

56
2ej



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO

FACULTAD DE QUIMICA

REMOCION DE CONTAMINANTES MEDIANTE LA
APLICACION DE LA FILTRACION DIRECTA DE UN
EFLUENTE SECUNDARIO

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:
INGENIERA QUIMICA
P R E S E N T A :
EDITH GOMEZ ESTRADA

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**
MEXICO, D. F.,



1993



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.

RESUMEN

La filtración es una de las principales operaciones unitarias utilizadas en el tratamiento de agua potable. La filtración de efluentes procedentes de procesos del tratamiento de aguas residuales es una práctica relativamente reciente, a pesar de ello, la filtración se ha constituido en una operación de capacidad comprobada para la obtención de eliminaciones adicionales de los sólidos en suspensión (incluyendo la DBO particulada) presentes en efluentes de agua residual procedente de procesos de tratamiento biológicos y químicos. La filtración ha sido, asimismo, utilizada para eliminar el fósforo precipitado por vía química.

Este trabajo tiene como propósito establecer las condiciones bajo las cuales se obtiene la mejor calidad del influente al aplicar el proceso de filtración directa al efluente de un sistema biológico anaerobio-anóxico-aerobio (AAA). Además, se evalúa la eficiencia de remoción de metales tóxicos prioritarios, como el plomo y cadmio, mediante la aplicación de este proceso.

INDICE

	pág.
1. INTRODUCCION	1
2. MARCO TEORICO	4
2.1 FILTRACION	4
2.1.1 Medios filtrantes	4
2.1.2 Principales mecanismos de la filtración	6
2.1.3 Hidráulica del flujo a través de un medio poroso	8
2.1.4 Pretratamiento del agua	12
2.1.5 Variables de diseño y operación para filtros granulares profundos	13
2.1.6 Lavado de los filtros	16
2.2 FILTRACION DIRECTA, COAGULACION POR CONTACTO	16
2.2.1 Proceso de coagulación	18
2.2.2 Coagulantes	23
2.2.2.1 Coagulantes metálicos	23
2.3 METALES CONSIDERADOS TOXICOS PRIORITARIOS	27
2.3.1 Propiedades físicas y especificación	28
2.3.2 Toxicidad y efectos a la salud	28
2.3.2.1 Cadmio	30
2.3.2.2 Plomo	31

2.3.3	Límites de concentración máximos permisibles determinados por la legislación mexicana	32
2.4	TECNICAS ANALITICAS EMPLEADAS PARA LA DETERMINACION DE METALES	35
2.4.1	Espectroscopía de absorción atómica	35
2.4.1.1	Atomización de flama	40
2.4.2	Otros métodos	42
3.	METODOLOGIA EXPERIMENTAL	43
3.1	DEFINICION DE PARAMETROS EXPERIMENTALES	44
3.1.1	Parámetros de tratamiento	44
3.1.2	Parámetros de evaluación	56
3.2	DISEÑO Y CONSTRUCCION DE UNIDADES EXPERIMENTALES	57
3.2.1	Características generales del prototipo	57
3.2.2	Diseño del modelo a escala	61
3.2.2.1	Condición de Reynolds	61
3.2.2.2	Selección de escalas	63
3.3	REALIZACION DE ENSAYES	68
3.3.1	Determinación de metales	74
3.3.1.1	Pretratamiento de muestras	74
3.3.1.1.1	Digestión ácida	74

4. RESULTADOS	76
4.1 TURBIEDAD	77
4.2 COLOR	77
4.3 COLIFORMES	82
4.4 FOSFORO	87
4.5 METALES	90
4.6 DURACION DE LA CORRIDA	95
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	96
5.1 CONCLUSIONES	96
5.2 RECOMENDACIONES	97
ANEXOS	
6. BIBLIOGRAFIA	98

