones cualquier cambio en el potencial del sistema del electrodo a una temperatura dada puede ser debido a cambios en el pH de la solución que se empieza a medir.

TURBIDEZ: (Standard Methods for the Examination of water and Wastewater (1994) 19 th edh..)

La turbidez del agua es producida por materias en suspensión, como arcilla, cieno o materias orgánicas e inorgánicas finamente divididas, compuestos orgánicos solubles coloreados, plancton y otros microorganismos. La turbiedad es una expresión de la propiedad óptica que origina que la luz se disperse y se absorba en vez de transmitirse en línea recta a través de la muestra.

La correlación de la turbidez con la concentración en peso de la materia en suspensión es difícil de establecer, ya que en la dispersión luminosa también intervienen el tamaño, la forma y el índice de refracción de las partículas.

Partículas ópticamente negras como el carbón activado, pueden absorber luz y aumentar significativamente las cifras de turbidez.

Para evitar interpretaciones erróneas, los resultados de las medidas nefelométricas deben expresarse en forma de unidades nefelométricas de turbidez (UTN). Por su precisión, su sensibilidad y su fácil aplicación a un amplio margen de turbidez, el método nefelométrico resulta preferible a los métodos visuales.

1. Principio del método

El método se basa en la comparación de la intensidad de la luz dispersa por la muestra en condiciones definidas y la dispersada por una solución patrón de referencia en idénticas condiciones. Cuanto mayor es la intensidad de la luz, más intensa es la turbiedad.

2. Interferencia: Suciedad del vidrio donde se mide la muestra, presencia de burbujas de aire y los efectos de las vibraciones que alteran la visibilidad superficial de la muestra conducen a resultados falsos,

3. Conservación de la muestra

Determinar la turbiedad el mismo día en que se hace el muestreo, si es inevitable hacer las lecturas almacenar las muestras conservándolas en un lugar fresco y en la oscuridad hasta por 24 hrs.



4. Instrumental

El turbidímetro, consiste en un nefelómetro con una fuente de luz para iluminar la muestra y uno o más detectores fotoeléctricos con un dispositivo de lectura exterior para indicar la intensidad de la luz dispersada a 90° de la vía de luz incidente.

5. Procedimiento

Para medidas superiores a 40 UTN, se diluye la muestra con uno o más volúmenes de agua libre de turbidez, hasta que ésta descienda de 30 a 40 UTN.

Posteriormente se calcula la turbiedad de la muestra original en función de la que tiene la muestra diluida y el factor de dilución

6. Calibración del instrumento.

HACH company recomienda usar 20, 30, y 800 NTU de estándares para la calibración del aparato.

Se preparan las diluciones de los estándares antes mencionados inmediatamente antes de hacer la calibración.

Para preparar la dilución de 20 NTU en un matraz de 50 ml se añaden 0.25 ml, de la solución estándar de 4000NTU Formazin, perfectamente bien mezclada y con agua destilada desionizada se afora.

Para preparar la dilución de 100 NTU en un matraz de 50 ml se añaden 1.25 ml, de la solución estándar de 4000 NTU Formazin, perfectamente bien mezclada y con agua destilada desionizada aforarlo.

Para preparar la dilución de 800 NTU en un matraz de 50 ml se añaden 10.0 ml, de la solución estándar de 4000 NTU Formazin, perfectamente bien mezclada y con agua destilada desionizada se afora.

Esta calibración se hace aproximadamente cada tres meses, dependiendo del uso que se le dé al aparato, pero se debe hacer una rutina de calibración cada vez que se use el turbidímetro con el estándar secundario gel apropiado. Si la lectura no se encuentra en un rango de error de $\pm 5\%$ del valor establecido, entonces si se debe calibrar el equipo nuevamente con el estándar primario Formazin.

COLOR (Standard Methods for the Examination of water and Wastewater (1994) 19 th edh..)

Principio del método

El término color se asocia aquí al concepto de color puro, esto es, el color del agua cuya turbidez ha sido eliminada. El término color aparente engloba no sólo el color debido a las sustancias disueltas, sino también a las materias en suspensión. Tal color aparente se determina en la muestra original sin filtrado ni centrifugado. En algunas aguas residuales industriales muy coloreadas, el color se debe principalmente a materiales coloidales o en suspensión. En este caso deben determinarse ambos colores, el aparente y el real.

