



64
2 ej

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO
FACULTAD DE QUIMICA

**"PROCESOS PARA LA REMOCION DE COMPUESTOS
ORGANICOS EN AGUAS RESIDUALES TRATADAS
CON FINES DE RECARGA DE ACUIFEROS"**

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE
INGENIERO QUIMICO
P R E S E N T A
AGUSTIN MORENO SOTO

**TESIS CON
FALTA DE ORIGEN**

México, D. F. 1989



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas Tesis Digitales Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS © PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

I N D I C E

1.	INTRODUCCION	1
2.	CONCEPTOS BASICOS	7
2.1	Agua subterránea	7
2.2	Permeabilidad y porosidad	11
2.3	Ley de Darcy	14
2.4	Zona de aeración y zona de saturación	17
2.5	Acuíferos y acuíferos	19
2.6	Propiedades acuíferas de los grupos de rocas más comunes	23
2.7	Tipos de acuíferos	25
2.8	Recarga artificial	27
3.	CARACTERISTICAS DE LOS CONTAMINANTES	38
3.1	Contaminantes prioritarios	38
3.2	Procesos ambientales	43
3.3	Comportamiento de los contaminantes orgánicos ante los procesos ambientales	48
4.	TRATAMIENTOS TERCARIOS	52
4.1	Coagulación-floculación	53
4.2	Recarbonatación	54
4.3	Filtración	59
4.4	Adsorción	67

4.5	<i>Osmosis inversa</i>	81
4.6	<i>Intercambio iónico</i>	88
4.7	<i>Oxidación química</i>	92
4.8	<i>Desinfección</i>	99
5.	METODOLOGIA	102
5.1	<i>Trazas de orgánicos y toxicidad</i>	102
5.2	<i>Análisis teórico de remoción</i>	105
5.3	<i>Discusión de resultados</i>	121
6.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	123

1. INTRODUCCION

Dos problemas graves de las grandes urbes son: "La contaminación" y "el suministro de agua potable".

Actualmente, la ciudad de México es una de las más contaminadas debido al gran aumento de su población y al exceso de industrias que en ella se establecieron, por lo que el agua potable escasea notablemente.

Traer el agua al Distrito Federal y extraerla del subsuelo ha sido el gran reto que han enfrentado las autoridades correspondientes. Esto ha motivado el desarrollo de nuevos programas y medidas que ayuden a solucionar parcialmente el problema del suministro de agua.

Tales programas y medidas son, entre otros:

- a) La descentralización industrial
- b) Reuso de las aguas residuales
- c) Recarga del acuífero del Valle de México.

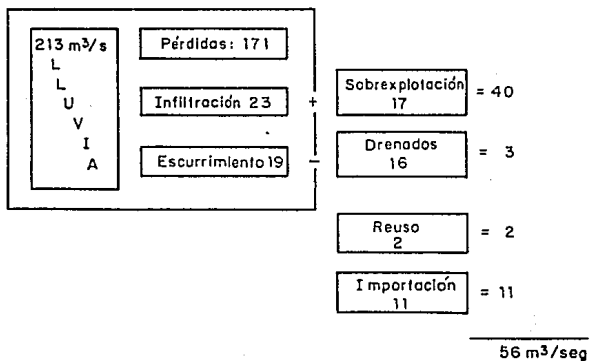
En la actualidad, el agua que se consume en el área metropolitana proviene en su mayor parte del acuífero de la zona del Valle de México, en la cual se tiene la mayor precipitación pluvial entre los meses de julio y septiembre; ésta equivale a $213 \text{ m}^3/\text{seg}$ y se estima que $171 \text{ m}^3/\text{seg}$ se evaporan, por lo tanto no son susceptibles de usarse; $23 \text{ m}^3/\text{seg}$ recargan el acuífero, $19 \text{ m}^3/\text{seg}$ corren en la superficie, de los cuales $3 \text{ m}^3/\text{seg}$ son disponibles para el uso, y el resto son drenados en el valle para evitar inundaciones debido a que las corrientes superficiales causan, en cortos periodos, grandes almacenamientos de agua.

Actualmente, el Valle de México requiere $56 \text{ m}^3/\text{seg}$ de los cuales $32.4 \text{ m}^3/\text{seg}$ son destinados para uso doméstico, $11.3 \text{ m}^3/\text{s}$ para la industria, comercio y servicios, $4 \text{ m}^3/\text{seg}$ para recreaciones públicas y $8.3 \text{ m}^3/\text{seg}$ para la agricultura. En la Tabla I se muestran estos resultados (ref 1).

Para satisfacer esta demanda cerca de $11 \text{ m}^3/\text{seg}$ son traídos del acuífero sobre-explotado de la presa del Río Lerma. Del acuífero del Valle de México, que también es sobre-explotado, se extraen $40 \text{ m}^3/\text{seg}$, $23 \text{ m}^3/\text{seg}$ llegan debido a infiltracio-

Tabla 1 Suministro y usos del agua en el Valle de México

Doméstico	+	Industria comercio servicios	+	Recreación pública	+	Agricultura	=	56 m ³ /s
32.4		11.3		4.0		8.3		



nes, y por lo tanto $17 \text{ m}^3/\text{seg}$ se tendrán que reponer. Para completar el volumen requerido cerca de $3 \text{ m}^3/\text{seg}$ se obtienen del agua que corre en la superficie y $2 \text{ m}^3/\text{seg}$ del agua residual tratada.

Como resultado del uso de los volúmenes mencionados se producen $40 \text{ m}^3/\text{seg}$ de agua residual de los que aproximadamente $8 \text{ m}^3/\text{seg}$ son usados para regar 18 000 hectáreas en el Valle de México y el resto para 56 000 hectáreas del Valle de Tula.

El sistema hidráulico incluye el suministro de agua potable, drenaje, tratamiento y reuso. Los subsistemas tienen que responder a las necesidades de los usuarios, pero se tienen problemas debido al inadecuado mantenimiento, infraestructura incompleta, medidas pobres de cantidad y calidad de agua y la demanda creciente de los servicios.

Actualmente el sistema de agua potable tiene 446 km de red primaria de tubería con un diámetro de 50.8 cm o más, 10 000 km de red secundaria con pequeños diámetros y 44 tanques de almacenamiento y regulación con una capacidad de 1.2 millones de metros cúbicos.

La sobreexplotación del acuífero en el Valle de México, el crecimiento urbano incontrolado y la inadecuada administración del suelo, han provocado daños en tuberías y reducción

en la infiltración por lo que resulta necesario pensar en otras opciones como recargar el acuífero. Lo ideal sería aportar la misma cantidad de agua que se extrae de él.

El problema es trascendente puesto que el agua que se utiliza para la recarga debe tener una calidad similar a la potable a fin de no alterar la calidad del acuífero.

En el presente trabajo se aborda el tema de un proyecto de investigación que consiste en estudiar la factibilidad de recargar el acuífero del Valle de México con aguas residuales tratadas a nivel avanzado. Dadas las implicaciones ambientales que esto puede tener es necesario considerar con especial cuidado ciertos tipos de contaminantes, de los cuales no se tiene un control establecido en el país, tal es el caso de los contaminantes orgánicos de origen industrial.

OBJETIVOS

Los objetivos de este trabajo son:

1. Elaborar una revisión de los conceptos básicos sobre la recarga de acuíferos.
2. Estudiar el comportamiento de los contaminantes orgánicos en el agua subterránea.

3. Proponer los procesos avanzados y la secuencia idónea para la remoción de contaminantes orgánicos en aguas residuales tratadas.
4. Simular un análisis teórico de la remoción en los procesos de tratamiento terciario.
5. Proponer normas de control de calidad del agua para la recarga de acuíferos con base en los criterios y normas establecidos en otros países.

2. CONCEPTOS BASICOS

2.1 Agua Subterránea

Es muy probable que desde los albores de la historia el hombre advierte la existencia del agua subterránea. Ya que teniendo en cuenta algunos de los documentos más antiguos que se conocen, se dice que en el capítulo XXVI del libro del Génesis se advierte gran familiaridad con el agua subterránea, y análogas observaciones pueden seguirse en otros lugares de la Biblia. Es bien sabido que los romanos conocían el uso de los pozos: en Inglaterra perforaron unos de 36 m de profundidad, y complementaron el caudal de sus pozos mediante galerías excavadas en la caliza, aunque se crea que este sistema es moderno.

El agua subterránea o agua freática es agua que se presenta

en una zona saturada de espesor variable, bajo la superficie de la tierra. Las fisuras y los poros en las rocas y material no consolidado constituyen un gran recipiente subterráneo en donde se acumula parte de la precipitación pluvial. El agua subterránea no funciona solo como un agente geológico con papel de disolvente, transportador y asentador de minerales, sino también sirve como fuente de agua para el abastecimiento humano.

Existen tres fuentes que originan el agua subterránea: METEORICA, CONGENITA y MAGMATICA, de las cuales, la más importante es la meteórica, debido a que aporta una mayor cantidad que las otras dos. Esta cae de la atmósfera en forma de lluvia, granizo y nieve. La segunda fuente son las aguas congénitas o de formación que ocupan los espacios entre los sedimentos que quedaron sobre los fondos de océanos y lagos. Tal agua encerrada se encuentra, generalmente, con el petróleo en muchos yacimientos productivos. Esta agua difiere en composición del agua del mar, pues, durante los largos periodos geológicos que han estado en las rocas, ha disuelto materias minerales adicionales, ha dejado algunas en las rocas o ha sido diluida. Parte de esta agua se encuentra en forma de salmuera fuerte. Y la última fuente de agua subterránea es el vapor derivado de magmas profundos. Esta agua, magmática o juvenil, se suma al agua subterránea de la región, cuando las grandes masas de magmas se elevan dentro de

la corteza de la tierra. Las aguas de ciertas fuentes termales son, probablemente, de origen magmático (ref 2).

La parte de agua meteórica que penetra en el suelo puede dividirse, según el Doctor B. Smith (ref 3), del siguiente modo:

1. Agua absorbida directamente por las plantas.
2. La que, por capilaridad, asciende de nuevo a la superficie y se evapora allí.
3. La que se une a moléculas de substancias minerales y así se fija químicamente en el suelo.
4. La que corre directamente hacia el mar (en los territorios costeros). Por conductos y manantiales subterráneos.
5. La que brota en manantiales y, a menudo, alimenta los ríos.
6. La que queda retenida en el subsuelo.

El uso del agua subterránea para abastecimiento tiene hoy importancia todavía mayor de lo que muestran los datos estadísticos, lo cual se debe probablemente a dos principales causas: la primera, el que aunque una población no se halle

cerca de un río o de un lago, puede proyectar el abastecerse de fuentes lejanas; tal sistema es impracticable cuando se trata del abastecimiento de una casa o de una granja. Por lo tanto, siempre es atractiva la posibilidad de utilizar el agua subterránea. Probablemente las instalaciones particulares de pozos y el aprovechamiento de los manantiales han sido los principales factores que motivaron que la primitiva vida nómada fuera convirtiéndose en la sedentaria y agrícola, base de la actual civilización. La segunda razón se desprende inmediatamente, conforme la vida agrícola e individualista fue dando paso a la moderna organización industrial y a la construcción de ciudades, los nuevos centros de población no podían siempre situarse en buenas condiciones, por lo que se refiere al abastecimiento de agua; de aquí que en muchos casos en los que el asiento de una población obedeció a las condiciones industriales, fuese preciso estudiar el modo de abastecerla con el agua subterránea inmediata.

El agua existente en la parte superficial de la corteza terrestre es igual a un tercio del volumen de la oceánica. Además, se ha calculado que el agua subterránea puede existir hasta 10 km de profundidad, y que invariablemente se halla bajo todos los puntos de la superficie terrestre, aunque a menudo a tales profundidades no sea utilizable.

2.2 Permeabilidad y porosidad

El subsuelo está constituido por una gran variedad de materiales que están dispuestos en diversos estratos; el orden de estos estratos no sigue una ley sino que depende de las formaciones geológicas de cada lugar.

La primera variación que ocurre imaginar es la sucesión, a veces alternada, de niveles permeables e impermeables. Si los impermeables forman el suelo, no entrará agua al depósito inferior compuesto por los niveles permeables. Más común, es que la superficie sea permeable, la lluvia penetra por ella hasta que alcanza la masa general de agua subterránea retenida por encima del nivel impermeable; masa de la que se pueden extraer grandes o pequeñas cantidades de agua por medio de sondeos o pozos.

Los hidrólogos e hidrogeólogos tienen mucho interés en el estudio de las rocas, porque sus huecos, es decir, intersticios o aberturas, actúan como conductos y/o almacenamiento de agua. Estos dos aspectos constituyen factores muy importantes en el estudio sobre aguas subterráneas, los cuales son definidos como permeabilidad y porosidad. Naturalmente, la estructura y otras características de las rocas son también altamente significativas en lo anterior, conjuntamente, ellas delimitan el almacén geológico y algún sistema hidrológico,

particularmente un acuífero.

La parte externa de la corteza terrestre está formada por materiales que abarcan desde el granito, casi desprovisto de poros, hasta la grava suelta no consolidada, llena de huecos entre los granos minerales.

El volumen de los poros de una roca o sedimento se expresa como el porcentaje del volumen total del material y se conoce técnicamente como Porosidad. La porosidad depende de la forma y tamaño de los granos y de su grado de heterogeneidad (fig 2.1).

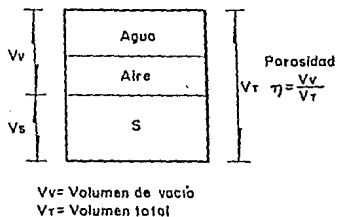


Fig. 2.1 Relación de la porosidad

Todos los materiales de porosidad variable, de cerca de la porción superior de la corteza terrestre, pueden considerarse como un depósito de almacenamiento potencial de aguas profundas, pudiéndose llamar por lo tanto Depósito de Agua Subterránea. El volumen total de agua contenida en un depósito de aguas subterráneas en cualquier área determinada depende de:

1. La porosidad de la roca
2. La razón según la cual se le añade agua por infiltración, y
3. La razón según la cual le abandone el agua por evaporación, por transpiración, por difusión hacia cursos superiores y por bombeo.

En la Tabla 2.1 se presentan algunos valores aproximados de la porosidad de rocas bien conocidas. Para valores más precisos es indispensable analizar testigos.

Una formación rocosa o sedimento es citada para ser permeable si el agua o algún otro líquido en contacto con su superficie pasa a través de ella.

Se considera un caso especial de permeabilidad al movimiento del agua u otro líquido que viaja a través de discontinuidades mecánicas, tales como fallas, juntas u otras fracturas.

En la Tabla 2.2 se muestran algunos valores aproximados de permeabilidad.

Una roca con gran porosidad no es, necesariamente muy permeable. La permeabilidad varía con el grado de mezclado y con la disposición de los granos de material fino y grueso.

En un sentido más general, las pizarras y las arcillas se clasifican habitualmente como relativamente impermeables, mientras que las areniscas, las arenas y gravas se consideran como permeables. Esta distribución bastante natural, explica el hecho de que los materiales permeables de una zona de saturación proporcionen a un pozo cantidades considerables de agua, mientras que estratos relativamente impermeables ceden poco o nada al pozo. Aunque una lutita pueda tener igual porosidad que la de una arenisca (cerca del 20%), la lutita tiene permeabilidad inferior dada la dimensión de sus intersticios entre los granos minerales que la forman, puesto que son demasiado pequeños para permitir el paso fácil del agua.

2.3 Ley de Darcy

El movimiento de agua a través de un acuífero se describe mediante la ley de Darcy.

Se ha demostrado que una cantidad de agua Q fluyendo por uni-

dad de tiempo a través de una sección transversal de área A normal a la dirección de flujo es directamente proporcional a la caída de presión ó carga hidráulica H asociada con el flujo, e inversamente proporcional al espesor del estrato permeable l (figura 2.2)

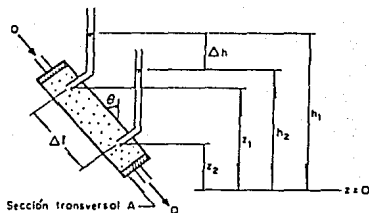


Fig 2.2. Ley de Darcy

de modo que:

$$Q = \frac{K H A}{L}$$

donde K es la constante de proporcionalidad llamada coeficiente de permeabilidad, coeficiente de filtración o coeficiente de conductividad hidráulica.

Esencialmente K se refiere a la longitud dividida por unidad de tiempo, por lo tanto, tiene dimensiones de velocidad.

La ley de Darcy se define, de acuerdo con la expresión:

$$K = \frac{QL}{AH} = \frac{v}{i}$$

donde v es la velocidad de descarga e i es el gradiente hidráulico (relación H/L). (ref 4).

El gradiente hidráulico se expresa generalmente como la razón entre la diferencia en elevación de dos puntos del manto acuífero (en la dirección del movimiento) y su distancia mutua.

Los materiales de la corteza terrestre varían en gran manera con respecto a sus coeficientes de permeabilidad, y esta variación es la que complica el trayecto del movimiento del agua, así como su presencia, utilizable en aplicaciones humanas.

La ecuación de Darcy es válida solamente cuando el flujo es laminar en el acuífero, es decir, cuando su número de Reynolds es pequeño, esto sucede cuando la velocidad del flujo y el diámetro efectivo de las partículas es pequeño. En la mayoría de los casos de flujo a través de acuíferos el número de Reynolds es suficientemente pequeño, por lo que la ecuación de Darcy es

válida.

2.4 Zona de aeración y zona de saturación

Para comprender las condiciones de la presencia del agua subterránea, considérense las zonas atravesadas durante la perforación de un pozo. Entre unos cuantos decímetros desde la superficie, el suelo puede estar ligeramente húmedo, según lo reciente de la última lluvia, esta humedad se denomina agua somera y a la faja que la contiene se le llama capa superficial o zona de humedad. Abajo de esta faja de humedad, hay una zona con creciente contenido de agua, denominada zona intermedia y al agua retenida en esta zona se le conoce como agua vadosa intermedia; a mayor profundidad puede encontrarse material muy empapado, esta agua se denomina agua vadosa límite, la cual se encuentra retenida gracias a la atracción molecular de esa zona capilar. Estas tres zonas comprenden lo que se denomina zona de aeración, vadosa o no saturada, la cual es favorable para la lixiviación y oxidación, y en conjunto al agua contenida en esta zona se le denomina agua vadosa, colgada o suspendida (fig 2.3).