LISTA DE TABLAS

	pág.
TABLA 2.1 COAGULACION CON SALES DE HIERRO	25
TABLA 2.2 TEMPERATURAS MAXIMAS DE LLAMA CON VARIOS COMBUSTIBLES OXIDANTES	41
TABLA 3.1 TRATAMIENTOS EXPERIMENTALES	45
TABLA 3.2 CARACTERISTICAS DE CALIDAD DEL INFLUENTE DEL SISTEMA AAA	46
TABLA 3.3 VALORES DE pH OPTIMOS SELECCIONADOS	51
TABLA 3.4 DOSIS OPTIMA PARA LOS REACTIVOS ENSAYADOS	54
TABLA 3.5 VARIABLES DE EVALUACION DE LOS TRATAMIENTOS	56
TABLA 3.6 VALORES TIPICOS DE DISEÑO PARA FILTROS PROFUNDOS DE MEDIO GRANULAR	59
TABLA 3.7 ESCALAS EMPLEADAS EN EL DIMENSIONAMIENTO DEL MODELO	68
TABLA 3.8 CALENDARIO PARA LA REALIZACION DE ENSAYES	70-71
TABLA 3.9 SITIOS DE MUESTREO SELECCIONADOS PARA CADA PARAMETRO	73
TABLA 4.1 CONCENTRACION EN EL EFLUENTE DE FOSFORO TOTAL Y ORTOFOSFATOS, mg/L	87
TABLA 4.2 EFICIENCIAS DE REMOCION DE METALES PLOMO Y CADMIO	91

LISTA DE FIGURAS		pág.
FIG. 2.1	Presiones según profundidad	11
FIG. 2.2	Filtro granular profundo	13
FIG. 2.3	Filtro de arena rápido a presión	14
FIG. 2.4	Reacciones de coagulación con sulfato de aluminio	24
FIG. 2.5	Clasificación de los polímeros co-coagulantes	26
FIG. 2.6	Espectrofotómetro de Absorción Atómica	
FIG. 2.7	Partes del Espectrofotómetro	38
FIG. 3.1	Variación de la Turbiedad en el efluente	47
FIG. 3.2	Gráficas de pruebas de jarras para pH óptimo	49-50
FIG. 3.3	Gráficas de dosis óptima para coagulante	53
FIG. 3.4	Gráficas de mezcla idóneas coagulantes-polímeros	55
FIG. 3.5	Unidad de Filtración	67
FIG. 3.6	Diagrama de Flujo de Proceso	69
FIG. 4.1	Unidades de Turbiedad vs Tiempo	78-79
FIG. 4.2	% Eficiencias de Remoción de Turbiedad vs Tiempo	80-81
FIG. 4.3	No. de Coliformes vs Tiempo	83-84
FIG. 4.4	% Eficiencias de Remoción de UFC vs Tiempo	85-86
FIG. 4.5	% Eficiencia de Remoción de ortofosfatos y fósforo total	88-89
FIG. 4.6	% Eficiencia de Remoción de Metales Pesados (Plomo y Cadmio)	92-93
FIG. 4.7	% Eficiencia de Remoción de Metales Pesados para cada Coagulante	94

1. INTRODUCCION

El acelerado ritmo de desarrollo industrial, agrícola y demográfico experimentado por la sociedad mexicana en los últimos decenios, ha demandado el consumo creciente de más recursos naturales. Una de estas exigencias localiza su foco de atención en la solicitud de mayor dotación de cantidad y calidad de agua a las comunidades humanas, pues sin la presencia de este elemento natural no puede realizarse ninguna actividad primaria, secundaria, terciaria ó cuaternaria en nuestra sociedad.

El territorio nacional es un área que cuenta con 320 cuencas hidrológicas, un promedio de escurrimiento de 410 millones de metros cúbicos, multitud de mantos acuíferos, cuyo potencial se calcula en 110,450 millones de metros cúbicos y con dos salidas a los océanos en forma de litorales que suman 10,000 kilómetros. Frente a esta realidad, el gobierno mexicano ha realizado un esfuerzo notable para resolver el problema de dotación de líquido llevando el agua de estas reservas naturales a las poblaciones de las diversas ciudades y conglomerados civiles del país.