El color se determina mediante comparación visual de la muestra con concentraciones conocidas de soluciones coloreadas. La comparación también debe realizarse con discos



especiales de cristal de color, adecuadamente calibrados. El método patrón de medida de color es el de cobalto-platino, siendo la unidad de color el producido por 1 mg de platino/L en forma de ion cloroplatinato. El índice cobalto-platino puede variarse para equiparar tonalidades de casos especiales, en la proporción que se menciona más adelante

Muestreo y almacenamiento

Recójase la muestra en material de vidrio limpio, realizándose la determinación colorimétrica dentro de un plazo razonable de aproximadamente 24 h, ya que las alteraciones biológicas y físicas producidas durante la conservación pueden afectar el color. En las aguas coloreadas naturalmente, estas alteraciones conducen siempre a resultados defectuosos

Equipo

Espectrofotómetro modelo DR/200 HACH, éste modelo es un microprocesador-controlado apropiado para pruebas de color en el laboratorio, en el campo. El instrumento está precalibrado para más de 120 diferentes medidas colorimétricas.

Los resultados de las pruebas pueden ser en por ciento de transmitancia, absorbancia o concentración en la medida de unidades adecuadas. El instrumento ofrece un rango automático en los parámetros preprogramados

Procedimiento

El procedimiento es muy simple:

- a) Se escoge el método correspondiente al parámetro que se quiere medir en este caso el color, el cual tiene la clave 120 y se pone a la longitud de onda que pide el mismo aparato con el selector de longitud de onda.
- b) Se toma un blanco que consiste en agua destilada y se pone en cero con la tecla que dice ZERO
- c) Posteriormente se toma la muestra en la que se desea medir el color, en uno de los frascos correspondientes y se aprieta la tecla READ/CLEAR.

Los frascos deben estar perfectamente limpios, y además deben hacerse tres lecturas para obtener un promedio

DEMANDA QUÍMICA DE OXIGENO (DQO) (Standard Methods for the Examination of water and Wastewater (1994) 19 th edh..)

Principio del método

La mayor parte de la materia orgánica resulta oxidada por una mezcla a ebullición de los ácidos crómico y sulfúrico. Se somete a reflujo una muestra en una solución ácida fuerte con un exceso conocido de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$). Después de la digestión, el ($K_2Cr_2O_7$) no reducido que quede se determina con sulfato de amonio ferroso para determinar la cantidad de $K_2Cr_2O_7$ consumido y se calcula la materia orgánica oxidable en términos de equivalente de oxígeno. Generalmente se emplea un reflujo de dos horas

*Interferencias y limitaciones*

Los compuestos alifáticos de cadena lineal no se oxidan de forma apreciable. Esto ocurre en parte porque los compuestos orgánicos volátiles están presentes en forma de vapor y no entran en contacto con el líquido oxidante. Los compuestos alifáticos de cadena lineal se oxidan con mayor eficacia cuando se añade sulfato de plata (Ag_2SO_4) como catalizador. Sin embargo, el Ag_2SO_4 reacciona con el cloro, el bromo y el yodo para producir precipitados oxidados sólo parcialmente. La presencia causadas por sulfatos de halógenos pueden ser superadas en gran medida, aunque no del todo, mediante la formación de un complejo con el sulfato de mercurio HgSO_4 antes del procedimiento de reflujo.

Toma de muestra y almacenamiento.

Preferiblemente, recójense las muestras en frascos de cristal. Ensáyense las muestras inestables sin demora. Si es necesario el retraso antes del análisis, consérvese la muestra por acidificación a un $\text{pH} < 2$ utilizando H_2SO_4 conc. Mézclense las muestras que contengan sólidos precipitables con un mezclador para permitir una toma de muestras representativas. Háganse diluciones preliminares de los reactivos que contengan un DQO alto dependiendo del equipo con que se cuente, para reducir el error inherente a la determinación de volúmenes pequeños de muestra.

Equipo

En esta determinación se utiliza también el equipo Espectrofotómetro modelo DR/200 HACH, Éste modelo es un microprocesador-controlado.

Procedimiento.

- a) En este caso después de filtrar el agua del proceso de adsorción se hace una dilución 1/10 Para que las lecturas entren en el rango del aparato que es de 1650g/L
- b) Se toman 2 ml de esta dilución y se agregan a los tubos preparados de HACH, se prepara también un blanco con 2ml de agua destilada

Las muestras y el blanco se ponen en el aparato COD reactor HACH modelo P/N 45600-00, previamente calentado a 150°C , para que se lleve a cabo la reacción durante dos horas, pasado este tiempo se sacan los tubos y se dejan enfriar hasta que los tubos puedan ser manipulados aproximadamente a unos 50°C .