La zona de saturación corresponde al material cuyos intersticios se hayan llenos o saturados por el agua. Esta zona también se conoce como capa freática (del griego "phear", pozo), y la superficie ondulante que separa la zona de aeración

de la zona saturada es el nivel hidrostático subterráneo o nivel freático. Bajo condiciones normales, el nivel freático es una imitación de la superficie del terreno. Sin embargo, aunque tiende a seguir las ondulaciones de la topografía de la región, es más regular.

El nivel freático está influido por diversos factores, como la cantidad de lluvia, la evaporación y la permeabilidad de las rocas. De hecho, durante una lluvia fuerte o sostenida puede formarse una zona saturada cerca de la superficie, constituyendo una línea de agua "temporalmente aislada", a alguna distancia del plano general de saturación. Como el nivel freático oscila con los cambios climáticos estacionales, una determinada zona dentro de la tierra está por encima del nivel freático en periodos secos, pero por debajo durante los húmedos.

Allí en donde el manto acuífero está muy cerca o en la superficie del suelo, se presentan condiciones pantanosas, y en este sentido, un lago viene a ser una superficie deprimida cuyo fondo se encuentra bajo el nivel freático.

Por debajo de la zona de saturación se encuentra la denominada agua interna o profunda, situada en aquella profunda parte de la corteza terrestre, donde la presión de las rocas es tan grande que no existen intersticios donde pudiera alojarse.

se el agua. Esa agua profunda y la asociada con las masas magmáticas tienen únicamente interés científico.

Los factores de porosidad y permeabilidad afectan la zona de aeración así como la de saturación y de ahí que la ley de Darcy será igualmente significativa en ambas.

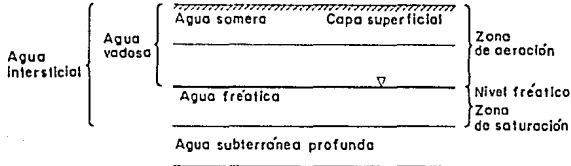


Fig 2.3. Niveles y clases del agua subterránea

2.5 Acuíferos y acultardos

De todas las palabras del vocabulario hidrológico, no hay probablemente ninguna más confusa que el término acuífero, debido a que diferentes personas le asignan distintos significados y tal vez la misma persona varíe su definición a través

del tiempo. Sin embargo, se usa para referirse a capas geológicas individuales, para formaciones geológicas completas e igualmente para grupos de formaciones geológicas. El término debe ser siempre considerado de acuerdo con su escala y contexto de su uso.

Un acuífero es mejor definido como una unidad geológica permeable saturada que puede proporcionar cantidades significativas de agua, bajo ordinarios gradientes hidráulicos (ref 5).

Existen otras clases de material saturado que no son buenos conductores de fluidos, pero pueden ser inducidos para producir agua bajo circunstancias especiales. A este tipo de estratos se les llama acuicierre.

Un par alternativo de definiciones que son muy usadas en la industria, especifican que un acuífero debe ser lo suficientemente permeable para producir cantidades económicas de agua hacia pozos, mientras que los acuicierres no pueden.

En años recientes, el término acuitardo se utiliza para describir las capas menos permeables en una secuencia estratigráfica. Estas capas pueden ser lo suficientemente permeables para transmitir agua en cantidades que son significativas en el estudio del flujo regional del agua subterránea, pero su permeabilidad no es lo suficientemente grande para permitir el cumplimiento de pozos de producción dentro de

una de estas capas, (fig 2.4).

La mayor parte de los estratos geológicos son clasificados como acuíferos o acuitardos; muy pocas formaciones se ajustan a la definición clásica de un acuícierre. Como resultado hay una tendencia hacia el uso de los primeros dos de estos términos a expensas del tercero.

La mayoría de los acuíferos son aquellas formaciones geológicas que tienen valores de conductividad hidráulica a la mitad superior del rango observado (Tabla 2.2). Arenas y gravas no consolidadas, rocas permeables sedimentarias tales como piedras areniscas y piedras calizas, así como también muchas rocas volcánicas fracturadas y rocas cristalinas.

Casi todos los acuitardos son: arcillas, pizarras y densas rocas cristalinas.

Las definiciones de acuífero y acuitardo son imprecisas con respecto a la conductividad hidráulica. Esto permite abrir la posibilidad de usar los términos en un sentido relativo. Por ejemplo, en una secuencia de intercapas arena-sedimento, los sedimentos pueden ser considerados acuitardos, mientras que en el sistema sedimento-arcilla se consideran como acuíferos.

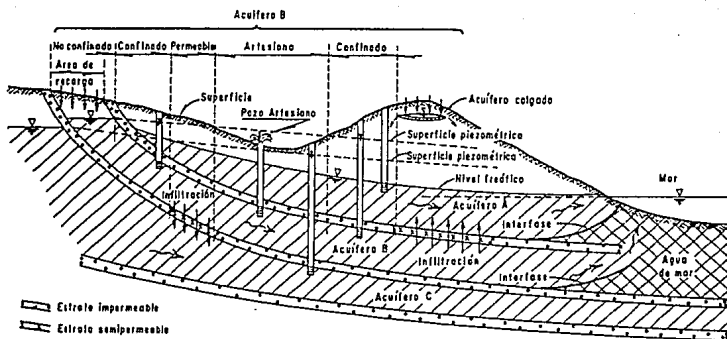


Fig 2.4 Clasificación de acuíferos

La palabra acuífuga es ocasionalmente utilizada para formaciones impermeables incapaces de almacenar o transmitir agua, por ejemplo, el granito sólido.

Se considera que un acuífero tiene una vida efectiva cuando el volumen anual de agua removida representa una muy minúscula fracción de la capacidad total del almacenaje, de este modo, la producción confiable puede ser definida como la cantidad de agua que puede ser removida anualmente de un acuífero sin producir un resultado indeseable.

2.6 Propiedades acuíferas de los grupos de rocas más comunes

El problema principal es la distribución de agua subterránea, más que su mera situación, y por ello se presentan las propiedades de los grupos de rocas más comunes (ref 3).

Arenas y Gravas. Como son a la vez porosas y permeables deben considerarse como los terrenos acuíferos ideales. Su amplio uso como medios filtrantes y de avenamiento hacen innecesario mayor comentario. Sólo se advertirá que son poco útiles las arenas demasiado finas.

Arcillas y pizarras arcillosas. En general, son impropias como origen del agua subterránea, porque aunque las arcillas a menudo la contienen, esta agua no es fácil de extraer.

Las pizarras arcillosas duras, dan a veces agua por las juntas.

Areniscas. Son tan variadas en estructura y composición que se escalonan desde roca casi impermeable hasta la tan permeable que el agua brota de ella cuando está a presión, como ocurre en la arenisca abigarrada de Inglaterra. En estos casos es muy importante el diámetro de los sondeos; algunos se han hecho de hasta 0.750 m de diámetro. Las areniscas, cuando son permeables, constituyen un admirable origen de agua subterránea, porque, además de darle fácil paso, forman un medio filtrante. Así ocurre de modo especial en la nueva arenisca roja de Inglaterra, donde el agua de los pozos profundos es casi siempre clara y potable.

Calizas. Este extenso grupo de rocas es el que sigue en importancia a las areniscas como origen para el agua subterránea. Se conoce muy bien su importancia, que reside en los grandes canales y cavernas debidos a la disolución de la roca, lo que motiva a que los depósitos amplios de agua subterránea suelen hallarse en los terrenos compuestos por esas rocas.

Rocas cristalinas. En general no se cuentan entre los acuíferos, aunque pocas se presentan absolutamente secas en las excavaciones. Cuando están descompuestas, por meteorización

o por otra causa cualquiera, o bien si están fracturadas, pueden dar apreciables cantidades de buena agua potable. Las rocas cristalinas frescas en formación completa no suelen dar cantidad aprovechable. Los granitos descompuestos la suministran a veces: las cuarcitas, pizarras y mármoles la dan por las litoclasas; los gneis y los esquistos suministran muy poca, a no ser que se hallen muy descompuestos.

2.7 Tipos de acuíferos

Muchas clasificaciones han sido propuestas para los acuíferos. Por ejemplo, O.E. Meinzer propuso agruparlos cronológicamente. Sin embargo, la manera más común de clasificarlos depende de la presencia o ausencia del nivel freático, y de aquí surgen dos importantes categorías que son (ref 4):

1. Acuíferos no confinados. En los cuales el nivel freático funciona como la superficie superior de la zona de saturación, asciende y desciende de acuerdo con los cambios de almacenamiento.
2. Acuíferos confinados, en los cuales el agua subterránea está confinada bajo presión excediendo la atmosférica por una extensión relativamente impermeable llamada capa confinante. Para este tipo de acuíferos el concepto de nivel freático no tiene sentido, en su lugar Meinzer pro

puso el concepto de superficie piezométrica o potenciométrica definiéndola como una superficie imaginaria coincidiendo en todos los puntos con el nivel de presión hidrostática del agua del acuífero. Si un pozo penetra un acuífero confinado el nivel del agua asciende indicando la elevación de la superficie piezométrica; a los pozos de esta clase se les llama Artesianos, por lo que a este tipo de acuíferos también se les llama Acuíferos Artesianos (Artois, provincia francesa donde el agua de muchos pozos sube sobre la superficie de la tierra como una fuente). El nivel hasta el cual ascenderá el agua en un pozo artesiano, queda determinado por el punto más elevado del acuífero. El agua puede no ascender por un pozo artesiano hasta el nivel teórico previsto, dada su fricción al desplazarse por el acuífero, que consume cierta energía. El hecho de que el nivel del agua en un pozo artesiano pueda ascender hasta la superficie del suelo depende de las circunstancias topográficas más bien que de alguna particularidad inherente al acuífero artesiano, por lo que en algunos lugares la superficie del terreno puede estar situada debajo de la superficie piezométrica, y por lo tanto los pozos podrán ser pozos Artesianos Manantiales o Fluyentes, mas si la superficie piezométrica queda bajo el nivel del suelo, los pozos podrán ser artesianos, mas no manantiales, requiriendo en este caso de una bomba complementaria para llevar el agua hasta la superficie.

En los acuíferos no confinados el agua penetra por procesos de infiltración normal, pero en los acuíferos confinados la recarga ocurre únicamente a través de fallas cruzando el estrato confinante, donde aflora la capa confinante o donde ésta termina subterráneamente y en consecuencia se convierte en un no confinado, en estos casos la superficie piezométrica y el nivel freático suelen confundirse.

2.8 Recarga artificial

La recarga artificial puede ser definida como las operaciones planeadas por el hombre de transferir agua de la superficie de la tierra dentro de los acuíferos. Esta se diferencia del "reemplazo natural" o recarga natural, con lo cual el agua de precipitación y los escurrimientos llegan o penetran hasta el acuífero sin la intervención del hombre. De este modo, la recarga natural es una entrada no controlada (por el hombre) al sistema de agua subterránea, mientras que la recarga artificial es una entrada controlada.

La recarga artificial puede ser practicada a fin de realizar los siguientes objetivos (ref 6).

1. Control del régimen hidrológico regional

Mediante la recarga artificial de un acuífero, los niveles

del agua o superficie piezométrica, son elevados. Manipulando esos niveles, es posible controlar la velocidad y dirección del flujo, y el movimiento de cuerpos de agua de calidad inferior, es decir, intrusión de agua marina; control de manantiales de descarga, y control del escape o salida de cuerpos de agua adyacentes (ríos, lagos), etc. Debido a los valores muy bajos de almacenamiento de un acuífero confinado, se necesitan volúmenes relativamente pequeños de recarga para producir una gran elevación en la superficie piezométrica en cada uno de los acuíferos. Este factor es usado por ejemplo, para controlar la intrusión de agua marina en acuíferos confinados costeros.

2. Almacén de agua

El agua puede ser almacenada en un acuífero para ser bombeada en un tiempo posterior. Los acuíferos freáticos o no confinados pueden servir como grandes depósitos de abastecimiento o reserva. El agua es almacenada en los espacios vacíos de tales acuíferos, y puede estar disponible en un tiempo futuro a través de bombeo.

En años con exceso de escurrimientos superficiales, el agua puede ser desviada de corrientes y lagos para ser almacenada en los acuíferos para abastecer futuras demandas.

Obviamente, el almacén de agua en alguna cantidad de signifi-
cancia económica e hidrológica solo es posible en acuíferos
no confinados, donde el almacenamiento está referido a la po-
rosidad y no, como en un acuífero confinado, a las propieda-
des elásticas del agua y del esqueleto del suelo del acuífe-
ro.

3. Control de calidad del agua

El agua introducida dentro de un acuífero y el agua nativa
del acuífero se mezclan como resultado de la dispersión hi-
drodinámica.

El agua usada para la recarga artificial puede ser de mayor ó
menor calidad que la nativa. En el primer caso se mejora la
calidad del agua bombeada, en el caso posterior se abate. No
obstante, si la calidad resultante está dentro del rango per-
misible, es posible aumentar la eficiencia del sistema comple-
to.

Debido al movimiento lento del agua en el acuífero, es posi-
ble que transcurran años antes de bombear el agua que es in-
troducida dentro de un acuífero. Durante ese lapso, fenóme-
nos tales como reacciones químicas entre constituyentes pre-
sentes en el agua, interaccionan con el esqueleto sólido
(adsorción e intercambio); de esta manera el acuífero actúa

para mejorar la calidad del agua infiltrada.

Métodos:

La recarga artificial puede ser llevada a cabo por varios métodos. La selección del método para cada caso particular depende de la fuente del agua, la calidad del agua, tipo de acuífero, topografía, geología, tipos de suelos, condiciones económicas, etc.

Los estanques para la recarga artificial del agua subterránea fueron hechos para aumentar la infiltración natural dentro de formaciones subterráneas por métodos apropiados, de los cuales se incluyen, el esparcimiento de agua sobre la tierra, recarga inducida por bombeo de agua subterránea y través de pozos.

Las técnicas descritas a continuación se deberán poner en operación únicamente cuando el acuífero es no confinado, y cuando la capa permeable de un área extensa está presente - en el fondo del estanque y el nivel freático. (Ref 6)

a) Métodos para el mejoramiento de la infiltración

En estos métodos, el objetivo es incrementar la infiltración por varias técnicas agrarias, las cuales afectan la dureza de

la superficie de la tierra, la pendiente y vegetación, etc. El propósito es extender el tiempo y el área sobre la cual la infiltración de escurrimientos desde la superficie se lleva a cabo, tanto las pendientes de las vertientes y el sistema del canal del drenaje se pueden tratar para realizar este propósito, por ejemplo, pequeñas represas en los canales naturales causarían que el agua se extienda sobre una gran superficie.

b) Método de extensión o expansión de superficies

Se construyen lagunas o estanques que permitan la infiltración a través de sus fondos permeables, de este modo, aumenta la cantidad que pasa al nivel freático. Estos pueden tener varios cientos de metros de un lado a otro. Cuando el estanque inicial se llena, el flujo pasa a un segundo y así sucesivamente.

La figura 2.5 muestra un esquema típico de un proyecto en el cual el agua es separada desde una corriente intermitente (usualmente grandes inundaciones, que llevan consigo grandes cantidades de sedimentos y desechos que no son separados) a un recipiente de sedimentación, donde la mayoría de los materiales son removidos, y después al estanque de infiltración. Los pozos están localizados a cierta distancia de los estanques para permitir un cierto tiempo de retención mínima (digamos un año) antes del bombeo.

Algunas veces en lugar de los estanques se utilizan zanjas y surcos.

Zanjas naturales

El agua se puede distribuir a través de una serie de zanjas, las cuales están próximas con el fin de tener o alcanzar el área máxima de contacto posible para el agua.

Canales naturales

Estos son particularmente adecuados para actividades de esparcimiento de agua, y su uso se puede combinar con cualquier una de las técnicas antes descritas.

Irrigación

Durante las temporadas del año de no irrigación, tales como el invierno, el agua en exceso puede ser empleada en el esparcimiento, y la operación es especialmente atractiva económicamente porque no hay costos para la preparación del terreno, el sistema de distribución ya está disponible.

La economía de la recarga artificial por las técnicas de expansión de superficies dependen en gran medida de mantener altas las velocidades de infiltración.

Debido a la obstrucción de los poros del suelo en el fondo del estanque, la velocidad de infiltración es reducida; para que esa velocidad recupere su valor inicial, se debe llevar a cabo la limpieza del estanque, secado y algunas veces raspando de 2 a 5 cm la parte superior del material de los fondos. Con lo cual el estanque vuelve a utilizarse. La frecuencia del limpiado depende, por supuesto, de las condiciones locales (tipo de agua, suelo), y puede ser tan frecuente como cada tres meses o una vez en 2 o tres años. Algunas veces se encuentra económico pretratar el agua (cloración, polielectrólisis, etc.) para incrementar el periodo de operación efectiva.

c) Recarga por inducción

El agua subterránea adyacente a un río o lago, es extraída por medio de pozos superficiales. De esta manera, el nivel freático es abatido y por lo tanto el agua de esas fuentes es inducida a entrar en el sistema subterráneo. Naturalmente, el agua subterránea puede ser extraída a fin de iniciar el proceso, y la cantidad real de recarga es difícil de determinar. Sin embargo, cada infiltración inducida, suministrada por un río permanente puede asegurar un suministro continuo de agua.

Es interesante notar que la infiltración inducida es usada para suministrar agua que está prácticamente libre de materia orgánica y bacterias patógenas. Ciertamente, el agua que es una mezcla de agua superficial y subterránea, tiene mejor calidad que el agua nativa, debido a que el agua superficial es tá poco mineralizada.

Mediante este tipo de recarga se cubren los siguientes objetivos:

- a) Recarga del acuífero con agua del río, bombeo para usos diversos, sin construcción de alguna instalación de recarga (el acuífero mismo es usado como conductor).
- b) Purificación y filtración del agua de río, debido a que ésta viaja a través del acuífero hacia instalaciones de extracción. El acuífero actúa como un lento y largo filtro de arena.