Sin embargo, no obstante la inversión multimillonaria, en la actualidad, más de 25 millones de mexicanos carecen de agua potable, 60% de la población rural del país no tiene acceso al líquido, los principales ríos de la República presentan crecientes problemas de contaminación, los más importantes mantos acuíferos se encuentran sobreexplotados ó ya los contaminó la salinidad, la mitad de la población nacional no cuenta con servicio de alcantarillado o drenaje, en el campo se requiere aumentar cada año 170,000 hectáreas de riego y 420,000 de temporal para sobrevivir, etc. (Esteinou J., 1992).

De las diferentes alternativas que se han planteado para racionalizar el uso del agua, la de reusar las aguas residuales tratadas tiene un gran potencial de aplicación, ya que al reducir el caudal de las descargas de aguas residuales se atenúa la contaminación de cuerpos receptores, y, además, se abatirán las demandas de agua.

En el Instituto de Ingeniería de la UNAM se definió una línea de investigación, enfocada al desarrollo de sistemas de tratamiento económico, simples en su operación y que produjeran un efluente de alta calidad con el propósito de ser reutilizado. Uno de los productos de esta línea de investigación es el sistema de tratamiento biológico anaerobio-anóxico-aerobio (AAA), el cual remueve con eficiencias superiores al 90% la materia orgánica biodegradable y logra la eliminación del nitrógeno en un porcentaje de hasta 95% (el sistema se aplica cuando el agua residual no contiene concentraciones tóxicas de compuestos que inhiben el metabolismo microbiano). Sin embargo, este sistema no remueve compuestos orgánicos ni fósforo. Por este motivo se requiere adicionar una cuarta operación unitaria que complemente el tren de tratamiento.

Se seleccionó a la filtración directa como la cuarta etapa del tren de tratamiento porque este proceso ha demostrado mejores eficiencias en la remoción de fósforo y de compuestos orgánicos, que los procesos de coagulación/sedimentación o flotación (Shucrow et al., 1982). De este modo, la aplicación de la filtración directa complementa, convenientemente, el sistema de tratamiento. El tipo de agua residual a la que se aplicará este sistema es de tipo doméstica.

El objetivo de esta tesis es establecer las condiciones bajo las cuales, mediante la aplicación del proceso de filtración directa, se obtiene la mejor calidad del efluente.

Además, como meta específica, se tiene la evaluación de la eficiencia de remoción de metales tóxicos prioritarios, como el plomo y el cadmio, mediante la aplicación de este proceso. Así mismo, se tiene la de proponer los posibles reusos del efluente obtenido en la cuarta etapa de este esquema de tratamiento.

El trabajo se ha dividido en tres partes: en la primera, presentada en el capítulo dos, se dan los aspectos generales de la filtración, los mecanismos de coagulación y tipos de coagulantes, los metales tóxicos prioritarios, específicamente plomo y cadmio y la espectroscopía de absorción atómica como método de determinación de metales en las muestras. En la segunda, que conforma el capítulo tres, se expone la metodología experimental, que comprende el establecimiento de variables de tratamiento y de evaluación, el diseño de las unidades experimentales, la selección de los parámetros de operación y de control y las condiciones en que se realizaron los ensayos. Finalmente, la tercera etapa está comprendida por los capítulos cuatro y cinco, en donde se presenta una evaluación de los resultados y se identifican los posibles reusos del efluente de la cuarta etapa del esquema de tratamiento propuesto.