- c) En el espectrofotómetro DR/200 HACH se escoge el método y longitud de onda correspondiente al DQO alto el cual corresponde a la clave 435 y se pone en cero con el blanco apretando la tecla ZERO

- d) Se toman lecturas de los tubos que contienen las muestras apretando la tecla READ/CLEAR.

Se toman tres lecturas y se calcula el promedio.

Conductividad. (Standard Methods for the Examination of water and Wastewater (1994) 19 th edh..)

La conductividad es una expresión numérica de la capacidad de una solución para transportar una corriente eléctrica. Esta capacidad depende de la presencia de iones y de su concentración total, de su movilidad, valencia y concentraciones, así como de la temperatura de la medición. Las soluciones de la mayoría de los ácidos, bases y sales presentan



coeficientes de conductividad relativamente adecuados. Por otra parte, las moléculas de los compuestos orgánicos que no se disocian en soluciones acuosas tienen una conductividad muy pobre o nula

La medición física practicada en una determinación de laboratorio suele ser de resistencia medida en ohmios. La resistencia de un conductor es directamente proporcional a su área transversal y directamente proporcional a su longitud. La magnitud de la resistencia medida en una solución acuosa depende, por tanto, de la característica de la celda de conductividad utilizada, y solo tiene sentido si se conocen esas características. La resistencia específica es la resistencia de un cubo de un centímetro de largo. En soluciones acuosas, esta medida es rara debido a las dificultades de fabricación del electrodo. Los electrodos prácticos miden una fracción dada de la resistencia específica, siendo esta fracción la constante de celda C .

$C = \text{resistencia medida } R_m / \text{resistencia específica } R_s$

El recíproco de la resistencia es la conductancia, que mide la capacidad para conducir una corriente y se expresa en 1/ohmios. En los análisis de aguas es más conveniente la unidad micromhos. Cuando se conoce y se aplica la constante celular, la conductancia medida se convierte en conductancia específica o conductividad, K_s , recíproco de resistencia específica.

Se prefiere el término conductividad y por lo general se expresa en micromhos por centímetro (mmhos/cm) en el sistema internacional de unidades (SIU), el recíproco del ohmio es el siemens (S) y la conductividad se expresa en milisiemens por metro (mS/m); $1\text{mS/m} = 10\text{ mmhos/cm}$. Para expresar resultados en unidades SI; divídase mmhos/cm por 10

El agua destilada tiene recién preparada una conductividad de 0.5 a 2 mmhos/cm. que aumenta tras unas semanas de almacenamiento a 2-4 mmhos/cm. este aumento está dado fundamentalmente por absorción de CO_2 y, en menor grado de amoníaco.

Las mediciones de la conductividad en el laboratorio se utilizan para:

- a) Establecer el grado de mineralización para determinar el efecto de la concentración total de iones sobre equilibrio químico, efectos fisiológicos en plantas y animales, tasa de corrosión, etc.
- b) Determinar el grado de mineralización de agua destilada y deionizada.
- c) Evaluar las variaciones de la concentración de minerales disueltos en aguas naturales y residuales. La variación estacional mínima que se encuentra en las aguas embalsadas contrasta notablemente con las fluctuaciones diarias de algunas aguas de ríos contaminadas. Las aguas residuales que contienen cantidades significativas de desechos industriales muestran también una variación diaria considerable.
- d) Valorar el tamaño de la muestra que se vaya a utilizar para determinaciones químicas comunes y para investigar los resultados de un análisis químico.
- e) Determinar la cantidad de reactivo iónico necesario en algunas reacciones de precipitación y neutralización. Señalándose el punto final por un cambio en la inclinación de la curva como consecuencia del punteo de la conductividad sobre las lecturas de bureta.
- e) Calcular los sólidos totales disueltos en una muestra multiplicando la conductividad (micromhos por centímetro) por un factor empírico, este puede variar de 0.55 a 0.9 dependiendo de los componentes solubles del agua y de la temperatura de medición.



Para aguas salinas o de calderas se utilizan factores relativamente altos, mientras que si existen cantidades considerable de hidróxido o de ácido libre, se necesitarán factores más bajos. Aunque la evaporación de la muestra produce un cambio de bicarbonatos carbonato, el valor empírico se calcula para un aporte de agua relativamente constante, dividiendo los sólidos disueltos por la conductividad. Los miliequivalentes por litro, tanto de cationes como de aniones en las aguas, se evalúan aproximadamente multiplicando la conductividad (en micromhos por centímetro) por 0.01.