Ahora bien, los métodos anteriores no son factibles de usar para regiones impermeables, puesto que no es posible esparcir el agua, eficientemente, por lo que deben emplearse métodos alternativos a fin de efectuar el movimiento descendente del agua hasta el acuífero confinado. Para esto, se requiere excavar aberturas verticales hasta alcanzar los lechos permeables, los cuales pueden conducir el agua hasta los

acuíferos. Otra opción es la utilización de pozos de recarga que operan de manera directamente opuesta a los pozos de bombeo normal, debido a que transmiten el agua a niveles subterráneos, en vez de extraerla del acuífero.

Recarga artificial a través de pozos

La recarga artificial puede ser llevada a cabo a través de pozos ordinarios de bombeo, o a través de pozos especialmente contruidos para la recarga. Es posible también diseñar un pozo para doble propósito, fig 2.6.

El fenómeno de obstrucción o taponamiento, va acompañado por una reducción en la rapidez de inyección. También ocurre esto en pozos por razones similares a los recipientes o estanques de infiltración. De cualquier modo, el taponamiento de pozos se lleva a cabo bajo condiciones anaeróbicas.

La recarga artificial a través de pozos es practicada:

- a) Para la recarga de acuíferos confinados,
- b) Donde las capas impermeables extendidas están presentes entre la superficie terrestre y un acuífero subyacente,
- c) Cuando el terreno es caro y no disponible, y
- d) Cuando existen pozos de bombeo que pueden ser usados para la recarga; de este modo se elimina la necesidad de

instalaciones costosas de recarga artificial.

Debido a que el taponamiento es más severo en pozos, la recarga artificial a través de ellos es llevada a cabo principalmente con agua de muy alta calidad (frecuentemente calidad de agua para beber). El pretratamiento (cloración, sedimentación, filtración, etc.) es la regla antes que la excepción. A pesar de todas esas precauciones, el taponamiento se presenta por lo general.

Donde la velocidad de inyección cae por debajo de algunos valores de diseño, la renovación es posible por varios tratamientos químicos (por ejemplo, acidación, suministro de oxígeno, enzimas), por bombeo a altas velocidades, o alguna combinación de varios métodos.

En la mayoría de los casos, la recarga artificial es usada para alcanzar un gran número de metas. Sin embargo, a pesar de muchas ventajas, se debe examinar cuidadosamente en cada caso el peligro permanente (o por un largo tiempo) perjudicial en la calidad del agua de un acuífero, recargando éste con contaminantes tóxicos o no degradables.

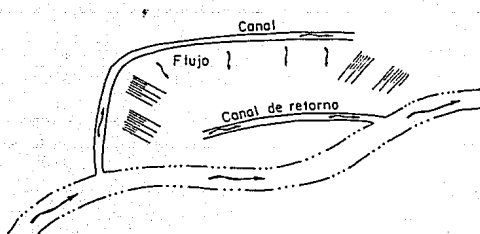


Fig 2.5 Recarga por inundación

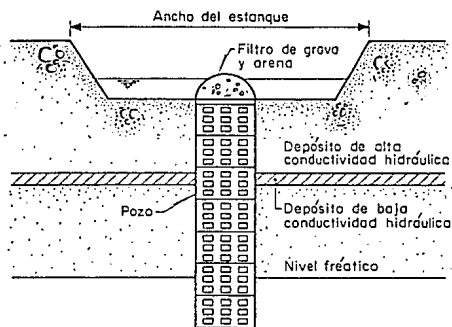


Fig 2.6 Recarga por combinación de estanque y pozo

3. CARACTERISTICAS DE LOS CONTAMINANTES

3.1 Contaminantes prioritarios

Existen diversas fuentes contaminantes que alteran las características físicas, químicas y biológicas de los cuerpos naturales de abastecimiento de agua potable. Dichas fuentes de contaminación pueden ser de origen natural y artificial. Las primeras están constituidas por el suelo, rocas y vegetación y las segundas por fuentes domésticas, municipales, agrícolas e industriales.

De todas ellas, las fuentes industriales constituyen el principal factor en el incremento continuo de la contaminación del agua ya que, en general, las descargas rutinarias de desperdicios industriales superan, en cuanto a su impacto contaminante, a los desperdicios de aguas negras domésticas, los

desagües urbanos y las fugas accidentales. El gran volumen y los efectos tóxicos directos de muchas clases de desperdicios industriales son criterios suficientes para justificar esta afirmación, aún cuando no se cuente todavía con un inventario completo de los desperdicios industriales.

En Estados Unidos, la Agencia de Protección Ambiental (EPA) ha establecido 21 clases de industrias para la regulación de su contribución a la contaminación del ambiente. En la Tabla 3.1 se muestra la lista de las 21 industrias que se consideran las principales fuentes de contaminación en ese país y la lista de las industrias asentadas en el área metropolitana de México que vierten sus residuos al sistema de drenaje (ref 7).

Las enormes cantidades de desperdicios minerales y químicos de las fábricas, que son cada vez más complejos y variables, contribuyen a uno de los problemas que merecen más atención e investigación por sus efectos adversos a la salud.

Se han realizado diversos estudios en Estados Unidos para conocer los contaminantes que se encuentran con mayor frecuencia en las aguas residuales. En 1979 la Agencia de Protección Ambiental (EPA) publicó una lista de los 129 principales contaminantes. Estos contaminantes se conocen como PRIO
RITARIOS y proceden principalmente de fuentes artificiales.

TABLA 3.1. PRINCIPALES INDUSTRIAS CONTAMINANTES EN E.U.A. Y AREA METROPOLITANA DE MEXICO

INDUSTRIA	A. METROPOLITANA	E.U.A.
1. Industria maderera	X	X
2. Servicio de lavanderías y autolavados		X
3. Manufactura de compuestos químicos orgánicos	X	X
4. Manufactura de hierro-acero	X	X
5. Refinerías de petróleo	X	X
6. Manufactura de compuestos químicos inorgánicos	X	X
7. Industria Textil	X	X
8. Industria Peletera	X	X
9. Manufactura de metales no ferrosos	X	X
10. Materiales de construcción	X	X
11. Producción de pinturas, tintas e imprentas	X	X
12. Producción de jabones y detergentes	X	X
13. Plantas de energía eléctrica y vapor		X
14. Producción de plásticos y productos sintéticos	X	X
15. Industria del papel	X	X
16. Industria hulera	X	X
17. Producción de compuestos químicos misceláneos	X	X
18. Producción de maquinaria y elementos mecánicos		X
19. Industria Laminadora	X	X
20. Industria minera		X
21. Extracción de carbón		X
22. Envase de frutas y legumbres	X	X
23. Productos de molino	X	X
24. Matanza de ganado y empaqueo	X	
25. Productos lácteos	X	
26. Dulces y confiterías	X	
27. Bebidas alcohólicas	X	
28. Cervezas	X	
29. Refrescos	X	
30. Aceites y grasas vegetales y animales	X	
31. Derivados de carbón y asfalto	X	
32. Barro, loza y porcelana	X	
33. Industria eléctrica y electrónica	X	

Asimismo, existen varias formas de clasificarlos, y una de las más comunes es de acuerdo con la similitud de su estructura química, la Tabla 3.2 muestra dicha clasificación.

TABLA 3.2. CLASIFICACION DE LOS CONTAMINANTES PRIORITARIOS

Metales e inorgánicos	20
Plaguicidas	16
Bifenilos policlorados	8
Hidrocarburos alifáticos halogenados	26
Eteres halogenados	7
Esteres del ácido ftálico	6
Aromáticos monocíclicos	23
Hidrocarburos aromáticos policíclicos	16
Nitrosaminas	7
T O T A L	129

Algunos de estos compuestos químicos producen mutaciones en diversas células y hay evidencia de una correlación entre ta les mutaciones y la incidencia de cáncer, aunque todavía existe la duda de qué concentraciones en el agua pueden ser significativas.

En 1977 la EPA determinó los siguientes compuestos, encontrados en aguas residuales de origen industrial, como canceríge

nos (ref 8).

- acrilonitrilo
- benceno
- bencidina
- hexaclorobenceno
- bifenilos polibromados
- hidrocarburos aromáticos policíclicos
- tricloroetileno.

La reglamentación para prevenir la contaminación y la reglamentación para la calidad de las aguas renovadas para protección del usuario son fundamentales para poder lograr que el hombre y el medio ambiente no resulten afectados por la contaminación del agua, aunque debe señalarse la capacidad de autopurificación de las corrientes que transportan contaminantes debida a diversos procesos naturales por los cuales se remueven algunos contaminantes.

La capacidad de autopurificación de una corriente en lo que se refiere a materia orgánica se determina por medio de los coeficientes de desoxigenación, reaeración y difusión turbulenta, e involucra dos procesos principales:

- 1) El abatimiento del oxígeno disuelto disponible debido a la degradación bacteriológica de los desechos domésticos

cos e industriales.

- 2) El reemplazo del oxígeno disuelto por absorción del oxigeno de la atmósfera. Este proceso llamado reaeración está en función directa a la turbulencia.

Debido a la importancia que tienen diversos procesos naturales para remover algunos contaminantes se dará a continuación una breve definición de cada uno de ellos. (Ref 9)

3.2 *Procesos ambientales*

Los principales cuerpos naturales de agua que transportan con taminantes son los ríos, aunque también los lagos, el mar y las corrientes son medios de transporte de contaminantes.

Los desechos líquidos provenientes de los centros industriales, municipales y agrícolas al descargarse en corrientes superficiales son transportados por estos produciéndose diversas reacciones y cambios que dependen de las condiciones y factores que imperan en el medio ambiente, de ahí, como ya se ha mencionado, la capacidad de autopurificación que posee el medio ambiente por medio de diversos procesos.

Por procesos ambientales se definen los que de manera natural remueven o transforman a los contaminantes que son vertidos

en los cuerpos de agua.

A continuación se muestra la clasificación de los procesos ambientales.

TABLA 3.3. CLASIFICACION DE LOS PROCESOS AMBIENTALES

PROCESO	CLASIFICACION
Fisicoquímicos	Fotólisis
	Hidrólisis
	Oxidación
Transporte	Volatilización
	Sorción
Biológicos	Bioacumulación
	Biodegradación

3.2.1 Procesos fisicoquímicos

a) Fotólisis

La fotólisis es el proceso por el cual, en un cuerpo de agua en contacto con la luz solar, ocurren transformaciones químicas en algunos compuestos dependiendo de su estructura química.

La fotólisis "directa" tiene lugar cuando el compuesto absorbe luz y después se produce una reacción de transformación (rearreglo, disociación, etc.).

La fotólisis "indirecta" tiene lugar cuando existe una sustancia que absorbe luz formando especies químicas excitadas o radicales libres que interactúan con el compuesto produciendo una reacción.

b) Hidrólisis

La hidrólisis de compuestos orgánicos generalmente se debe a la introducción de un grupo hidróxilo (-OH) dentro de una estructura química, con la pérdida de un grupo funcional (-X).

c) Oxidación

La oxidación se entiende como la introducción de un átomo de oxígeno a un compuesto químico lo que puede inducir a la descomposición hasta dióxido de carbono y agua.

3.2.2 Procesos de transporte

a) Volatilización

La volatilización de compuestos químicos orgánicos a la

atmósfera es importante para los que presentan alta presión de vapor o baja solubilidad. La importancia de la volatilización para muchos compuestos se ha registrado en diversos estudios, sin embargo es difícil aplicar los datos en una evaluación ambiental debido a la incompleta información sobre los factores que influyen en la volatilización (turbulencia, temperatura, etc.).

b) Sorción

El término sorción, que incluye tanto adsorción como absorción es un proceso por el cual un componente se mueve de una fase para acumularse en otra, particularmente en casos en que la segunda fase es un sólido.

La absorción es un proceso por el que las moléculas o átomos de una fase penetran uniformemente en otra formando una solución en la segunda fase.

La adsorción es la acumulación o concentración de sustancias en una superficie o interfase.

En gran cantidad de experimentos no es posible identificar si se presenta absorción o adsorción por lo que en este caso se habla de sorción.

Mientras más hidrofóbico sea un compuesto químico, hay más posibilidad de que éste sea sorbido por el sedimento.

3.2.3 Procesos biológicos

a) Bioacumulación

La bioacumulación de compuestos químicos en varias especies vivas presenta efectos ecológicos significativos y es especialmente importante en compuestos químicos hidrofóbicos que sean solubles dentro de los tejidos grasos y lípidos.

El factor de bioacumulación se define como la concentración de un compuesto, en un tejido, entre su concentración en agua.

b) Biodegradación

La biodegradación es el resultado de la transformación de los compuestos químicos debido a las enzimas.

Los organismos requieren para su crecimiento de energía y carbono principalmente. En este proceso las enzimas transforman muchos compuestos introducidos en el ambiente.

3.3 Comportamiento de Los contaminantes orgánicos ante los procesos ambientales

A continuación se presenta una breve explicación de cada grupo de contaminantes orgánicos respecto a la influencia que sobre ellos tienen los procesos ambientales (ref 7).

3.3.1 Plaguicidas clorados

Los procesos ambientales que influyen en la remoción de los plaguicidas son: sorción, volatilización y bioacumulación. Los procesos fisicoquímicos presentan información insuficiente excepto para el heptacloro en que se tiene una rápida hidrólisis.

Para el clordano no se obtuvo información suficiente para concluir sobre el efecto de la sorción en él, para este mismo compuesto la información indica que la volatilización puede ser un proceso importante, pero no se puede concluir con certeza; para todos los demás plaguicidas la volatilización es un proceso importante.

En general, la mayoría de los compuestos de este grupo son bioacumulables y biodegradables.

3.3.2 Hidrocarburos alifáticos halogenados

El principal proceso que influye en la remoción para este grupo es la volatilización. Los compuestos para los cuales no existe información suficiente respecto a su sensibilidad a este proceso son: hexacloroetano, bromodiclorometano y dibromoclorometano.

3.3.3 Eteres halogenados

Respecto a este grupo resulta difícil decir cual es el proceso más importante debido a las limitaciones para determinar con seguridad sus propiedades físicas.

En general hay incertidumbre respecto a si la volatilización ejerce alguna influencia. Los procesos de sorción y fotólisis no son importantes.

3.3.4 Aromáticos monocíclicos

El proceso más importante en este grupo es volatilización y en menor grado sorción; la hidrólisis solo es significativa para el 2-4 Dinitrofenol para el que también es importante la sorción, fotólisis y oxidación.

La biodegradación se presenta para fenol, 2-4 diclorofenol y

el pentaclorofenol para éste último también son importantes sorción, fotólisis y bioacumulación.

La fotólisis es importante para el fenol y para el 2-4 y 2-6 dinitrotolueno.

3.3.5 Esteres del ácido ftálico

El bis (2 etilhexil) ftalato es el compuesto más estudiado de este grupo, ya que para muchos de los ésteres ftalatos existen pocos datos. La solubilidad de los componentes de este grupo varían de muy solubles hasta moderadamente solubles; todos estos compuestos son probablemente absorbidos en las partículas suspendidas y en la biota.

Su facilidad de transporte dependerá en gran parte de las condiciones hidrogeológicas del sistema acuático; los únicos que posiblemente podrían ser sensibles a la volatilización por su baja solubilidad son el bis (2-etilhexil) y el butil bencil ftalatos.

Una gran variedad de organismos es capaz de acumular ésteres ftalatos; esto se debe probablemente a que son altamente lipofílicos.

Existen sistemas microbianos capaces de degradar los ésteres

ftalatos bajo condiciones aeróbicas y es inexistente para el bis (2 etilhexil) ftalato.

La hidrólisis es insignificante. La bioacumulación y biodegradación son los procesos más importantes en este grupo.

3.3.6 Hidrocarburos aromáticos policíclicos

El comportamiento de estos compuestos depende en gran parte de su número de anillos y están agrupados de acuerdo a este factor. Los procesos más importantes de este grupo son: sorción, fotólisis y biodegradación. Estos compuestos pueden ser adsorbidos en las partículas suspendidas.

3.3.7 Nitrosaminas y compuestos similares

La fotólisis es el proceso más importante aunque para la mayoría de estos compuestos no se obtuvieron datos suficientes que permitieran determinar con certeza su comportamiento en el ambiente.

La 3-3 diclorobencidina y la 1-2 difenilhidracina, son sensibles a los procesos de sorción y bioacumulación; la hidrólisis no es un proceso importante y no hay aún evidencia de microorganismos que biodegraden estos compuestos.

4. TRATAMIENTO TERCARIOS

Los procesos convencionales de tratamiento de aguas, residuales, tales como lodos activados y filtros percoladores, remueven muchos materiales orgánicos por oxidación. Esos procesos convencionales pueden remover aproximadamente todos los compuestos orgánicos medidos por la prueba de demanda bioquímica de oxígeno (DBO), pero no son tan efectivos removiendo los llamados materiales orgánicos refractarios medidos por la prueba de demanda química de oxígeno (DQO). Esos materiales incluyen taninos, ligninas, éteres, sustancias proteínicas y otros orgánicos que producen olor y color, así como SAAM (sustancias activas de azul de metileno), herbicidas y pesticidas.

Los principales procesos unitarios que por lo general forman parte de los trenes de tratamiento avanzado y que tienen

más influencia en la remoción de algunos compuestos orgánicos son: coagulación-floculación, recarbonatación, filtración, adsorción con carbón activado, ósmosis inversa, intercambio iónico, oxidación química y desinfección.

4.1 Coagulación-floculación

Se llama coagulación-floculación al proceso por el cual las partículas se aglutinan en pequeñas masas con peso específico superior al del agua, llamadas floc. Dicho proceso se usa para: (ref 10).

- a) Remoción de turbiedad orgánica o inorgánica que no puede sedimentar rápidamente.
- b) Remoción de color verdadero y aparente.
- c) Eliminación de bacterias, virus y organismos patógenos susceptibles de ser separados por coagulación.
- d) Destrucción de algas y plancton en general.
- e) Eliminación de sustancias productoras de sabor y olor en algunos casos y de precipitados químicos suspendidos en otros.

El uso de cualquier otro proceso, como la sedimentación simple, para la remoción de partículas muy finas, resulta anti-económico, si no imposible.