La conductividad electrolítica (a diferencia de la metálica) aumenta con la temperatura a un índice de 1.9 por 100 °C aproximadamente. De una medición inexacta de la temperatura pueden derivarse errores significativos. Las soluciones de cloruro potásico (KCl) tienen un coeficiente de conductividad a temperatura más baja que el agua potable común y, por su parte, el cloruro sódico (NaCl) posee un coeficiente que se aproxima mucho al encontrado en la mayoría de las aguas de pozos y de superficie. Nótese que cada ion tiene un coeficiente de temperatura distinto; así pues un trabajo meticuloso requiere la determinación de la conductividad a 25°C. El hecho de que la correlación de la temperatura, una parte en 500 para 25 ± 0.1 °C. alcance resultados significativos depende del equipo disponible y de la precisión deseada.

METODO DE LABORATORIO.

INSTRUMENTAL (0 a 199.9 mS/cm, 0 a 1.99 mS/cm, 0 a 1.99 mS/cm)

Medición directa

Se utiliza un conductímetro tipo Hach.

Es una medición muy sencilla. Primero se abre la caja del conductímetro y se aprieta la tecla que dice O.

Después se sumerge el electrodo en un vaso de precipitados que contiene la muestra a medir la conductividad. El electrodo debe estar bien sumergido y se debe agitar para quitar las burbujas en el área del electrodo. Posteriormente seleccionamos el rango de conductividad, Comenzando con el alto rango y después probamos con el de bajo. El valor de la conductividad aparece rápidamente en la pantalla del conductímetro. En caso de que rebasemos el rango el instrumento marcará 0.1 y lo que debe hacerse en este caso es diluir la muestra.

Finalmente, enjuagamos el electrodo con agua destilada y lo secamos con papel después de cada medición.

SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES

<< Sólidos totales >> es la expresión que se aplica a los residuos de material que quedan en un recipiente después de la evaporación de una muestra y su consecutivo secado en estufa a temperatura definida. Los sólidos totales incluyen los sólidos totales suspendidos, o porción de sólidos totales retenidos por un litro, y los << sólidos disueltos totales >> o porción que atraviesa el filtro.



PRINCIPIO DEL MÉTODO

Mientras que la conductividad expresa la capacidad de los iones en solución para conducir la corriente eléctrica, la medida de los sólidos disueltos totales expresa la concentración en g/L y mg/L de varios iones.

MANIPULACIÓN Y PRESERVACIÓN DE LA MUESTRA

Utilícense botellas de plástico o vidrio refractario, teniendo siempre en cuenta que el material en suspensión no debe adherirse a las paredes del recipiente. Iníciase el análisis lo antes posible, pues resulta poco útil preservar la muestra. Refrigérese la muestra a 4°C hasta realizar el análisis, para reducir al mínimo la descomposición microbiológica de los sólidos

METODOLOGÍA

La metodología a seguir es prácticamente la misma que en la medición de la conductividad sólo que se presiona la tecla TDS



APÉNDICE B

“DATOS EXPERIMENTALES”



APENDICE B

A continuación se dan los resultados completos de todos los parámetros medidos, para los tres tipos de influentes estudiados

Sobrenadante lixiviado con pretratamiento de coagulación –Floculación

Color (Co-Pt)

Dosis (g/L)	MP-9	Madera Nobrac	CG-700	LQ-900	BPL	LQ-1000	Madera Clarimax	F-400	F-200
0	7500	7500	7500	7500	7500	7500	7500	7500	7500
0	411	411	411	411	411	411	411	411	411
0	380	380	380	380	380	380	380	380	380
1	288.66	96.66	97	200	140	100	85	58	238
3	230	34.5	47	58	43	35	20	23	138
5	210.33	32	29	43	18	9	19	18	63.5
8	136	16.5	18	40	11.5	4	10	5	4

DQO (mg/L)

Dosis (g/L)	MP-9	Madera Nobrac	CG-700	LQ-900	BPL	LQ-1000	Madera Clarimax	F-400	F-200
0	4500	4500	4500	4500	4500	4500	4500	4500	4500
0	1436.6	1436.6	1436.6	1436.6	1436.6	1436.6	1436.6	1436.6	1436.6
0	1436.6	1436.6	1436.6	1436.6	1436.6	1436.6	1436.6	1436.6	1436.6
1	1400	1205	1160	1006.6	937.5	1036.66	940	800	1070
3	1336.6	900	980	700	685	816.66	805	630	800
5	1190	780	875	630	555	710	690	570	560
8	930	670	665	595	520	690	670	400	500

Turbidez (UTN)

Dosis (g/L)	MP-9	Madera Nobrac	CG-700	LQ-900	BPL	LQ-1000	Madera Clarimax	F-400	F-200
0	1.79	1.79	1.79	1.79	1.79	1.79	1.79	1.79	1.79
0	12	12	12	12	12	12	12	12	12
0	20.8	20.8	20.8	20.8	20.8	20.8	20.8	20.8	20.8
1	11.8	3.56	3.3	8.98	5.17	4.49	5.93	3.85	8.35
3	8.52	1.64	2.59	4.02	3.64	2.63	1.81	2.32	6.87
5	9.13	1.8	1.63	3.46	2.08	1.05	1.95	1.39	3.78
8	6.68	0.63	0.86	3.22	1.21	0.54	1.13	0.32	1.38



APENDICE B

CONDUCTIVIDAD (mS/cm)

Dosis (g/L)	MP-9	Madera. Nobrac	CG-700	LQ-900	BPL	LQ-1000	Madera. Clarimex	F-400	F-200
0	46	46	46	46	46	46	46	46	46
0	53.2	53.2	53.2	53.2	53.2	53.2	53.2	53.2	53.2
0	57.4	57.4	57.4	57.4	57.4	57.4	57.4	57.4	57.4
1	57.4	44.2	45.9	45.9	45.9	52.5	42.2	42.7	51.5
3	54.6	48.2	48.6	45.5	44.7	50.8	45.1	46.7	47.7
5	59.4	53.1	52.6	45.7	41.6	44.4	45.2	43.8	49.3
8	58.2	47.1	45.6	46.3	43.2	45	43.6	45	51.2

SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES (g/L)

Dosis (g/L)	MP-9	Madera. Nobrac	CG-700	LQ-900	BPL	LQ-1000	Madera. Clarimex	F-400	F-200
0	16	16	16	16	16	16	16	16	16
0	17.86	17.86	17.86	17.86	17.86	17.86	17.86	17.86	17.86
0	18.16	18.16	18.16	18.16	18.16	18.16	18.16	18.16	18.16
1	18.13	18.1	18.13	18.03	17.92	18.3	17.25	18.18	18.62
3	18.19	18.16	18	18.18	18.1	18.31	18.33	18.42	18.43
5	18.14	18.13	18.17	18.18	17.05	18.18	18.36	18.37	18.32
8	18.31	18.49	18.18	18.22	18.24	18.16	18.76	18.64	18.16

COMPARACIÓN DE pH

Dosis (g/L)	MP-9	Madera. Nobrac	CG-700	LQ-900	BPL	LQ-1000	Madera. Clarimex	F-400	F-200
0	8.76	8.76	8.76	8.76	8.76	8.76	8.76	8.76	8.76
0	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2
0	5.78	5.78	5.78	5.78	5.78	5.78	5.78	5.78	5.78
1	5.8	6.5	6.58	6.05	6.41	6.13	5.47	6.43	6.08
3	6.22	6.95	7.02	6.74	6.91	6.58	4.08	6.68	6.77
5	6.41	7.08	7.16	7.02	7.28	6.96	3.67	6.92	7.03
8	6.9	7.1	7.22	7.25	7.54	7.28	3.33	7.12	7.11



APENDICE B

SOBRENADANTE DEL LIXIVIADO MÉTODO FENTON

Comparación color (Co-Pt)

Dosis (g/L)	F-400	Madera. Nobrac	CG-700	LQ-1000
0	6700	6700	6700	6700
0	440	440	440	440
0	1060	1060	1060	1060
0.5	1040	203	196	1000
1	890	157	147	960
3	388	99	92	670
5	115	76	72	404
8	40	69	54	138

DQO (mg/L)

Dosis (g/L)	F-400	Madera. Clarimax	CG-700	LQ-1000
0	3630	3630	3630	3630
0	1585	1585	1585	1585
0	1845	1845	1845	1845
0.5	1785	1720	1830	1460
1	1670	1665	1755	1380
3	1130	1321	1475	935
5	955	1255	1325	820
8	885	1135	1180	705

Comparación de sólidos disueltos totales (g/L)

Dosis (g/L)	F-400	Madera. Nobrac	CG-700	LQ-1000
0	16.66	16.66	16.66	16.66
0	18.5	18.5	18.5	18.5
0	18.6	18.6	18.6	18.6
0.5	18.97	18.46	18.15	18.77
1	18.92	18.15	18.22	18.54
3	18.78	18.31	18.16	18.28
5	18.46	18.93	18.35	18.26
8	18.7	18.68	18.46	18.17