Hay que distinguir 2 aspectos fundamentales en la coagulación-floculación del agua:

- a) La desestabilización de las partículas suspendidas, o sea la remoción de las fuerzas que las mantienen separadas.
- b) El transporte de ellas dentro del líquido para que hagan contacto, generalmente estableciendo puentes entre sí y formando una malla tridimensional de coágulos porosos.

Al primer aspecto suele referirse como coagulación y al segundo como floculación.

La coagulación comienza en el mismo instante que se agregan los coagulantes al agua y dura solamente fracciones de segundo. Básicamente en una serie de reacciones físicas y químicas, entre los coagulantes, la superficie de las partículas, la alcalinidad del agua y el agua misma.

La floculación es el fenómeno por el cual las partículas ya desestabilizadas chocan unas con otras para formar coágulos mayores.

Dos modelos explican el primer aspecto: el de la doble capa, basado en las fuerzas electrostáticas de atracción y repulsión, y el del punte químico que establece una relación de dependencia entre las fuerzas químicas y la superficie de los coloides.

En el segundo aspecto, debe distinguirse entre: floculación ortocinética y pericinética.

La primera es inducida por la energía comunicada al líquido por fuerzas externas (paletas giratorias, por ejemplo). La segunda es la promovida internamente dentro del líquido, por el movimiento de agitación que las partículas tienen dentro de aquél (movimiento browniano) y por la gravedad o peso de las partículas que al caer tienden a aglomerarse, y se realiza en un tiempo muy corto después de desestabilizada la partícula.

En las plantas de tratamiento la floculación es tanto pericinética como ortocinética.

Resumiendo lo anterior:

1. Desestabilización de partículas (coagulación)

Modelo físico (Doble capa)

Modelo químico (Puente químico)

2. Transporte de partículas
(floculación)

Ortocinético - creado en el líquido por el gradiente de velocidad

por movimiento browniano

Pericínético - por sedimentación

El propósito de la floculación es incrementar las colisiones de sólidos coagulados para que se aglomeren y formen sólidos filtrables y sedimentables. La floculación es llevada a cabo por una prolongada agitación a fin de promover un incremento en tamaño y/o densidad.

En la coagulación la función básica de un recipiente para mezclar es dispersar el coagulante a fin de que entre en contacto con toda el agua residual.

Los recipientes de mezclado rápido para la dispersión de coagulantes están equipados con mezcladores de alta velocidad disñados para crear gradientes de velocidad de 984 m scg/m ó más, con tiempos de retención de 15 a 60 segundos.

Coagulantes:

Los coagulantes se clasifican en dos grandes grupos: Los polielectrólitos o ayudantes de coagulación y los coagulantes metálicos. (ref 10).

Ambos grupos básicamente actúan como polímeros además de la carga eléctrica que poseen.

En los primeros, las cadenas poliméricas están ya formadas cuando se les agrega al agua. En los segundos, la polimerización se inicia cuando se pone el coagulante en el agua, después de lo cual viene la etapa de adsorción por los coloides presentes en la fase acuosa.

Es sin embargo, necesario observar que la velocidad de sedimentación de las partículas coaguladas no depende en forma exclusiva de los coagulantes usados, sino del peso de las partículas que se trata de sedimentar.

4.2 Recarbonatación

La recarbonatación es un proceso unitario de tratamiento de agua que fue usado por muchos años en numerosos municipios y plantas industriales de ablandamiento con cal-soda. Recientemente en el tratamiento de aguas residuales con cal, particularmente con dosis masiva de ésta en la remoción de fósforo el uso de la recarbonatación se fue incrementando en plantas de mejoramiento del agua.

La adición de suficiente cal a las aguas residuales aumenta el pH y transforma bicarbonatos y carbonatos a hidróxidos; es

ta transformación es incidental a los principales propósitos de tratamiento, que son coagulación de materia no sedimentable y remoción de fósforo. La recarbonatación es un término aplicado a la adición de dióxido de carbono a el agua tratada con cal. Cuando el CO_2 es adicionado a pH alto, el pH del agua, es disminuido y los hidróxidos son reconvertidos a carbonatos y bicarbonatos. De este modo el término recarbonatación describe el resultado de la adición de dióxido de carbono en aguas residuales.

El propósito básico de la recarbonatación es el ajuste descendente del pH del agua. En la práctica de instalaciones de abastecimiento de agua, el CO_2 se adiciona a la cabeza de los filtros a fin de evitar que el tamaño de grano aumente, debido al carbonato de calcio, lo cual puede disminuir la eficiencia del filtro. En el tratamiento avanzado de aguas residuales, el control de pH por recarbonatación, tiene incluso mayor significancia que en la práctica de instalaciones de abastecimiento de agua, debido a los efectos de pH en los procesos de tratamiento de aguas.

Hay varias razones para el ajuste del pH de aguas residuales durante el tratamiento, la coagulación, floculación y clarificación pueden ser perfectas en un rango poco amplio de pH, pero los coagulantes particulares o coagulantes auxiliares producen resultados óptimos dentro de un rango más estrecho de

valores de pH. La filtración a través de un medio granular es buena en un rango de pH de 6.5 - 7.5, pero la filtrabilidad, depende de muchos factores incluyendo las características físicas y químicas del agua, el coagulante usado y los químicos empleados como auxiliares de la filtración. La adsorción de compuestos orgánicos del agua con carbón activado generalmente se lleva a cabo en un rango de pH de 5-9, con una mejor adsorción, en valores abajo de 7. Frecuentemente si el pH está arriba de 9 la desorción puede ocurrir. Esto es, los compuestos orgánicos que fueron adsorbidos previamente sobre carbón serán puestos en libertad si el pH del agua es alto. Por ejemplo, una columna de carbón activado granular que opera por varios días a pH 7, con buena remoción de color, puede verse afectada si el agua con un pH de 10 pasa a través de la columna, por lo que el color del efluente será indudablemente más alto que en el influente, debido a la adsorción. (ref 11).

4.3 Filtración

El objetivo básico de la filtración es separar las partículas y microorganismos objetables, que no han quedado retenidos en los procesos de coagulación y sedimentación. En consecuencia, el trabajo que los filtros desempeñan depende directamente de la mayor o menor eficiencia de los procesos preparatorios.

La filtración es el proceso clave en la producción de efluentes de alta calidad de aguas residuales. La filtración eficiente puede: (ref 11).

- 1) Remover partículas y materia coloidal, que no sedimentan después del tratamiento biológico o floculación química.
- 2) Incrementar la remoción de sólidos suspendidos, turbidez, fósforo, DBO , DQO , metales pesados, asbestos, bacterias y virus.
- 3) Mejorar la eficiencia y reducir el costo de desinfección, a través de la remoción de materia suspendida y otras sustancias de interferencia.
- 4) Asegurar la operación continua de la planta y la calidad uniforme del efluente.
- 5) Incrementar la confiabilidad de la planta venciendo las irregularidades en el tratamiento químico y biológico.
- 6) Proteger al carbón activado contra la suciedad, e incrementar la adsorción del carbón por reducción de la carga de orgánicos aplicada.

- 7) Dar buena apariencia y alta calidad del efluente.

4.3.1 Clasificación de filtros

Existen varios tipos de filtros. Pueden ser descritos de acuerdo con la dirección del flujo a través del lecho, que puede ser flujo descendente, flujo ascendente, doble flujo, flujo radial, flujo horizontal. También pueden ser ordenados de acuerdo con el tipo del medio filtrante, tales como arena, antracita, antracita-arena, mixto, o tierra de diatomeas. Los filtros son también agrupados por la rapidez del flujo. Los filtros lentos de arena operan a velocidades de 2.132 lpm/m^2 - 5.74 lpm/m^2 , los filtros rápidos de arena operan a velocidades de 42.64 lpm/m^2 - 85.28 lpm/m^2 , y filtros de alta velocidad operan de 127.9 lpm/m^2 - 639 lpm/m^2 . Otros filtros trabajan a presión o por gravedad según sea la magnitud de la carga hidráulica que exista sobre el lecho filtrante. Las unidades de filtración por gravedad están usualmente construidos con una abertura superior y construidos de concreto o acero, mientras que los filtros a presión son ordinariamente fabricados de acero en la forma de un tanque cilíndrico. La carga disponible para el flujo por gravedad está limitada a un intervalo de 2.4 a 3.7 m, mientras que en los filtros a presión ésta puede ser tan alta como 150 psi.

Debido a que los filtros a presión tienen la parte superior cerrada, no es posible tener observación rutinaria del medio

filtrante. Además de eso, se puede alterar violentamente el medio, por cambios repentinos de presión. Estos dos factores limitan las aplicaciones municipales de este tipo de filtro. La susceptibilidad del lecho a desvaratarse y la incapacidad para ver la superficie del medio en los filtros a presión fueron compensadas por el uso de aberturas rápidas de inspección, y particularmente por el reciente desarrollo y aplicación de turbidímetros registradores para el continuo monitoreo de la turbidez del efluente del filtro.

Tradicionalmente en las plantas de tratamiento municipales, se han utilizado filtros de arena con flujo descendente, por gravedad. Inicialmente se usaron cargas superficiales del orden de 7 a 14 $m^3/m^2/día$ y posteriormente se aumentaron a 120-180 $m^3/m^2/día$. En la actualidad, se está trabajando con velocidades aún mayores (180-400 $m^3/m^2/día$), para lo cual se emplean medios filtrantes no homogéneos compuestos de capas de antracita y arena o antracita, arena y granate, (ref 10).

4.3.2 Mecanismos Responsables de la filtración

El agua, ya sea sedimentada o no, que entra a un filtro contiene una variedad muy grande de partículas de suspensión, su tamaño puede variar desde flóculos relativamente grandes de 1 mm de diámetro hasta coloides, bacterias y virus con tamaños inferiores a 10^{-3} mm (1 μ). Dentro de esta gama, se puede

TABLA 4.1. CLASIFICACION DE FILTROS

Según la velocidad de filtración	Según el medio filtrante usado	Según el sentido del flujo	Según la carga sobre el lecho
Rápidos 120-360 m ³ /m ² /día	1. Arena (h=60-75 cm)	Ascendentes	Por gravedad
	2. Antracita (h=60-75 cm)	Descendentes	Por presión
	3. Mixtos: antracita (50-60 cm) y arena (15-20 cm)	Flujo mixto	
	4. Mixtos: arena, antracita, granate		
Lentos 7-14 m ³ /m ² /día	Arena (h=60-100 cm)	Descendente Ascendente	Por gravedad

encontrar partículas electropositivas, electronegativas y neutras, o micro flóculos con polímeros adsorbidos. Todo este conjunto queda en mayor o menor proporción retenido en el lecho filtrante, preferentemente adherido a la superficie de sus granos formando una película alrededor de ellos, cuya resistencia al esfuerzo cortante, producido por la fuerza de arrastre del flujo es función de la magnitud de las fuerzas que mantienen pegadas las partículas a cada elemento del medio granular. Si estas fuerzas son débiles, el floc será arrastrado por el flujo y penetrará cada vez más hondo, hasta que eventualmente aparecerá en el efluente. Si son, en cambio, fuertes el floc quedará retenido obstaculizando el paso del agua, temporalmente.

Resulta de aquí que el mecanismo que transporta la materia en suspensión dentro del lecho filtrante y lo adhiere con mayor o menor eficiencia a él, tiene que ser distinto según, sea el tamaño de las partículas, su densidad y las características electroquímicas que posea.

El floc grande, cuyo volumen es mayor que el de los poros del medio granular, queda removido por simple cernido en los intersticios del lecho; en cambio, el material finamente dividido, cuyo orden de magnitud es varias veces menor que el de los poros (las bacterias son 100 veces menores que ellos), queda retenido debido a una variedad de fenómenos, que pueden

actuar separada o simultáneamente y tener mayor o menor importancia, según el tipo de suspensión y lecho filtrante que se trate.

Las partículas de menor diámetro que los poros del medio filtrante, entran libremente en el material granular, y tienen que atravesar una distancia relativamente grande antes de poder adherirse a los granos que forman dichos poros. El proceso de filtración, por tanto, se puede considerar que ocurre en dos etapas distintas pero complementarias, sugeridas por O'Melia y Stumm (ref 12).

- 1) La de transporte de las partículas dentro de los poros
- 2) La de adherencia a los granos del medio.

Los mecanismos que pueden realizar el transporte son:

- a) Cernido
- b) Sedimentación
- c) Intercepción
- d) Difusión
- e) Impacto inercial.

Los que pueden realizar la adherencia son:

- a) Fuerzas de Van der Waals

- b) Fuerzas electroquímicas
- c) Puente químico.

Ha sido tema de grandes debates, cual de estas etapas controla el proceso de filtración. Es indudable que no todos necesariamente tienen que actuar al mismo tiempo y que, en algunos casos, la contribución que uno o varios de ellos pueden hacer para retener el material suspendido, es quizás despreciable.

Pero hay que tener en cuenta que dada la complejidad del fenómeno, más de un mecanismo, deberá entrar en acción para transportar y adherir los diferentes tamaños de partículas al medio granular.

4.3.3 Factores que influyen en la filtración

Debido a que la filtración puede ser por procesos físicos o químicos, hay un gran número de variables que influyen en la eficiencia. Esas variables existen tanto en el agua suministrada al filtro, como en el filtro mismo. A continuación se numeran las principales (ref 10).

1. Tipo de medio filtrante
2. Velocidad de filtración
3. Tipo de suspensión

- a) Características físicas (volumen, densidad, tamaño)
 - b) Características químicas (pH, potencial Zeta)
4. Influencia de la temperatura
 5. Dureza del floc.

4.4 Adsorción

Adsorción con carbón activado es el proceso disponible mejor desarrollado y el más eficiente para la remoción de compuestos orgánicos en aguas residuales, por los procesos de adsorción o de atracción y acumulación de una sustancia sobre la superficie de otra. En general, la estructura del poro y el área superficial alta son las características más importantes del carbón activado en la adsorción.

La adsorción es el proceso mediante el cual se extrae materia de una fase y se concentra en la superficie de otra, por lo que se considera apropiadamente como un fenómeno superficial.

En algunos sólidos o líquidos, los átomos en una superficie están sujetos a fuerzas no balanceadas de atracción normal a la superficie plana. Debido a esto, hay una tendencia de esas moléculas para ser arrancadas de la superficie hacia el interior, para disminuir la superficie al área más pequeña que puede encerrar al líquido. El trabajo requerido para ex

tender una superficie 1 cm^2 en oposición a esas fuerzas de atracción es llamado TENSION SUPERFICIAL.

Un líquido puro siempre tiende a reducir su energía superficial por medio de la tensión superficial; por ejemplo, cuando se coloca una gota de agua sobre una superficie plana. La gota no se extenderá e intentará retener casi una forma esférica, debido a las fuerzas activas que existen dentro de los límites de la fase.

Los procesos de adsorción pueden ser clasificados como físicos o químicos, dependiendo de la naturaleza de las fuerzas involucradas. (Ref 13).

La adsorción física sobre sólidos está atribuida a las fuerzas de interacción entre la superficie sólida y molécula de adsorbato que son similares a las fuerzas de Van der Waals entre moléculas. Esas fuerzas que involucran electrones y núcleos del sistema son de origen electrostático y son llamadas fuerzas de dispersión.

La adsorción física término que se ha aplicado en los casos en que la molécula adsorbida no está fija en algún lugar específico de la superficie, sino más bien está libre de trasladarse dentro de la interfase.

El segundo tipo de adsorción es la adsorción química o quimisorción. Esta se caracteriza principalmente por potenciales de interacción grandes que conducen a calores de adsorción altos, próximos al valor de uniones químicas. Se ha confirmado que la quimisorción involucra transferencia de electrones y la formación de verdaderas uniones químicas entre el adsorbato y la superficie sólida. Esto ocurre frecuentemente a altas temperaturas. También las moléculas adsorbidas están localizadas sobre sitios específicos, por lo tanto, no están libres para migrar alrededor de la superficie.

Dos diferencias importantes entre fisisorción y quimisorción son las siguientes (ref 14).

1. Las interacciones en la fisisorción son totalmente reversibles, permitiendo que la desorción ocurra a la misma temperatura, no obstante el proceso puede ser lento debido a los efectos de difusión. La quimisorción involucra uniones químicas y es irreversible.
2. El calor de adsorción física es por lo regular bajo, comparado al de quimisorción. El límite superior para la fisisorción puede ser mayor de 20 Kcal/mol sobre adsorbentes con poros muy estrechos. Los rangos del calor de adsorción química son de más de 100 Kcal/mol y menos de 20 Kcal/mol.

La mayor parte de los fenómenos de adsorción son combinaciones de las dos formas de adsorción, es decir, las distintas fuerzas que actúan en los diferentes tipos de adsorción, a menudo interactúan dando lugar a la concentración de un soluto determinado en una interfase. De hecho, no es fácil distinguir entre adsorción física y química.

Los procesos de adsorción que implican moléculas orgánicas provienen de interacciones específicas entre elementos estructurales identificables del adsorbato y adsorbente. Estas interacciones pueden designarse como "adsorciones específicas" opuestas a la adsorción que ocurre como resultado de las interacciones coulombicas simples. Estas adsorciones específicas pueden exhibir un rango muy amplio de energías de enlace desde valores comúnmente asociados con la adsorción física, hasta energías más altas implicadas en la quimisorción. Tal es el caso, de las interacciones adsorbentes de compuestos hidroxilaromáticos y grupos nitrosubstituidos con el carbón activado.

4.4.1 Causas de la adsorción

La adsorción desde una solución a un sólido ocurre como resultado de una de las propiedades características de un sistema disolvente-soluto-sólido, o una combinación de las mismas. La fuerza impulsora primaria de la adsorción es el carácter

liófilico (no afinidad al disolvente) del soluto respecto al disolvente particular, o una afinidad elevada del soluto por el sólido. Por lo regular, en los sistemas de tratamiento de agua, la adsorción tiene lugar por una acción combinada de las dos fuerzas.

El grado de solubilidad de una sustancia disuelta es, por mucho, el factor más importante para determinar la intensidad de la primera fuerza impulsora.