Comparación de turbidez (NTU)

Dosis (g/L)	F-400	Madera. Clarimax	CG-700	LQ-1000
0.5	12.7	4.3	4.7	1.7
1	13.4	4.2	4.2	1.2
3	14.1	4.3	4.1	1.1
5	7.4	4.2	4.1	1.1
8	4.6	4.3	3.9	0.9

Comparación de pH

Dosis (g/L)	F-400	Madera. Nobrac	CG-700	LQ-1000
0	8.67	8.67	8.67	8.67
0	2.94	2.94	2.94	2.94
0	6.22	6.22	6.22	6.22
0.5	6.3	6.56	6.38	6.30
1	6.59	6.94	6.72	6.45
3	7.05	7.20	6.99	7.20
5	7.23	7.31	7.10	7.47
8	7.44	7.39	7.18	7.67



APENDICE B

AGUA DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE COPILCO DE CIUDAD UNIVERSITARIA

COMPARACIÓN DE COLOR (Co-Pt)

Dosis (g/L)	MP-9	Mad.Nobrac	CG-700	LQ-900	BPL	LQ-1000	Madera clarimex	F-400	F-200
0	620	620	620	620	620	620	620	620	620
0	509	509	509	509	509	509	509	509	509
0.1	469.5	412.5	393.5	425.5	388.5	379.5	379.5	334.5	404.5
0.25	429.5	326.5	326.5	193.5	282.5	344.5	344.5	310.5	351.5
0.5	410.5	300.5	306.5	183.5	281.5	289.5	296.5	293.5	328.5
0.75	402.5	275.5	292.5	174.5	282.5	305.5	289.5	265.5	319.5
1	389.5	256.5	279.5	159.5	279.5	295.5	278.5	239.5	296.5

COMPARACIÓN DE DQO (mg/L)

Dosis (g/L)	MP-9	Mad.Nobrac	CG-700	LQ-900	BPL	LQ-1000	Madera clarimex	F-400	F-200
0	359	359	359	359	359	359	359	359	359
0	308.5	308.5	308.5	308.5	308.5	308.5	308.5	308.5	308.5
0.1	93	65	72	43	42	52	66	58	66
0.25	93	65	72	43	42	52	66	58	66
0.5	93	65	72	43	42	52	66	58	66
0.75	93	65	72	43	42	52	66	58	66
1	93	65	72	43	42	52	66	58	66

COMPARACIÓN DE TURBIDEZ (UTN)

Dosis (g/L)	MP-9	Mad.Nobrac	CG-700	LQ-900	BPL	LQ-1000	Madera clarimex	F-400	F-200
0	56	56	56	56	56	56	56	56	56
0	30.3	30.3	30.3	30.3	30.3	30.3	30.3	30.3	30.3
0.1	25.45	24.19	23.95	24.75	24.25	24.45	24.95	22.85	24.15
0.25	24.35	24.33	24.55	19.04	22.65	24.59	26.05	26.25	24.21
0.5	24.15	23.65	24.95	19.15	25.05	24.55	24.25	24.15	25.15
0.75	24.45	22.97	24.85	20.78	23.95	24.57	25.85	23.05	25.65
1	25.65	22.97	25.55	21.58	24.95	24.65	24.95	23.95	24.45



ANEXO 1

Comparación de conductividad eléctrica (mS/cm)

Dosis (g/L)	MP-9	Mad.Nobrac	CG-700	LQ-900	BPL	LQ-1000	Madera clarimex	F-400	F-200
0	1.07	1.07	1.07	1.07	1.07	1.07	1.07	1.07	1.07
0	1.24	1.24	1.24	1.24	1.24	1.24	1.24	1.24	1.24
0.1	1.17	1.17	1.28	1.17	1.56	1.17	1.17	1.17	1.24
0.25	1.22	1.24	1.21	1.33	1.26	1.28	1.21	1.22	1.26
0.5	1.06	1.22	1.21	1.34	1.23	1.23	1.18	1.06	1.26
0.75	1.22	1.29	1.18	1.38	1.288	1.20	1.13	1.22	1.25
1	1.08	11.29	1.27	1.33	1.23	1.20	1.16	1.07	1.24

Sólidos disueltos Totales (g/L)

Dosis (g/L)	MP-9	Mad.Nobrac	CG-700	LQ-900	BPL	LQ-1000	Madera clarimex	F-400	F-200
0	0.54	0.54	0.54	0.54	0.54	0.54	0.54	0.54	0.54
0	0.62	0.62	0.62	0.62	0.62	0.62	0.62	0.62	0.62
0.1	0.6	0.59	0.64	0.59	0.63	0.59	0.59	0.59	0.62
0.25	0.58	0.62	0.61	0.67	0.63	0.64	0.61	0.61	0.63
0.5	0.6	0.61	0.61	0.67	0.62	0.62	0.59	0.53	0.63
0.75	0.6	0.65	0.59	0.7	0.64	0.6	0.57	0.61	0.63
1	0.54	0.65	0.64	0.67	0.62	0.6	0.58	0.53	0.62

Comparación de pH

Dosis (g/L)	MP-9	Mad.Nobrac	CG-700	LQ-900	BPL	LQ-1000	Madera clarimex	F-400	F-200
0	8.47	8.47	8.47	8.47	8.47	8.47	8.47	8.47	8.47
0	8.24	8.24	8.24	8.24	8.24	8.24	8.24	8.24	8.24
0.1	8.32	8.24	8.18	8.18	8.22	8.17	8.17	8.34	8.11
0.25	8.26	8.18	8.17	7.82	7.94	7.66	8.16	8.35	8.18
0.5	8.24	8.24	8.18	7.77	8.01	7.79	8.16	8.36	8.18
0.75	8.28	8.12	8.17	7.88	8.11	7.74	8.10	8.35	8.24
1	8.43	8.12	8.18	7.96	8.28	8.24	8.17	8.59	8.18



ANEXO 1



REACTIVOS QUÍMICOS

Introducción

Desde la antigüedad se conoce que la adición al agua turbia o coloreada, de sales de aluminio, y, en general, de iones con valencia superior a uno, produce la precipitación de las sustancias colorantes o productoras de turbidez. Esto es posible por la formación de hidróxidos de fácil decantación, promovido por las sales añadidas. Evidentemente, al elevar el pH del agua por adición de NaOH u otro reactivo alcalino, también se logra el anterior efecto; no obstante, no se trata en este caso de un proceso de coagulación, sino de precipitación de sustancias disueltas (no coloidales).

Se han investigado sales como el cincato de sodio y las sales de titanio a fin de comparar sus resultados con los obtenidos con aluminio y hierro; no se han encontrado ventajas y si inconvenientes.

Además de la valencia del metal existen varios factores que influyen en la coagulación, como son: pH, salinidad del agua, turbidez, temperatura, presencia de precursores de nucleación, y efecto de la velocidad de mezcla. El tiempo de coagulación es extremadamente breve (menor al segundo) y la utilización óptima del coagulante exige que la neutralización de los coloides sea total, antes de que una parte del coagulante haya comenzado a precipitar.

Para cada coagulante, existe un rango óptimo de pH para que se lleve a cabo una buena floculación el cual depende no sólo del coagulante sino también de la calidad del agua. Así por ejemplo con agua destilada el valor óptimo de pH para sulfato de aluminio es de 5.5, pero para agua natural, con el mismo coagulante, el valor óptimo está en el rango de 5.5 - 8.0. No obstante para algunos tipos de agua en particular el rango para el mejor coagulante puede estar tan sólo alrededor de 0-3 unidades de pH.

Como ya se ha mencionado la temperatura del agua también afecta el grado de coagulación. Así a bajas temperaturas se requieren dosis grandes del coagulante. Otros factores que influyen en el grado de coagulación es el tiempo de adición y del orden de adición si se utiliza más de un reactivo. Las condiciones óptimas para la coagulación se pueden determinar por pruebas de laboratorio.

En este caso utilizan cuatro reactivos diferentes en la coagulación, sulfato de aluminio y cloruro férrico.

SALES DE ALUMINIO

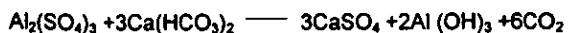
Son las más utilizadas. Existe una vieja polémica entre los dos tipos de compuestos: aluminio y hierro. La aplicación, sin embargo, de los primeros, es mayoritaria. Su actuación, en términos generales, cubre amplio rango de condiciones posibles del agua bruta. Se trata de sustancias no muy corrosivas.

Probablemente el principal problema del exceso de aluminio en agua, es el derivado de efectos neurológicos en enfermos sometidos a diálisis, lo cual implicaría su previa reducción al uso del agua para estas situaciones.