Cuanto mayor atracción pone una sustancia por el disolvente -más hidrofílica en el caso de solución acuosa- menos posibilidad tiene de trasladarse hacia una interfase. Al contrario una sustancia hidrofóbica -repulsión por el agua- tendrá más posibilidades de ser adsorbida en una solución acuosa. Una gran variedad de contaminantes orgánicos, como los alquilbenceno sulfonados tienen una estructura molecular compuesta de grupos hidrofílicos e hidrofóbicos.

El carácter "solubilidad-anfótera" de la sustancia da lugar a la orientación de la molécula en la interfase, la parte hidrofóbica se adsorbe en la superficie y la parte hidrofílica está dirigida hacia la solución.

4.4.2 Equilibrio de adsorción e isoterma de adsorción

La adsorción en un sistema sólido-líquido proviene de la separación del soluto de una solución y su concentración en la superficie de un sólido hasta que se establece un equilibrio dinámico en la superficie, entre la concentración de soluto que permanece en solución y la concentración superficial del soluto. En el equilibrio, existe una distribución definida de soluto entre las fases líquida y sólida. La forma preferida para expresar esta distribución consiste en expresar la cantidad x/m como una función de C_e a una temperatura fija; x/m es la cantidad de soluto adsorbido por unidad de peso de adsorbente sólido, y C_e es la concentración del soluto que permanece en solución en el equilibrio. Una expresión de este tipo se llama isoterma de adsorción. La isoterma de adsorción es una función de la variación de la adsorción con la concentración de adsorbato en la masa principal de la solución a temperatura constante.

Pueden ocurrir varios tipos de relaciones isotérmicas de adsorción, por ejemplo las isotermas de Langmuir y Bet.

El modelo de adsorción de Langmuir es válido para la adsorción de capa simple, mientras que los modelos de Bet representan isotermas que reflejan la adsorción aparente de multicapa. Ambas ecuaciones están limitadas por la suposición de

una distribución uniforme de energías de adsorción sobre la superficie.

La isoterma de Langmuir (fig 4.1) está expresada como:

$$x = \frac{X_m b C_e}{1 + b C_e} \quad (4.1)$$

donde

$X = x/m$ la cantidad de soluto adsorbido x por unidad de peso de adsorbente m

C_e = concentración de equilibrio del soluto

X_m = cantidad de soluto adsorbido por unidad de peso de adsorbente que forman una monocapa completa en la superficie, también llamado capacidad de monocapa

b = constante relacionada con el calor de adsorción Q $\{ b \propto \exp \{- LH/RT\}$

La ecuación 1 indica que X se aproxima a X_m asintóticamente cuando C_e se aproxima al infinito.

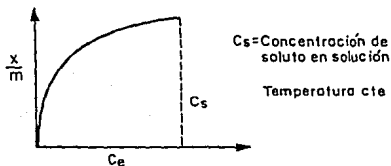


Fig 4.1. Isoterma de Langmuir

Dos formas lineales de la ecuación de Langmuir son:

$$a) \quad \frac{C_e}{x} = \frac{1}{bX_m} + \frac{C_e}{X_m} \quad (4.2)$$

Dibujando C_e/x vs. C_e se obtiene una línea recta con pendiente $1/X_m$ y ordenada al origen $1/bX_m$.

$$b) \quad \frac{1}{x} = \frac{1}{X_m} + \left(\frac{1}{C_e}\right) \left(\frac{1}{bX_m}\right) \quad (4.3)$$

Dibujando $1/x$ vs. $1/C_e$, se obtiene una recta con pendiente $1/bX_m$ y ordenada al origen $1/X_m$.

La capacidad de monocapa X_m determinada por la isoterma de Langmuir, define la capacidad total del adsorbente para un adsorbato específico. También esta puede ser usada para determinar el área superficial específica del adsorbente utilizando un soluto de área molecular conocida.

Aunque las suposiciones básicas en el desarrollo del modelo de adsorción de Langmuir no se cumplen totalmente en la mayoría de los sistemas de adsorción utilizados en el tratamiento de agua y agua residual, la ecuación correspondiente de Langmuir ha resultado muy útil para describir los datos de equilibrio en estos sistemas.

Otra ecuación para la adsorción isotérmica es la ecuación de

Freundlich. Esta ecuación es un caso especial para energías superficiales heterogéneas en la cual el término energético b , en la ecuación 4.1, de Langmuir, varía en función de la superficie cubierta x/m , debido estrictamente a variaciones de calor de adsorción. La ecuación de Freundlich tiene la forma siguiente

$$\frac{x}{m} = K C_2^{1/n} \quad (4.4)$$

donde

x = cantidad de soluto adsorbido

m = el peso del adsorbente

C_2 = la concentración de equilibrio del soluto

$K, 1/n$ = constantes características del sistema.

La ecuación de Freundlich es básicamente empírica pero es un instrumento útil para describir los datos. Estos generalmente se ajustan a la forma logarítmica de la ecuación.

$$\log x/m = \log K + 1/n \log C_2 \quad (4.5)$$

Se obtiene una línea recta con pendiente $1/n$ y ordenada al origen $\log K$. La ordenada al origen es una indicación de la capacidad de sorción, y la pendiente de la intensidad de adsorción.

La ecuación de Freundlich se suele usar para comparar carbonos en polvo utilizados en el tratamiento del agua. La cantidad adsorbida x/m , es igual a $(C_0 - C_e)/D_0$, siendo C_0 , la concentración de fenol u otro contaminante y D_0 la dosificación de carbón, es decir, el peso por unidad de volumen.

La sustitución en la ecuación 4.5 nos da:

$$\log \left(\frac{C_0 - C_e}{D_0} \right) = \log K + \frac{1}{n} \log C_e \quad (4.6)$$

4.4.3 Carbón activado granular

El carbón activado granular es usado en el tratamiento de agua en lechos fijos donde el agua está en contacto con el carbón por la gravedad del flujo descendente a través del lecho. Los lechos de carbón activado pueden ser colocados en estructuras similares a los filtros convencionales en una planta de tratamiento de agua o en los filtros de arena reemplazando después el medio con el carbón. En el caso anterior el carbón tiene doble función como medio filtrante y adsorbente. Después que el carbón está agotado este, se reemplaza con carbón fresco. El doble uso del carbón activado granular será requerido como una técnica de tratamiento para la remoción de un amplio espectro de contaminantes orgánicos del suministro de agua potable. El tamaño de partícula comercial entra en el rango de 0.55 mm a 1.35 mm.

En la figura 4.2 se muestran los pasos de un proceso usando carbón activado granular en el tratamiento terciario (ref 11).

4.4.4 Carbón activado pulverizado

El carbón activado pulverizado es usualmente aplicado al agua cruda en forma de suspensión en alguna etapa de tratamiento antes de la filtración. El punto óptimo de aplicación debe permitir la adecuada dispersión del carbón y el tiempo suficiente de contacto para garantizar la adsorción máxima. La suspensión del carbón puede adicionarse al tanque mezclador o al tanque de floculación adelante del tanque de sedimentación. Estos puntos de aplicación permiten el tiempo de contacto adecuado y el carbón puede ser fácilmente removido con el lodo sedimentado. Sin embargo, las partículas de carbón pueden incrustarse en el coagulante, conduciendo a una reducción en la eficiencia de adsorción. Otro punto de aplicación del carbón activado pulverizado puede ser en el influente de los filtros. Una pequeña porción de un polímero se adiciona usualmente también para mejorar la habilidad de los filtros para retener partículas de carbón.

En situaciones donde se requieren grandes cantidades de carbón para reducir la concentración de compuestos orgánicos adicionando el carbón en pasos (dosis separadas) usualmente re-

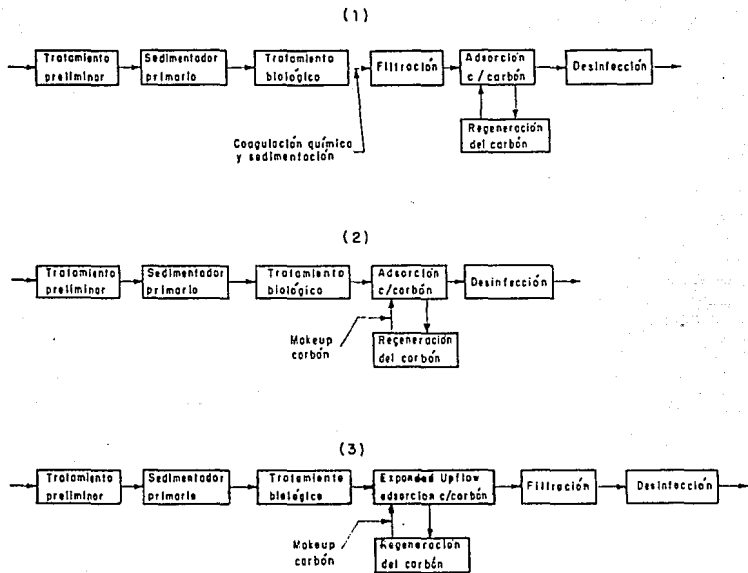


Fig 4.2. Esquema típico de tratamiento usando carbón activado

sulta la reducción total del carbón. Esto puede ser determinado mediante los parámetros de la isoterma de Freundlich. La primera dosis puede ser aplicada adelante del tanque sedimentador y la segunda después de los filtros.

4.4.5 Regeneración del carbón activado

La decisión de regenerar el carbón en polvo o granular o usar se una sola vez en cada problema, está basada en el costo. Si el costo excede el precio del nuevo carbón, entonces hay pocas posibilidades para instalar el sistema de regeneración. De otra manera, si el costo total de regeneración por libra de carbón es menos que el costo nuevo del carbón, la regeneración debe ser considerada (ref 11).

Hay cuatro métodos para la reactivación del carbón granular:

- 1) Lavado con disolventes;
- 2) Lavado ácido o caustico;
- 3) Reactivación con vapor;
- 4) Regeneración térmica.

Los primeros tres métodos no se usan cuando el carbón activado se utilizó para el tratamiento de aguas residuales. El cuarto método, de regeneración térmica, es usado universalmente para este propósito en la actualidad. El equipo utilizado por este método es el Horno eléctrico.

El carbón activado pulverizado tiene muchas aplicaciones po-

ESTA TESIS NO DEBE
SALIR DE LA BIBLIOTECA

tenciales para el tratamiento de aguas residuales que pueden ser incrementadas si las aplicaciones prácticas de la regeneración del carbón activado pulverizado pueden dar resultados favorables.

Actualmente existen los siguientes sistemas para regeneración de carbón activado pulverizado (ref 11).

- 1) Oxidación por aire húmedo. Proceso desarrollado por Zimpro, Inc.
- 2) Sistema de reactor de transporte. Desarrollado por FMC CORPORATION
- 3) Proceso de lecho fluidizado. Desarrollado por Batelle Institute.
- 4) Hornos de chimenea múltiple. Desarrollado por Nichols Eng. y Research Company.
- 5) Reactor desarrollado por Westvaco Corporation.
- 6) Unidad de pirólisis. Desarrollado por Jet Propulsion Laboratories.

4.5 Ósmosis Inversa

Los procesos de membrana son cada vez más importantes en el tratamiento del agua y agua residual. La electrodiálisis y la ósmosis inversa se utilizan actualmente para desalinizar el agua en gran escala.

Una "membrana" puede definirse como una fase que actúa como barrera al flujo de especies moleculares o iónicas entre las fases que separa. La fase membrana es generalmente heterogénea. Esta puede ser un sólido seco, un gel empapado de disolvente, o un líquido inmovilizado. Para que la membrana actúe como un dispositivo útil de separación, debe tener elevada permeabilidad para algunas especies y baja permeabilidad para otras; es decir, debe ser altamente permoselectiva. Los mecanismos de transporte a través de la membrana varían desde la difusión molecular en sólidos que son semejantes a un líquido hasta flujo viscoso y tortuoso a través de sólidos microporosos.

Entre los procesos de membrana antes mencionados, la electrodiálisis es el proceso que ha resultado ser muy eficaz para desalinizar las aguas salobres. La ósmosis inversa también se ha utilizado para desalinizar las aguas salobres. Este proceso tiene como ventaja adicional que puede también separar compuestos orgánicos (ref 15).

La ósmosis se define como el transporte espontáneo de un disolvente desde una disolución diluida a una disolución concentrada a través de una membrana semipermeable ideal, que impide el paso del soluto pero deja pasar el disolvente como se muestra en la fig siguiente.

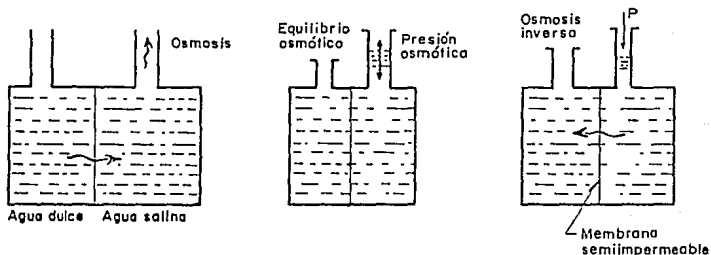


Fig 4.3. Osmosis directa e inversa

Este flujo de disolvente puede reducirse si aplicamos una presión en el lado de la membrana. Para una cierta presión llamada presión osmótica, se alcanza el equilibrio y la cantidad de disolvente que pasa en ambas direcciones es la misma. Si la presión en el lado de la solución se incrementa por encima de la presión osmótica, la dirección de flujo se invierte. Entonces el disolvente puro pasará desde la solución hacia el solvente. Este fenómeno constituye la base de la ósmosis inversa aplicada en el tratamiento del agua y agua residual.

La energía útil por unidad de volumen suministrada a este proceso lo es en forma de presión que es superior a la presión osmótica de equilibrio.

4.5.1 Osmosis y presión osmótica

El proceso de la ósmosis inversa convencional transfiere disolventes a través de un separador semipermeable de la solución más diluida a la más concentrada, impulsado por la diferencia en la presión de vapor del disolvente sobre cada uno de los lados del separador. La presión osmótica π , o magnitud de esas fuerzas de impulsión, está dada por la ecuación:

$$\pi = \frac{RT}{V} \ln \frac{P_1}{P_2}$$

donde

R = constante de los gases

T = temperatura absoluta

V = volumen molar del solvente

P_1, P_2 = la presión de vapor del solvente en las soluciones sobre cada lado de la membrana.

(Notar que π es independiente de la membrana)

Si se aplica una presión igual a π a lo largo de la membrana opuesta al flujo normal de disolvente, la transferencia no de

be tomar lugar. Si una presión más grande que π es aplicada, el disolvente debe ser transferido de la solución más concentrado a la más diluida, resultando en ambas una concentración de soluto y purificación del disolvente.

El flujo del disolvente diluido, J (frecuentemente expresado en galones/ft² día) está dado por:

$$J = K(\Delta p - \pi)$$

donde

Δp = la presión aplicada

K = constante del sistema membrana-solvente

Como puede observarse de esta ecuación la rapidez de flujo agua-producto decrece con el incremento de la salinidad (aumenta la presión osmótica) de la solución de alimentación. Desde luego, las dificultades (y costo) de recuperación del agua limpia también se incrementan con el aumento de la salinidad de la corriente de alimentación.

El diseño de los módulos conteniendo las membranas de ósmosis inversa es de vital importancia para la eficiente operación del proceso. Como el soluto es rechazado por las membranas, éste se concentra en la superficie de la membrana, con lo cual resulta una situación conocida como "polarización por

concentración", donde la concentración en la superficie de la membrana es muchas veces más alta que en el volumen de la solución de alimentación. De aquí que la fuerza impulsora de la ósmosis inversa para el transporte agua ($\Delta p - \pi$) decrece con el incremento de concentración, la polarización puede tener un efecto muy perjudicial sobre el flujo de agua. Por lo tanto, la potencia de bombeo debe incrementarse para compensar esta presión osmótica efectiva mayor.

La membrana que más se utiliza es la película de acetato de celulosa modificado, preparada según el proceso de Loeb-Sourirajan (ref 13). Para este tipo de membranas se han acumulado una gran cantidad de datos sobre el rechazo del soluto. Sin embargo, apenas se han desarrollado métodos para predecir cuantitativamente el rechazo del soluto, particularmente en los sistemas de varios componentes. Hodgson (1964) propuso un método de trabajo inicial para resolver este problema, para el caso de electrólitos.

La Tabla 4.2 enumera los intervalos para datos típicos de rechazo de soluto correspondientes a las membranas de acetato de celulosa.

TABLA 4.2. VALORES TÍPICOS DE RECHAZO DE SOLUTO PARA MEMBRANAS DE ACETATO DE CELULOSA MUY SELECTIVAS.

SOLUTO	MAXIMO	% DE RECHAZO MINIMO	PROMEDIO
Calcio, Ca^{2+}	99.7	96.3	> 99
Magnesio, Mg^{2+}	99.9	93	> 99
Sodio, Na^+	97	88	
Potasio, K^+	97	83	
Hierro, Fe^{2+} y Fe^{3+}	~100	99.9	~ 100
Manganeso, Mn^{2+}	~100		~ 100
Aluminio, Al^{3+}	99.9	97.3	> 99
Cromo, Cr^{6+}			92.6
	pH 2.6		
	4.2		97.2
	7.6		98.6
Amonio, NH_4^+	95	77	
Bicarbonato, HCO_3^-			80-98
Sulfato, SO_4^{2-}	~100	99 ⁺	> 99
Cloruro, Cl^-	97	86	
Nitrato, NO_3^-	86	58	
Fluoruro, F^-	98	88	
Boro (a pH 5)	60	38	
Sílice (a pH 5)	95	80	
Ortofosfato, PO_4^{3-}	~100		99
Polifosfato	~100		99
Sólidos totales disueltos (TDS)	99	89	
COD-efluente secundario	97	94	
-licor de sulfato	97.5	94.9	
BOD-efluente secundario	94	81	
-licor de sulfato	92.2	85.3	
Compuestos sulfonados de Lignina	99.4	98.1	
Sacarosa			99.9
Proteínas			98 a ~100
Fenol			rechazo
Acido acético			rechazo
Glucosa			99.5 ⁺
Color			~ 100
Turbidez			~ 100

Se ha observado varias tendencias en los resultados experimentales publicados:

- 1) Los iones multivalentes se rechazan más eficazmente que los iones univalentes;
- 2) Las sustancias no disociadas o parcialmente disociadas apenas son rechazadas;
- 3) Los ácidos y bases se rechazan menos que sus sales correspondientes;
- 4) Los co-iones influyen sobre el rechazo de un ion particular (ej. el sodio se rechaza mejor en presencia del ion sulfato que el ion cloruro);
- 5) Las moléculas solubles en agua y de peso molecular bajo generalmente apenas son rechazadas;
- 6) Los ácidos orgánicos no disociados y de bajo peso molecular apenas son rechazados, mientras que sus sales correspondientes lo son;
- 7) Las trazas de iones univalentes apenas son rechazados.

Se han efectuado muchos estudios sobre el rechazo de disolu-

ciones complejas de moléculas orgánicas. En las aguas residuales de industrias conserveras, se han obtenido rechazos de proteína del 98-99%. El rechazo de los sólidos del jugo de tomate ha alcanzado el 100%. Otros estudios realizados sobre concentraciones de jugo de fruta y suero de la leche indicaron un buen rechazo para los solutos orgánicos. El rechazo de los compuestos orgánicos en pastas de industrias papeleiras y aguas residuales sanitarias ha sido excelente.

Las membranas de ósmosis inversa remueven un alto porcentaje de casi todos los iones inorgánicos, turbidez, material orgánico, bacterias y virus presentes en el agua residual municipal. Los sólidos disueltos pueden ser fácilmente reducidos a 50-100 mg/l en una etapa. La potencia requerida para sistemas comerciales de ósmosis inversa disponibles son cerca de 7-9 KWH/1000 gal de agua producto. Esta potencia requerida no cambia apreciablemente sobre el rango de sólidos disueltos generalmente presentes en el agua residual municipal.

4.6 Intercambio iónico

El intercambio iónico es un proceso en el cual los iones mantenidos por fuerzas electrostáticas a grupos funcionales cargados situados en la superficie de un sólido, son cambiados por iones, de carga similar de una disolución en la cual el sólido está inmerso. El intercambio iónico se considera como

un proceso de sorción, debido a que los grupos funcionales cargados en los cuales ocurre el intercambio están en la superficie del sólido, y porque los iones cambiables deben sufrir una transferencia de fase, desde una fase en solución a una fase superficial.

El proceso de intercambio iónico fue usado por muchos años para eliminar la dureza producida por calcio (Ca^{2+}) y magnesio (Mg^{2+}) en el agua para varios usos industriales, y para eliminar el hierro y manganeso en los suministros de aguas subterráneas. También se usa para el tratamiento de diversas aguas industriales con el fin de recuperar los materiales de desperdicios valiosos o subproductos, particularmente formas iónicas de metales valiosos tales como plata, oro y uranio. Una explicación adicional en el tratamiento de aguas, es la eliminación y recuperación de materiales radioactivos en las aguas de reactores nucleares, hospitales y laboratorios (ref 13).

Varios minerales naturales, llamados zeolitas, tienen características adecuadas para el intercambio en el ablandamiento del agua que involucra el intercambio de calcio y magnesio por sodio. Debido a que no son capaces de resistir los ácidos no pueden ser usados para el intercambio de iones hidrógeno. Estas zeolitas han sido casi totalmente sustituidas por resinas orgánicas sintéticas en las aplicaciones del tra

tamiento de aguas y aguas residuales.

Las resinas de intercambio iónico son sólidos insolubles que contienen aniones o cationes fijos aptos para el intercambio reversible con iones móviles de signo opuesto en las soluciones con las cuales está en contacto.

En la desalinización del agua por el proceso de intercambio iónico, las sales en el agua reaccionan con las resinas especialmente formuladas, que son reactivas pero insolubles. Una clase de resinas toma iones sodio y otros cationes y pone en libertad iones hidrógeno. Un segundo tipo de resinas toma iones cloro y otros aniones y suelta iones hidróxido. Los iones hidrógeno e hidroxilo se combinan para formar pequeñas cantidades de agua. Cuando las resinas son ajustadas, deben ser regeneradas por el proceso más factible. Un ácido tal como el ácido sulfúrico es usado para suministrar iones hidrógeno a la resina catiónica, y una base como el hidróxido de sodio se usa para abastecer de iones hidroxilo a las resinas aniónicas.

Las resinas comerciales están clasificadas generalmente de la siguiente manera (ref 11):

- 1) "FUERTEMENTE ACIDAS". Este término se usa como referencia para resinas catiónicas, que contengan grupos funcio

- nales derivados de un ácido fuerte, como el H_2SO_4 .
- 2) "DEBILMENTE ACIDAS". Este tipo de resina catiónica se deriva de un ácido débil, tal como el H_2CO_3 .
 - 3) "FUERTEMENTE BASICAS". Las resinas denominadas así se derivan de compuestos de amonio cuaternario ($R-R_3N^+OH^-$).
 - 4) "DEBILMENTE BASICAS". Son resinas aniónicas que contienen grupos derivados de aminas débiles ($R-NH_2$, $R-R^1-NH_2$).

Estudios realizados posteriormente indican que muchos materiales orgánicos pueden removerse del agua por intercambio iónico. El problema de esto, es que muchos orgánicos ensucian la resina, por lo que reduce la capacidad de intercambio. Sin embargo, algunas de las más recientes resinas tienen la capacidad de remover material orgánico y pueden ser regeneradas sin una notable pérdida de eficiencia.

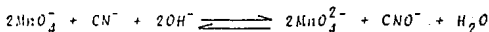
El principal material que ensucia las resinas son los detergentes. La remoción de éstos, requirió una solución alcohólica para restaurar la capacidad de la resina.

Los compuestos orgánicos presentes en muchas aguas residuales son sustancias de alto peso molecular que se adsorben irreversiblemente sobre cationes o aniones de intercambio. La inves

tigación de resinas altamente porosas no sujetas a esas limitaciones fueron los objetivos principales durante muchos años. Varias resinas fueron desarrolladas, por lo que ahora se usan para la remoción de sustancias orgánicas presentes en aguas residuales municipales.

4.7 Oxidación química

Las reacciones de oxidación-reducción (redox) son aquellas en las que el estado de oxidación de al menos un reactivo es aumentado mientras que el otro es disminuido. Para ilustrarlo se presenta la siguiente reacción (Ref 15).



En solución alcalina el estado de oxidación del ion cianuro es aumentado de -1 a +1 (el cianuro es oxidado al combinarse con un átomo de oxígeno para formar cianato); el estado de oxidación del permanganato decrece de -1 a -2 (el permanganato es reducido a manganato). Este cambio en el estado de oxidación implica que un electrón fue transferido del ion cianuro al ion permanganato.

El flúor es un poderoso agente oxidante. Los otros halógenos, incluyendo al cloro son también buenos oxidantes. Muchos de los iones oxigenados, tales como BrO_3^- y NO_3^- son agentes oxi-

dantes, sin embargo, muy pocos son convenientes para usar en sistemas de tratamiento. En la Tabla 4.3 se muestran los más utilizados.

TABLA 4.3. AGENTES OXIDANTES

OXIDANTE	RESIDUO
OZONO	
Aire (oxígeno atmosférico)	Sulfitos (SO_3^-) Sulfuros (S^{2-}) ion ferroso (Fe^{2+}) muy bajo
Cloro grueso	Sulfuros Mercaptanos
Cloro gaseoso y caústico (cloración alcalina)	CN ⁻ (cianuro)
Dióxido de cloro	Cianuro } Diquat } Pesticidas Paraquat }
Hipoclorito de sodio	Cianuro Plomo
Hipoclorito de calcio	Cianuro
Permanganato de potasio	Cianuro Olores orgánicos
	trazas { - plomo - fenol - Diquat - Paraquat - Comp. orgánicos sulfurados - formaldehído
Permanganato	Manganeso
Peróxido de hidrógeno	- fenol - cianuros - comp. sulfurados - plomo
Acido nitroso	Bencidina

Los oxidantes comerciales más comunes son los siguientes:

Permanganato de potasio, cloro gaseoso, hipoclorito de calcio, hipoclorito de sodio, peróxido de hidrógeno (solución al 35%), ácido crómico (CrO_3).

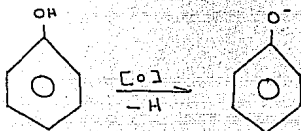
El KMnO_4 es usado para la destrucción de residuos orgánicos en aguas residuales y en agua potable. Su forma usual reducida, el dióxido de manganeso (MnO_2), puede ser removido por filtración. El KMnO_4 reacciona con aldehidos, mercaptanos, fenoles, y ácidos insaturados. Por lo tanto, éste es considerado como un agente oxidante relativamente poderoso.

Peroxido de hidrógeno (H_2O_2). El H_2O_2 fue usado para la separación de iones metálicos por oxidación selectiva. De esta manera, ayuda a remover hierro por oxidación del ion ferroso a férrico, que es luego precipitado por la adición de la base apropiada. El peróxido de hidrógeno es también usado para remover cloro residual después del tratamiento de cloración.

Acido crómico (CrO_3). El trióxido de cromo CrO_3 , es comercialmente llamado ácido crómico. En la oxidación de compuestos orgánicos, CrO_3 en una solución de H_2SO_4 es reducido y forma sulfato de cromo $\text{Cr}_2(\text{SO}_4)_3$.

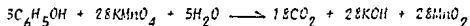
4.7.1 Oxidación del fenol

Las reacciones de oxidación que involucran al fenol son frecuentemente complejas, de aquí, que los productos de reacción dependen de los sustituyentes. La reacción involucra como primera etapa la remoción del hidrógeno del oxhidrilo para producir el radical fenoxi:



Los productos de reacción eventuales incluyen quinona que es considerada más tóxica que el fenol.

Spicher y Skrinde propusieron que el mecanismo de reacción involucra primero la formación de quinona y luego la ruptura del anillo seguido por la oxidación de fragmentos de éste si existe la cantidad suficiente de oxidante. Normalmente la reacción no va más allá de lo que Spicher y Skrinde sugirieron en su reacción propuesta usando permanganato de potasio.



No obstante la reacción llega usualmente a la etapa de abertura de la cadena.

La oxidación química de fenoles solo se aplica en corrientes residuales diluidas. El $KMnO_4$ es el oxidante que se usa. Algunos momentos después de que este se adiciona, el fenol es oxidado a CO_2 y H_2O . El permanganato es reducido a MnO_2 que es un sólido filtrable.

Cuando el fenol se encuentra en trazas la economía parece favorable para la oxidación química. Para la remoción de un ppm de fenol debe adicionarse de 6 a 7 partes por millón de $KMnO_4$.

4.7.2 Oxidación de otros orgánicos

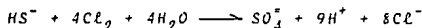
Los agentes oxidantes químicos son usados para el control de residuos orgánicos en el tratamiento de aguas residuales y agua potable. Los compuestos orgánicos que reciben tratamiento químico son: Aldehidos, mercaptanos, fenoles, bencidina y ácidos insaturados. Para esto los agentes oxidantes son: hipoclorito de sodio, hipoclorito de calcio, permanganato de potasio y agua oxigenada (peróxido de hidrógeno). El ácido nítrico fue usado en algunas ocasiones.

La bencidina, un orgánico usado en la manufactura de tintes, se considera como un carcinógeno, y su concentración es reducida generalmente a partes por billón en aguas residuales previas a la descarga. La oxidación mediante el ácido nítrico

so se usa para obtener una buena calidad, del efluente. Mientras la biodegradación, adsorción con carbón activado, radiación, oxidación por ozono y oxidación por otros químicos tales como H_2O_2 también fueron sugeridas.

4.7.3 Oxidación de compuestos sulfurados

El cloro e hipoclorito de sodio se usan para prevenir la acumulación de sulfuros en las líneas de desagüe. Si se adiciona un exceso de cloro a las aguas residuales que contienen sulfuros, el sulfuro será oxidado a sulfato

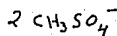
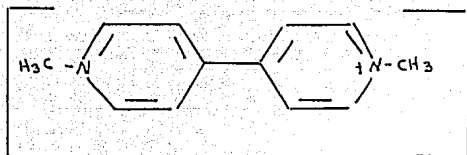
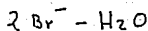
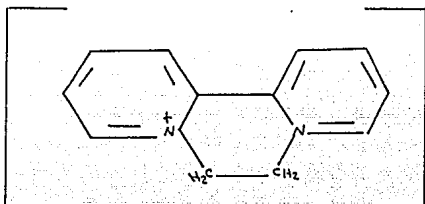


Para una corriente residual que contiene solo bajas concentraciones de sulfuros y no otras sustancias susceptibles a oxidación, el cloro requerido será aproximadamente 9 partes (en peso) por cada parte de sulfuro. En corrientes donde hay otros constituyentes oxidables, los requerimientos pueden ascender a 15-20 partes.

El peróxido de hidrógeno también se usa en la oxidación de sulfuros. En un agua residual que contiene cerca de 6 mg/l de sulfuros totales, la adición de 30 mg/l de peróxido de hidrógeno redujo la concentración de sulfuros a < 1 mg/l. El tiempo promedio de retención fue cerca de 2 horas.

4.7.4 Oxidación de plaguicidas

Debido a la resistencia de los plaguicidas a la biodegradación, se han investigado métodos de oxidación química para remover residuos de plaguicidas del agua. Goma y Faust experimentaron con $KMnO_4$, Cl_2 y ClO_2 para remover residuos de Diquat y Paraquat del agua.



4.8 Desinfección

La desinfección es la remoción o destrucción de organismos patógenos en suministros de agua. Mediante la desinfección se reduce la incidencia de enfermedades transportadas por el agua. En las plantas de tratamientos de aguas residuales, se puede obtener más del 90% de remoción de bacterias y virus durante la coagulación, sedimentación y filtración. La reducción de sólidos suspendidos también mejora la efectividad de desinfectantes químicos, puesto que, la materia suspendida puede albergar organismos patógenos. No obstante, la coagulación y filtración no pueden realizar una completa remoción de patógenos, sin embargo, proporcionan reducciones substanciales y hace más efectiva la desinfección.

El mecanismo de desinfección depende de la naturaleza de los desinfectantes y los microorganismos. Muchos desinfectantes químicos, tales como el cloro y sus compuestos, se utilizan para inactivar enzimas vitales penetrando a través de la pared celular reaccionando con las enzimas. Los agentes oxidantes pueden seinfestar por medio de la oxidación química de material celular. La oxidación potencial no tiene correlación directa con la capacidad de desinfección puesto que la inactivación de las enzimas involucra efectos químicos específicos como la oxidación. Los métodos no químicos de desinfección, tales como el calor y la radiación, ataca microorganismos des

truyendo las paredes celulares o por el cambio de estructura del protoplasma. No obstante, la ebullición, radiación ultra violeta, y radiación gamma pueden destruir más microorganismos, sin embargo, estos no son adecuados para el tratamiento de agua a gran escala, debido al costo y necesidad de protección residual. Por lo tanto, los métodos químicos son casi siempre usados para desinfectar agua de suministros públicos.

Algunas características deseables de un desinfectante químico son la toxicidad para los patógenos dentro de tiempos razonables de contacto, la acción efectiva a bajas dosis y concentraciones, la no toxicidad al hombre y animales acuáticos, persistencia en el agua para proporcionar protección residual, y disponibilidad en grandes cantidades a bajo costo. Los desinfectantes dominantes para el tratamiento de aguas son el cloro, hipocloritos y ozono. Otros desinfectantes son el dióxido de cloro, bromo, yodo, permanganato, compuestos fenólicos, metales pesados, detergentes catiónicos y ácidos o bases fuertes.

4.8.1 Ozono

El ozono es un agente oxidante fuerte que reacciona fácilmente con muchos compuestos orgánicos y patógenos encontrados en el agua. Cuando el ozono es suministrado al agua, éste reacciona primero con sustancias fácilmente oxidables (Fe^{++} y Mn^{++})

y con compuestos orgánicos. Después que esta demanda es proporcionada, el ozono adicional proporciona una acción desinfectante superior a la del cloro a la misma concentración residual. Por ejemplo, un ozono residual de 0.1 mg/l después de 5 minutos es adecuado para el suministro de agua. La dosis total requerida para alcanzar este residuo depende de la naturaleza del agua que frecuentemente se encuentra entre 0.5 y 2 mg/l.

El ozono tiene otras ventajas sobre el cloro excepto la gran efectividad germicida de éste. Sin embargo, el ozono no forma compuestos orgánicos sustituidos, no produce subproductos tóxicos o compuestos con objetable olor y sabor. El ozono no es afectado por el pH o por la presencia de amoníaco. La mayor desventaja del ozono es que se descompone rápidamente a oxígeno molecular y no previene la reproducción de microorganismos por lo que se adiciona generalmente una pequeña cantidad de cloro después del tratamiento con ozono para proporcionar protección residual.

El ozono es producido a partir del aire seco mediante una descarga eléctrica con un consumo de 10 a 20 kg-hr por kilogramo de ozono. Debido a su inestabilidad no puede ser almacenado y debe ser generado en el mismo sitio. El costo del ozono para la desinfección del agua es de 2 a 3 veces más grande que el costo del cloro. Con todo esto, el ozono es apto para la

desinfección de agua en suministros públicos. (ref 16).

5. METODOLOGIA PARA LA RECARGA

5.1 Trazas de orgánicos y toxicología

El contenido de compuestos orgánicos en suministros de agua potable, es de gran consideración en impactos ambientales sobre enfermedades humanas. Provoca efectos crónicos, especialmente aquellos presentados como carcinogénicos, mutagénicos o teratogénicos, los cuales son de primordial importancia.

Dichos efectos fueron el foco de varios estudios epidemiológicos y toxicológicos. Aun cuando los resultados de estudios específicos pueden guiarnos a diferentes interpretaciones, muchos acuerdos asociados con los problemas de trazas de orgánicos en el agua, requiere de mucha investigación a fin de adecuar lo más posible el avaluo a los posibles impac

en la salud.

El reuso de las aguas residuales para la recarga de aguas subterráneas puede impactar en la calidad de suministros de agua para beber, puesto que hasta ahora hay muchos compuestos no identificados.

El interés fue expresado en primera instancia por los oficiales de salud pública respecto a los posibles efectos de salud crónica que pudieran ser causados por el reuso de aguas residuales, que contienen mezclas estables de compuestos orgánicos. Tales mezclas no identificadas, probablemente contienen orgánicos estables biológicamente, los cuales fueron sometidos a un intenso tratamiento biológico. Esta mezcla es apta para contener porciones de orgánicos clorados, debido al tratamiento de las aguas con cloro antes del reuso eventual (ref 17).