La principal sal de aluminio usada es el sulfato de aluminio líquido o sólido. El intervalo de actuación frente al pH, en términos de la solubilidad del hidróxido metálico formado, indica que el óptimo se sitúa entre 6 y 7.5 unidades de pH (en este trabajo el valor óptimo de pH fue de 5.75).



La reacción teórica producida por el sulfato en el agua es:



El proceso real es más complejo: se generan diferentes compuestos polímeros de aluminio. El ion Al (III) da lugar a una estructura octaédrica de hibridación sp^3d^2 , en que los orbitales libres son ocupados por electrones procedentes del agua.

El sulfato de alumina elimina color, turbidez y, mediante englobamiento en los flóculos formados, bacterias, virus y, en general, microorganismos.

La disminución de pH causada en el agua oscila, dependiendo del pH y salinidad del agua bruta, entre 0,05 y 0,3 pH, siendo mayor o menor, con aguas blandas. Sus características se muestran en la tabla 7.

Tabla 15 Características del sulfato de aluminio

	Líquido	Sólido
Aspecto	Amarillo verdoso	Blanco-crema
% Al_2O_3	8,2 - 8,3	17 - 17,2
Fe total	0,15 - 0,20 % (Fe_2O_3)	0,2 - 0,3 % (Fe_2O_3)
Densidad	1,335 g/cc (15°C)	0,91 - 0,97 g/cm ³
P. congelación	-17°C	-
pH	2,4	3,5 (1 por 100)
Insolubles	0,03 por 100	0,05 - 0,08 por 100
Fórmula	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$
Peso molecular	594	594
Pureza	48 po 100	9 - 100 por 100
viscosidad	26 cps /15,5°C)	-



SALES DE HIERRO

Puede tratarse de hierro trivalente o divalente. Sin embargo, debido a la mayor solubilidad del segundo, los compuestos de mejor rendimiento son los de Fe(III), cuyos oxihidróxidos son fácilmente precipitables. Los inconvenientes de aplicar estos productos radican, fundamentalmente, en que el exceso en la dosificación y su inadecuada eliminación dan lugar a que por encima de 0,3 ppm de hierro residual aparezcan problemas de sabor, y se incrementen mucho los derivados de corrosiones de tuberías, depósitos y equipos metálicos.

Quizás el cloruro férrico líquido es la sal más aplicada. La reacción teórica en agua es:



El proceso real es más complejo, y abarca una serie de procesos de polimerización: se generan entidades polinucleares de Fe/O/OH/Fe, que son los causantes efectivos del agua bruta.

El FeCl₃ es altamente corrosivo. Esto ha de considerarse a la hora de usar bombas, válvulas y otros equipos que pueden ser atacados seriamente.

El agua decantada, con dosis óptimas, suele ser de mejor calidad que la lograda con sulfato (menor turbidez). Los fangos producidos son compactos. Los cambios bruscos en dosificación nunca son recomendables. Su aplicación, junto con sulfato líquido de aluminio, pueden conjugar las ventajas de los dos reactivos.

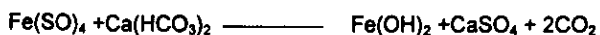
Tabla 16: Características coagulantes del cloruro férrico

Aspecto	Liq. Amarilla
% Fe	13,7 %
Densidad	1,42 g/cc
P. congelación	-10°C
pH	1,0
Insolubles	Trazas
Fórmula	FeCl ₃ .6H ₂ O
Peso molecular	162,2
Riqueza	40 %
viscosidad	12mm ² /sg (10° C)

Otra sal de hierro que utilizada es **sulfato ferroso**. Tiene el inconveniente de que siempre se debe aplicar con valores de pH mayores a 9.



Es necesario, por tanto, adicionar cal o carbonato sódico, y también cloro (como oxidante) antes de su aplicación. Reacción teórica en agua:



La principal desventaja de esta sal radica en la mayor solubilidad de las sales ferrosas frente a las férricas.

Su uso en aguas potables puede realizarse bajo el punto de vista de la eliminación de olores y sabores del agua bruta mejor que desde la coagulación. Su aplicación supondrá una cantidad suplementaria de álcali. Dosis máxima: 100 g/ m³

Tabla 17 Características coagulantes del sulfato ferroso

Aspecto	Sólido verdoso
% Fe	93%
Densidad	1,90 g/cc
P. congelación	-
PH	-
Insolubles	< 0,1 % TiO ₂
Fórmula	FeSO ₄
Peso molecular	278,3
Riqueza	50,8 %
viscosidad	-