Como uno de los objetivos de este trabajo es producir agua de calidad para usarse en la recarga de acuíferos, se muestra la importancia de la remoción de los compuestos orgánicos, y a su vez, creando esta base de datos sobre la calidad del agua puedan usarse para el avalúo de riesgos a la salud.

Ahora bien, el impacto en el contenido de trazas de orgánicos y los suministros utilizados en la calidad del agua sub-

terránea (agua para beber) puede ser evaluado por tres maneras:

- 1) Hacer pruebas de pozos y suministros superficiales para detectar la presencia de orgánicos específicos que tienen efectos de salud conocidos o sospechosos a largo plazo.
- 2) Mediante el uso de pruebas biológicas selección-mutágenos como un criterio, con fracciones activas de concentrados de agua que se analicen con detalle a fin de identificar orgánicos adicionales que pueden ser significativos para la salud. Una vez identificado esos materiales pueden ser rastreados en los suministros de agua usados para la recarga, y evaluar los impactos en la calidad del agua.
- 3) La toxicidad relativa del agua de suministro y agua de pozos deben ser evaluados usando una prueba de mutágenos bacteriológicos y una prueba de la transformación de una célula de mamífero.

5.2 Análisis teórico de remoción

Después de hacer una breve descripción de los procesos que intervienen en la remoción de compuestos orgánicos, se pro-

pone un tren de tratamiento completo (desde el preliminar hasta el avanzado), en el cual a cada etapa se le asigna un porcentaje teórico de remoción. Al final del tratamiento, se estima si la concentración del efluente queda dentro del rango permisible de no toxicidad, para que pueda ser usado en la recarga de acuíferos.

En la Tabla 5.1 se muestra el tren de tratamiento propuesto. En la cual los compuestos fueron agrupados por familias de la siguiente manera.

- 1) Hidrocarburos Alifáticos Halogenados
- 2) Hidrocarburos Aromáticos Halogenados
- 3) Hidrocarburos Aromáticos
- 4) Hidrocarburos Poliaromáticos
- 5) Hidrocarburos Poliaromáticos Halogenados
- 6) Eteres Halogenados
- 7) Nitrocompuestos Alifáticos
- 8) Nitrocompuestos Aromáticos
- 9) Fenoles
- 10) Pesticidas clorados
- 11) Eteres del ácido ftálico.

La gran mayoría de los elementos de cada familia son removidos en la misma proporción debido a la semejanza de sus propiedades, por lo cual, los valores en cada etapa se repeti-

rán.

Para el ejemplo desarrollado se tomó una corriente de agua residual del Distrito Federal (ref 7).

Mientras que los porcentajes de remoción fueron dados con base en una minuciosa recopilación de información del comportamiento de cada compuesto frente a los procesos antes descritos. (Ref 7).

Aun siendo éste, un análisis teórico, nos puede dar una alternativa a seguir para resolver ese problema que nos atañe a todos, que es el de la contaminación del agua, y reestablecer el daño provocado a los acuíferos debido a la sobreexplotación. Estos datos en ningún momento se alejan de la realidad, ya que, se ha realizado una basta investigación por gente interesada en este tema.

Para concluir con este trabajo se presenta la Tabla 5.2 comparativa entre la concentración del efluente final y la concentración tóxica de los contaminantes. (Ref 17). Y por último se señalan recomendaciones para llevar a cabo el control de la calidad del agua utilizada para la recarga.

TABLA 5.1. (CONTINUACION)

TRATAMIENTO CONTAMINANTE	Preliminar		Primario		Secundario		Floculación Sedimentac.		Recarbonatación		Filtración		Intercambio Iónico		Adsorción		Osmosis Inversa		Desinfección		Efluente Final	
	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	
HIIDROCARBUROS ALIFATICOS HALOGENADOS																						
Clorobenceno	0.143	0	0.143	30	0.100	50	0.050	50	0.025	40	0.015	0	0.015	0	0.015	60	6.0x10 ⁻³	80	1.2x10 ⁻³	0	1.2x10 ⁻³	
1-2 Diclorobenceno	0.359	0	0.359	30	0.251	50	0.125	50	0.062	40	0.037	30	0.026	0	0.026	60	0.010	80	2.2x10 ⁻³	0	2.2x10 ⁻³	
1-3 Diclorobenceno	3.715	0	3.715	30	2.60	50	1.30	50	0.65	40	0.39	30	0.273	0	0.273	60	0.109	80	0.021	0	0.021	
1-4 Diclorobenceno	1.247	0	1.247	30	0.873	50	0.436	50	0.218	40	0.131	30	0.091	0	0.091	60	0.036	80	7.3x10 ⁻³	0	5.8x10 ⁻³	
1-2-4 Tricloro- Benceno	0.593	0	0.593	30	0.415	50	0.207	50	0.103	40	0.062	30	0.043	0	0.043	60	0.017	80	3.5x10 ⁻³	0	3.5x10 ⁻³	
Hexaclorobenceno	0.10	0	0.10	50	0.05	30	0.035	30	0.024	40	0.015	0	0.015	0	0.015	0	0.015	50	7.4x10 ⁻³	0	7.4x10 ⁻³	

TABLA 5.1. (CONTINUACION)

TRATAMIENTO	Preliminar		Primario		Secundario		Sediment.		Recarbonatación		Filtración		Intercambio Iónico		Adsorción		Osmosis Inversa		Desinfección		Efluente Final	
	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%		
HIDROCARBUROS AROMATICOS																						
Naftaleno	0.092	0	0.092	30	0.0644	60	0.026	40	0.0156	20	0.0125	50	6.3×10^{-3}	0	6.3×10^{-3}	75	1.6×10^{-3}	75	3.9×10^{-4}	0	3.9×10^{-4}	
Isóforona	0.056	0	0.056	0	0.056	0	0.056	0	0.056	0	0.056	0	0.056	0	0.056	0	0.056	50	0.028	0	0.028	
Fluoreno	0.187	0	0.187	20	0.1496	80	0.03	40	0.018	0	0.018	50	9×10^{-3}	0	9×10^{-3}	75	2.2×10^{-3}	75	5.6×10^{-4}	10	5×10^{-3}	
Fluoranteno	0.250	0	0.250	20	0.20	70	0.06	2	0.036	2	0.036	50	0.018	2	0.018	75	4.5×10^{-3}	75	1.2×10^{-3}	10	1.5×10^{-3}	
Criseno	0.147	0	0.147	20	0.1176	40	7×10^{-2}	40	4.2×10^{-2}	0	4.2×10^{-3}	50	2.5×10^{-3}	0	2.5×10^{-3}	75	6.3×10^{-4}	75	1.6×10^{-4}	0	1.6×10^{-4}	
Pireno	0.022	0	0.022	20	0.0176	40	0.0105	40	6.3×10^{-3}	0	6.3×10^{-3}	50	3.2×10^{-3}	0	3.2×10^{-3}	75	7.8×10^{-4}	75	1.9×10^{-4}	0	1.9×10^{-4}	
Fluoranteno	0.134	0	0.134	20	0.1072	60	0.042	40	0.026	0	0.026	40	0.016	0	0.016	75	4×10^{-3}	75	1×10^{-3}	0	1×10^{-3}	
Antraceno	0.086	0	0.086	20	0.0688	60	0.027	40	0.0165	30	0.0115	40	6.9×10^{-3}	0	6.9×10^{-3}	75	1.7×10^{-3}	75	4.3×10^{-4}	0	4.3×10^{-4}	
Benzo (a)																						
Antraceno	0.096	0	0.096	20	0.0768	40	0.0460	40	0.0276	0	0.0276	40	0.0165	0	0.0165	75	4.1×10^{-3}	75	1×10^{-3}	0	1×10^{-3}	
Benzo (k)																						
Fluoranteno	0.010	0	0.010	20	0.008	40	4.8×10^{-3}	40	2.9×10^{-3}	0	2.9×10^{-3}	40	1.7×10^{-3}	0	1.7×10^{-3}	75	4.3×10^{-4}	75	1×10^{-4}	0	1.5×10^{-4}	
Benzo (b)																						
Fluoranteno	0.010	0	0.010	20	0.008	40	4.8×10^{-3}	40	2.9×10^{-3}	0	2.9×10^{-3}	40	1.7×10^{-3}	0	1.7×10^{-3}	75	4.3×10^{-4}	75	1×10^{-4}	0	1.5×10^{-4}	
Benzo (a)																						
Pireno	0.012	0	0.012	20	9.6×10^{-3}	40	5.8×10^{-3}	40	3.4×10^{-3}	0	3.4×10^{-3}	40	2.1×10^{-3}	0	2.1×10^{-3}	75	1.5×10^{-3}	75	3.9×10^{-4}	0	3.9×10^{-4}	
Benzo (g,h,i)																						
Periceno	0.040	0	0.040	20	0.032	40	0.0192	40	0.01152	0	0.01152	40	6.9×10^{-3}	0	6.9×10^{-3}	75	1.7×10^{-3}	75	4.4×10^{-4}	0	4.4×10^{-4}	
Indeno (1,2,3																						
c,d) Pireno	0.376	0	0.376	20	0.3008	40	0.1804	30	0.1263	40	0.1263	40	0.0757	0	0.0757	75	0.019	75	4.8×10^{-3}	0	4.8×10^{-3}	
Dibenz (a,h)																						
Antraceno	0.005	0	0.005	20	0.004	40	2.4×10^{-3}	30	1.7×10^{-3}	0	1.7×10^{-3}	40	1.0×10^{-3}	0	1.0×10^{-3}	75	2.5×10^{-4}	75	6.3×10^{-5}	0	6.3×10^{-5}	
Acenftileno	0.390	0	0.390	20	0.312	80	0.062	30	0.0436	0	0.0436	40	0.026	0	0.026	75	6.5×10^{-3}	75	1.6×10^{-3}	0	1.6×10^{-3}	
Acenftileno	0.230	0	0.230	20	0.184	60	0.0736	50	0.0368	0	0.0368	40	0.022	0	0.022	75	5.5×10^{-3}	80	1.2×10^{-3}	0	1.1×10^{-3}	

TABLA 5.1. (CONTINUACION)

TRATAMIENTO CONTAMINANTE	Preliminar		Primario		Secundario		Floculación Sedimentac.		Recarbonatación		Filtración		Intercambio Iónico		Adsorción		Osmosis Inversa		Desinfección		Efluente Final	
	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%		
HIIDROCARBUNOS AROMATICOS																						
Benceno	1.403	0	1.403	30	0.9821	50	0.491	30	0.344	40	0.206	0	0.206	0	0.206	0	0.206	50	0.103	0	0.103	
Tolueno	1.275	0	1.275	30	0.892	50	0.446	30	0.312	40	0.187	0	0.187	0	0.187	40	0.1122	50	0.0561	0	0.0561	
Etilbenceno	0.329	0	0.329	50	0.164	60	0.0658	30	0.046	0	0.046	0	0.046	0	0.046	0	0.046	50	0.023	0	0.023	

TABLA 5.1. (CONTINUACION)

TRATAMIENTO CONDICIONES	Preliminar		Primario		Secundario		Floculación		Recarbonata-Solimentac.		Filtración		Intercambio Iónico		Absorción		Osmosis Inversa		Desinfección		Efluente Final
	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	
HIIDROCARBUROS																					
FENOLAROPATICOS																					
HIIDROGENADOS																					
2 Cloronaftaleno	0.050	0	0.050	50	0.025	60	0.01	50	0.005	0	0.005	20	0.004	0	0.004	60	1.6×10^{-3}	80	3.2×10^{-4}	0	3.2×10^{-4}
ETERES HIIDROGENADOS																					
2 Cloroetilvinil Eter	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
bis-2 Clorometil Eter	0.359	0	0.359	0	0.359	25	0.2692	0	0.2692	0	0.2692	0	0.2692	40	0.1615	0	0.1615	75	0.040	40	0.024
bis-2 Cloroboxi Metano	0.00	0	—	0	—	25	—	0	—	0	—	0	—	40	—	—	—	75	—	40	—
4-Clorofenilfenil Eter	0.00	0	0	0	0	25	—	0	—	0	—	0	—	0	—	0	—	75	—	0	—
bis-2 (cloroetil) Eter	—	0	—	0	—	25	—	0	—	0	—	0	—	0	—	0	—	75	—	40	—
4-larato fenil fenil eter	0.00	0	—	0	—	25	—	0	—	0	—	40	—	0	—	40	—	75	—	0	—
bis-2 (cloroisopropil) eter	0.390	0	0.390	0	0.390	25	0.2925	0	0.2925	0	0.2925	0	0.2925	0	0.2925	0	0.2925	75	0.073	40	0.043
NITROCOMPUUESTOS ALIFATICOS																					
N-Nitrosodimetil amina	0.005	0	0.005	0	0.005	0	0.005	0	0.005	0	0.005	0	0.005	0	0.005	0	0.005	80	0.001	0	0.001
N-Nitroso-n-propilamina	1.300	0	1.300	0	1.300	0	1.300	0	1.300	0	1.300	0	1.300	0	1.300	0	1.300	80	0.26	0	0.26

TABLA 5.1 (CONTINUACION)

TRATAMIENTO CONTAMINANTE	Preliminar		Primario		Secundario		Floculación Sedimentac.		Recarbonatación		Filtración		Intercambio Iónico		Adsorción		Osmosis Inversa		Desinfección		Efluente Final			
	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%				
NITROCOMPUUESTOS AROMATICOS																								
Nitrobenzeno	1.304	0	1.304	30	0.9128	60	0.3651	40	0.21907	40	0.1314	0	0.1314	0	0.1314	0	0.1314	75	0.032	-3	0	0.032		
2,4 Dinitrotolueno	0.107	0	0.107	30	0.0749	50	0.037	40	0.022	0	0.022	40	0.013	0	0.013	60	5.4x10 ⁻³	75	1.3x10 ⁻³	-3	20	1.0x10 ⁻³		
2,6 Dinitrotolueno	0.187	0	0.187	30	0.1309	50	0.065	40	0.039	-3	0	0.039	40	0.023	0	0.023	60	9.4x10 ⁻³	75	2.3x10 ⁻³	-3	0	2.3x10 ⁻³	
Bencidina	0.033	0	0.033	30	0.0231	50	0.011	40	6.9x10 ⁻³	-3	0	6.9x10 ⁻³	20	5.5x10 ⁻³	-3	20	4.4x10 ⁻³	60	1.8x10 ⁻³	-3	80	3.6x10 ⁻⁴	20	2.9x10 ⁻⁴
1,2 Difetil hidracina	0.00	0	---	0	---	25	---	40	---	0	---	40	---	20	---	45	---	0	---	0	---	0	---	
n-Nitrosodifenil- amina	0.440	0	0.440	0	0.440	25	0.33	0	0.33	0	0.33	0	0.33	20	0.264	45	0.1457	80	0.02904	0	0.02904	0	0.02904	
2-Nitrofenol	5.980	0	5.98	30	4.186	40	2.511	40	1.506	0	1.506	40	0.904	20	0.723	70	0.2170	80	0.043	20	0.0347	0	0.0347	
4-Nitrofenol	23.860	0	23.860	30	16.702	40	10.021	40	6.012	0	6.012	40	3.607	20	2.806	70	0.865	80	0.173	20	0.1385	0	0.1385	
2,4 Dinitrofenol	1.820	0	1.820	30	1.274	40	0.764	40	0.450	0	0.458	40	0.275	20	0.220	70	0.066	80	0.0132	0	0.0132	0	0.0132	
2,6 Dinitro-o- Cresol	26.780	0	26.78	30	18.746	40	11.247	40	6.748	0	6.748	40	4.049	20	3.239	60	1.295	75	0.3239	0	0.3239	0	0.3239	
3,3 Diclorobenci- dina	0.024	0	0.024	30	0.0168	40	0.010	40	6.0x10 ⁻³	-3	40	6.0x10 ⁻³	40	3.6x10 ⁻³	-3	0	3.6x10 ⁻³	40	2.2x10 ⁻³	-3	80	4.4x10 ⁻⁴	0	4.4x10 ⁻⁴
FENOLAS																								
Fenol	0.472	0	0.472	0	0.472	50	0.236	0	0.236	20	0.1088	0	0.1088	0	0.1088	0	0.1088	50	0.094	20	0.0755	0	0.0755	
2,4 Dimetilfenol	1.258	0	1.258	0	1.258	30	0.880	0	0.0880	0	0.0880	0	0.0880	0	0.0880	0	0.0880	50	0.440	20	0.3522	0	0.3522	
FENOLAS CLORADAS																								
Pentaclorofenol	5.3250	0	5.3250	50	2.662	70	0.798	60	0.319	0	0.319	30	0.223	0	0.223	70	0.067	80	0.013	0	0.013	0	0.013	
l-cloro m-cresol	46.640	0	46.640	0	46.640	25	34.98	0	34.98	0	34.98	0	34.98	0	34.98	0	34.980	40	20.980	0	20.980	0	20.980	
2-clorofenol	0.450	0	---	---	---	NO	HAY	REMOCION	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
2,4 Diclolorofenol	3.200	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
2,4,6 Tricloloro- fenol	4.342	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	

TABLA 5.1. (CONTINUACION)

TRATAMIENTO	Prelimi-		Primario		Secundario		Floculación Sedimentac.		Recarbona- tación		Filtración		Intercambio Iónico		Adsorción		Osmosis Inversa		Desinfección		Efluente Final					
	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%	I	%						
PESTICIDAS																										
CLORIDOS																										
Endosulfan(a,b)	0.00	0	---	25	---	40	---	60	---	40	---	45	---	0	---	40	---	40	---	0						
BHC (a,b,g,d)	0.217																									
ALDRIN	0.060	0	0.060	50	0.03	50	0.015	60	0.006	0	0.006	-3	40	3.6x10 ⁻³	0	3.6x10 ⁻³	-3	70	1x10 ⁻³	-3	80	2.2x10 ⁻⁴	0	2.2x10 ⁻⁴		
DIELDRIN	0.030	0	0.030	50	0.015	50	0.0075	60	0.003	20	2.4x10 ⁻⁴	-4	40	1.4x10 ⁻⁴	0	1.4x10 ⁻⁴	-4	70	4.3x10 ⁻⁴	-4	80	8.7x10 ⁻⁵	0	8.7x10 ⁻⁵		
4-4' DDE	0.003	0	0.003	30	0.0021	50	1.6x10 ⁻³	60	4.2x10 ⁻⁴	20	3.3x10 ⁻⁴	-4	40	2.5x10 ⁻⁴	0	2.0x10 ⁻⁴	-4	70	6x10 ⁻⁵	-5	80	1.3x10 ⁻⁵	0	1.3x10 ⁻⁵		
4-4' DDD	0.005	0	0.005	30	0.0035	50	1.8x10 ⁻³	60	7x10 ⁻⁴	20	5.6x10 ⁻⁴	-4	40	3.4x10 ⁻⁴	0	3.4x10 ⁻⁴	-4	70	1x10 ⁻⁴	-4	80	2x10 ⁻⁵	20	1.6x10 ⁻⁵		
4-4' DDT	0.200	0	0.200	30	0.140	50	0.07	60	2.8x10 ⁻²	20	2.3x10 ⁻²	-2	40	1.4x10 ⁻²	0	1.4x10 ⁻²	-2	70	4x10 ⁻³	-3	80	8x10 ⁻⁴	0	8x10 ⁻⁴		
HEPTACLORO	0.010	0	0.010	40	0.006	60	2.4x10 ⁻³	60	9.6x10 ⁻⁴	20	7.7x10 ⁻⁴	-4	40	4.6x10 ⁻⁴	0	4.6x10 ⁻⁴	-4	70	1.4x10 ⁻⁴	-4	80	2.8x10 ⁻⁵	0	2.8x10 ⁻⁵		
HEPTACLORO EPOXIDO	0.00	-	---	25	---	30	---	50	---	0	---	50	---	0	---	60	---	60	---	70	---	0	---	0	---	
CLOTRANO	0.127	0	0.127	0	0.127	30	0.0889	0	0.0889	0	0.0889	0	0.0889	0	0.0889	-3	0	0.0889	-3	0	0.0889	-3	70	0.0266	0	0.0266
TOXAFENO	0.065	0	0.065	40	0.039	30	0.0273	50	0.0136	20	0.0109	-4	40	6.5x10 ⁻³	0	6.5x10 ⁻³	-3	70	1.9x10 ⁻³	-3	80	3.9x10 ⁻⁴	0	3.9x10 ⁻⁴		
ESTERES DEL ACIDO FTALICO																										
bis (2 Etilhexil)																										
Ftalato	0.004	0	0.004	30	0.0588	30	0.04116	60	0.0164	0	0.0164	60	0.00658	0	0.00658	70	2.0x10 ⁻³	-3	80	4.0x10 ⁻⁴	-4	40	2.4x10 ⁻⁴	0	2.4x10 ⁻⁴	
Di-n-Etilftalato	0.234	0	0.234	30	0.1638	30	0.11466	60	0.0458	0	0.0458	60	0.0183	0	0.0183	70	5.5x10 ⁻³	-3	80	1.1x10 ⁻³	-3	40	6.6x10 ⁻⁴	0	6.6x10 ⁻⁴	
Dimetil ftalato	0.006	0	0.006	20	0.0668	20	0.05504	0	0.05504	0	0.05504	0	0.05504	0	0.05504	0	0.05504	0	0.05504	0	0.05504	40	0.1302	0	0.03302	
Diisilftalato	3.700	0																								
Di-n-Butilftalato	0.069	0	0.069	30	0.0483	30	0.03381	60	0.0135	0	0.0135	60	0.0054	0	0.0054	70	0.0016	80	3.2x10 ⁻⁴	-4	40	2.0x10 ⁻⁴	0	2.0x10 ⁻⁴		
Butilencilftalato	0.316	0	0.316	30	0.2212	30	0.15484	25	0.11613	0	0.11613	25	0.087	0	0.087	50	0.0435	60	0.0174	30	0.0121					

TABLA 5.2. TABLA COMPARATIVA ENTRE LA CONCENTRACION DEL EFLUENTE FINAL Y LA CONCENTRACION NO PERMISIBLE

COMPUESTO	EFLUENTE FINAL (mg/l)	LD ₅₀ TOXICIDAD (mg/l)	CONCENTRACION PARA EFECTOS A LA SALUD (mg/l)	OBSERVACION
1,1 dicloroetano	6.6x10 ⁻³	725	-	
1,1 dicloroetileno	0.010	-	3.9x10 ⁻³	negativa
1,1,2 Tricloroetano		-		
Cloroetano	2.5x10 ⁻⁴	-	-	
Clorofomo	0.0141	1147	7.5x10 ⁻³	negativa
1-2 dicloro propano	4.40x10 ⁻⁴	1900	-	-
1-3 dicloropropano	1.50x10 ⁻⁴	250	-	-
Cloruro de metilo	-	-	-	-
Bromuro de metilo	-	-	-	-
Bromofomo	5x10 ⁻⁴	-	-	-
Diclorobromometano	5.7x10 ⁻⁴	916	9x10 ⁻⁴	positiva
Triclorofluorometano	2.2x10 ⁻⁴	-	-	-
Diclorodifluorometano	3.6x10 ⁻⁶	-	-	-
Diclorodibromometano	1.02x10 ⁻³	-	-	-
Tetracloroetileno	0.0240	-	4.4x10 ⁻³	negativa
Tricloroetileno	0.0528	-	-	-
Cloruro de vinilo	-	-	-	-
1-2 Transdicloroetileno	-	-	-	-
1-1-1 Tricloroetano	0.0372	10,300	<	positiva
Tetracloruro de carbono	0.0372	-	-	-
1-1 Dicloroetano				

TABLA 5.2. (CONTINUACION)

COMPUESTO	EFLUENTE FINAL (mg/l)	LD ₅₀ TOXICIDAD (mg/l)	CONCENTRACION PARA EFECTOS A LA SALUD (mg/l)	OBSERVACION
Hexacloroetano	0.0168	6,000	-	-
Hexaclorobutadieno	-	90	-	-
Hexaclorociclopentadieno	5.8x10 ⁻⁴	113	-	-
HIDROCARBUROS AROMATICOS HALOGENADOS				
Clorobenceno	1.2x10 ⁻³	2,910	<	positiva
1-2 diclorobenceno	2.2x10 ⁻³	500	10.1x10 ⁻³	positiva
1-3 diclorobenceno	0.021	-	1.3x10 ⁻³	negativa
1-4 diclorobenceno	5.8x10 ⁻³	500	-	-
1-2-4 Triclorobenceno	3.5x10 ⁻³	756	<	positiva
Hexaclorobenceno	7.4x10 ⁻³	10,000	-	-
HIDROCARBUROS AROMATICOS				
Benceno	0.103	4,894	8.9x10 ⁻³	positiva
Tolueno	0.0561	5,000	-	-
Etilbenceno	0.023	3,500	-	-
HIDROCARBUROS POLIAROMATICOS				
Naftaleno	3.9x10 ⁻⁴	1,780	4x10 ⁻⁴	positiva
Isoforona	0.028	2,330	-	-
Fluoreno	5x10 ⁻⁴	-	-	-
Fluoranteno	1.5x10 ⁻³	2,000	0.1x10 ⁻³	negativa

TABLA 5.2. (CONTINUACION)

COMPUESTO	EFLUENTE FINAL (mg/l)	LD ₅₀ TOXICIDAD (mg/l)	CONCENTRACION PARA EFECTOS DE LA SALUD (mg/l)	OBSERVACION
Criseno	1.6×10^{-3}	-	-	-
Pireno	1.9×10^{-4}	-	-	-
Fenantreno	1×10^{-3}	700	-	-
Antraceno	4.3×10^{-3}	-	-	-
benzo (a) antraceno	1×10^{-3}	-	-	-
benzo (k) fluoranteno	1.5×10^{-4}	-	-	-
benzo (b) fluoranteno	1.5×10^{-4}	-	-	-
benzo (a) pireno	3.9×10^{-4}	-	-	-
benzo (g,h,i) perideno	4.4×10^{-4}	-	-	-
Indeno (1,2,3, c,d) pireno	4.8×10^{-4}	-	-	-
Dibenzo (a,h) antraceno	6.3×10^{-5}	-	-	-
Acenaftileno	1.6×10^{-3}	-	-	-
Acenafteno	1.1×10^{-3}	-	<	positiva
HIDROCARBUROS POLIAROMATICOS HALOGENADOS				
2 Cloro naftaleno	3.2×10^{-4}	-	-	-
ETERES HALOGENADOS				
2 Cloroetil vinil eter	-	250	-	-
bis-2 cloroetil eter	0.024	210	-	-
bis 2 cloroetoxi metano	-	56	-	-

TABLA 5.2. (CONTINUACION)

COMPUESTO	EFLUENTE FINAL (mg/l)	LD ₅₀ TOXICIDAD (mg/l)	CONCENTRACION PARA EFECTOS A LA SALUD (mg/l)	OBSERVACION
4 cloro fenil <u>fenil</u> eter	-	2,720	-	-
bis 2 (cloroetil) eter	-	75	-	-
4 bromo fenil <u>fenil</u> eter	-	-	-	-
bis 2 (cloro isopropil) eter	0.043	240	-	-
NITROCOMPUESTOS ALIFATICOS				
N-Nitrosodimetil amina	1×10^{-3}	26	-	-
N-Nitroso-n-propilamina	0.26	486	-	-
NITROCOMPUESTOS AROMATICOS				
Nitrobenzeno	0.032	640	-	-
2-4 Dinitro tolueno	1.0×10^{-3}	268	-	-
2-6 Dinitro tolueno	2.3×10^{-3}	177	-	-
Bencidina	2.9×10^{-4}	309	-	-
1-2 Difenil hidracina	-	301	-	-
n-Nitrosodifenil amina	0.0290	1,650	-	-
2-Nitrofenol	0.0347	2,828	-	-
4-Nitrofenol	0.1385	350	-	-
2-4 Dinitrofenol	0.0132	30	-	-
2-6 Dinitro- <i>o</i> -Cresol	0.3239	-	-	-
3-3' Diclorobencidina	4.4×10^{-4}	7,070	-	-

TABLA 5.2. (CONTINUACION)

COMPUESTO	EFLUENTE FINAL (mg/l)	LD ₅₀ TOXICIDAD (mg/l)	CONCENTRACION PARA EFECTOS A LA SALUD (mg/l)	OBSERVACION
FENOLES				
Fenol	0.0755	414	-	-
2,4 Dinitro fenol	0.3522	-	-	-
FENOLES CLORADOS				
Pentaclorofenol	0.013	50	1.3×10^{-3}	negativa
P-cloro-m-cresol	20.98	500	-	-
2 Clorofenol	-	670	-	-
2,4 Dicloro fenol	-	580	-	-
2,4,6 Triclorofenol	-	820	-	-
PESTICIDAS CLORADOS				
Endosulfan (a y b)	-	18	-	-
. BHC (a,b,g,d)	-	a=177; b=6000; g=76; d=1000	4×10^{-5}	-
. Aldrin	2.2×10^{-4}	39	<	positiva
Dieldrin	8.6×10^{-5}	46	<	positiva
4,4',DDE	1.2×10^{-5}	880	<	positiva
4-4' DDD	1.6×10^{-5}	113	<	positiva
4-4' DDT	8×10^{-4}	113	<	positiva
Heptacloro	2.8×10^{-5}	40	1.0×10^{-5}	negativa

TABLA 5.2 (CONTINUACION)

COMPUESTO	EFLUENTE FINAL (mg/l)	LD ₅₀ TOXICIDAD (mg/l)	CONCENTRACION PARA EFECTOS A LA SALUD (mg/l)	OBSERVACION
Heptacloro epóxido	-	62	-	-
Clordano	0.0266	-	-	-
Toxafeno	3.9×10^{-4}	40	-	-
ESTERES DEL ACIDO FTALICO				
bis (2 etil hexil) ftalato	2.37×10^{-4}	31	<	positiva
Di-n-etilftalato	6.6×10^{-4}	-	-	-
Dimetil ftalato	0.033	6,900	-	-
Dietil ftalato	-	9	-	-
Din-butilftalato	1.94×10^{-4}	12,000	<	positiva
Butil bencilftalato	0.0121	2,330	-	-

5.3 *Discusión de resultados*

En la Tabla 5.2 se hace una comparación entre la concentración del efluente al final del tratamiento y la concentración a la cual los compuestos orgánicos provocan efectos a la salud. También hay una columna donde aparecen datos de dosis letal media (LD_{50}) de cada compuesto. Por último, se muestra otra columna de observaciones, en la cual puede aparecer positivo o negativo. Si es positivo, quiere decir que la concentración del compuesto está abajo del límite en el que se presentan efectos a la salud; si es negativo se dice que la concentración está arriba del límite.

Se puede decir que este trabajo no concluye aquí, debido a que aún no se conoce la concentración que provoca efectos a la salud, de todos los compuestos orgánicos analizados en la Tabla 5.2. Sin embargo, esto no debe limitar el estudio de la posibilidad de recargar los acuíferos con este tipo de efluente, que es una de las finalidades de este trabajo.

Ahora bien, es necesario tomar en cuenta que el tratamiento que se ha señalado para el agua residual no termina en la de sinfección, sino que todavía faltan los procesos fisicoquímicos que se llevan a cabo en el acuífero y a través de las capas del suelo (dependiendo del método de recarga que se utilice). Por lo tanto, no es posible afirmar de antemano que

las aguas que se obtienen al final del efluente no se deben de utilizar, debido a que hay compuestos orgánicos con concentraciones que sobrepasan los límites especificados que provocan efectos a la salud. (Ver Tabla 5.2). Además de los procesos fisicoquímicos, hay que tomar en cuenta los efectos de dilución, que abaten aún más la concentración de dichos compuestos.

Sin embargo, es importante que exista un seguimiento de estas aguas que ya estuvieron en contacto con el agua nativa del acuífero, para efectuar periódicamente análisis completos para evaluar los posibles impactos en la salud.

Este tipo de control periódico permitirá que se tenga la garantía de no contaminar el acuífero con concentraciones inadecuadas.

Sin embargo hay que destacar la necesidad de continuar efectuando estudios toxicológicos con cada compuesto para que en un futuro cercano existan criterios normalizados a nivel internacional para señalar las concentraciones permisibles para el acuífero.

6. CONCLUSIONES

La recarga de los acuíferos sobreexplotados, como el del Valle de México, es una necesidad a corto plazo a fin de evitar un grave perjuicio para los mismos.

Para llevar a cabo un programa de recarga es necesario hacer un estudio geohidrológico para conocer las características del acuífero y del suelo a través del cual se va a recargar así como de las características del agua que se va a recargar. Con estos datos se tiene la posibilidad de decidir el tipo de recarga que se va a hacer: estanque de infiltración, pozos de inyección, modificación de corrientes, aprovechamiento de grietas y aperturas naturales, etc.

Debido a que la escasez de agua limpia en la naturaleza hace difícil contar con esta para recargar los acuíferos se requiere

re efectuar un adecuado tratamiento a las aguas residuales que permitan recargar el acuífero sin alterar la calidad del agua nativa.

Para ello se requiere conocer los efectos de los contaminantes que tenga el agua residual, sus características para que su re moción sea factible, diseñar el sistema de tratamiento de acuerdo con el agua que se va a recargar.

Posterior al tratamiento se requiere llevar a cabo pruebas de calidad para tener la seguridad de que el agua de recarga es de calidad similar a la potable para lo cual es recomendable hacer antes un análisis teórico de remoción el cual permite te ner una idea del tren de tratamiento adecuado al tipo de agua.

Es evidente que se requiere estudiar más acerca de los criterios y normas de calidad de agua para recarga ya que para la mayoría de los llamados contaminantes prioritarios no existen los rangos de concentraciones permisibles según el uso que se de al agua.

Dada la escasez de agua limpia en el mundo es de primordial importancia llevar a cabo estas normas a nivel internacional así como continuar el estudio de la metodología de recarga artificial.

REFERENCIAS

1. Guerrero V.G., Mendoza G.G., Flores H.F. "Program for the Reuse of Waste Water in Mexico City", DGCOH, DDF
2. Emmons W.H. "Geología: principios y procesos", Mc Graw-Hill, 5a ed. USA, 1965
3. Legget F. Robert, "Geología para Ingenieros", Gustavo Gili, S.A., 2a. Ed. España, 1956.
4. Bowen Robert, "Ground Water". Applied Science Publishers, Londres, 1980
5. Freeze R. Allan, "Ground Water", N.J. Prentice Hall, USA, 1979
6. Beer, "Hydraulics of Ground Water", Mc Graw Hill, USA, 1979
7. Iturbe A.R., "Análisis de Remoción de Contaminantes en el Agua". Tesis, México, 1981
8. Hackman, E.E. "Toxic Organic Chemicals. Destruction and Waste Treatment". Pollution Technology Review No. 40, Chemical Technology Review No. 107. Noyes Data

Corporation, New Jersey 1978

9. EPA "Water-Related Environmental fate of 129 priority pollutants". Vol. I y II, Dic 1979 p.b. 80-204373
10. Arboleda V.J. "Teoría, Diseño y Control de los Procesos de clarificación del Agua", DISCA Serie Técnica No. 13, México
11. Culp L.R., Wesner M.G., Culp. L.G. "Handbook of Advanced Waste Water Treatment", 2a. ed. USA
12. O'Melia Ch. R. y Stumm, "Theory of Water Filtration", Journ. AWWA, Vol. 59, p. 1393, Nov. 1977.
13. Weber, J.W. "Control de calidad del agua: procesos fisicoquímicos". Ed. Reverté, S.A. México 1979.
14. Faust S., Aly M.O. "Chemistry of Water Treatment", Boston: Butter Worths, C. 1983
15. Kiang Y. Metry A.A. "Hazardous waste processing technology". Ann Arbor Science, USA. 1982
16. Sundstrom W.D., Klei E.H., "Water water Treatment", Prentice Hall, USA, 1979

17. Sanitation Districts of L.A. County, California State Department of Health. "Orange and Los Angeles Counties Water Reuse Study: Health effects of Groundwater Recharge". USA, October 17, 1978.