2. MARCO TEORICO

2.1 FILTRACION

El proceso de filtración es uno de los más frecuentemente empleados, y por tanto, es un tema que se aborda en múltiples publicaciones. Del grupo de especialistas en la materia, destaca J. L. Cleasby que por su prolífica obra ha contribuido al estado actual de conocimiento. En este trabajo se hará referencia, principalmente, a las aportaciones de dicho autor al libro "*Control de la calidad del agua, procesos fisicoquímicos*" que Weber compiló en 1979.

La filtración se emplea en potabilización, con o sin pretratamiento de coagulación y sedimentación, para eliminar los sólidos presentes en las aguas superficiales y los precipitados del tratamiento químico. En el tratamiento del agua residual, la filtración se utiliza para eliminar el floculo biológico del efluente secundario decantado o los precipitados de la remoción química del fósforo. El desecado de los subproductos (lodos) del tratamiento de aguas, es otra de las aplicaciones del proceso. En suma, la filtración se utiliza en los tres campos del tratamiento de agua: la potabilización, la depuración de aguas residuales y el tratamiento de lodos.

La discusión presente se centra sobre filtros granulares profundos (arena o multimedio) y filtros lentos. La mayoría de las aplicaciones que se presentan para ilustrar estos procesos de filtración se relacionan con potabilización del agua, debido a que ésta ha sido su principal aplicación. Sin embargo, los principios presentados son vigentes en la depuración de las aguas residuales.

2.1.1 Medio filtrante

El medio granular que se ha utilizado incluye arena, carbón de antracita machucada,

tierra de diatomeas, perlita y carbón activado en polvo o granulado. El medio granular puede ser de un sólo tipo o de una combinación de estos. Un filtro de doble lecho que se utiliza extensamente consiste de una capa de carbón sobre arena. Los filtros de medio múltiple consisten, por ejemplo, en carbón, arena sílice y arena de granate. El medio más comúnmente empleado es el de arena sílice.

El desarrollo del filtro de arena tuvo lugar en Inglaterra a mediados del siglo XIX. Estos filtros trabajaban con caudales por unidad de superficie (tasa de filtración) de 0.01 a 0.3 m³/m²/h, con buenos resultados en el tratamiento de las aguas superficiales. En los EEUA los filtros se comenzaron a utilizar a finales del siglo XIX, debido a que las características de las aguas superficiales de EEUA difieren de las de Inglaterra, no se observaron los mismos resultados con la aplicación del proceso, lo que condujo al desarrollo de la filtración de arena con coagulación. En EEUA también, surge el interés de desarrollar filtros que empleen menos área filtrante con objeto de invertir menor capital en la construcción de los filtros y, para tal propósito, se ideó un tipo de filtro que permite emplear tasa de filtración del orden de 2.5m³/m²/h. A este tipo de filtro se le dió el nombre de "*filtro rápido de arena*", para distinguirlos de los filtros "*lentos*" o ingleses.

Después de la segunda guerra mundial empezó a utilizarse tierra de diatomeas para filtrar el agua potable, pero su uso ha sido limitado a filtros de piscinas y algunas aplicaciones en la industria.

El empleo de carbón activado como medio filtrante no pretende eliminar los sólidos en suspensión. Su principal objetivo es el de remover los materiales disueltos por adsorción. Los filtros de este tipo se utilizan tanto en la potabilización como en la depuración de aguas residuales para eliminar compuestos orgánicos refractarios.

A los filtros cuyo espesor de medio filtrante se encuentre en el intervalo de 50 a 100 cm. se les denomina *profundos*.

2.1.2 Principales mecanismos de la filtración

Los mecanismos implicados en la eliminación de materia en suspensión por un filtro son muy complejos. Muchos investigadores han discutido los diversos factores que pueden tener una influencia importante en el proceso. Los mecanismos dominantes dependen de las características físicas y químicas de la suspensión y del medio, velocidad de filtración y características químicas del agua.

En los filtros granulares profundos de material grueso, la eliminación tiene lugar dentro del lecho del filtro, y se denomina comúnmente filtración por profundidad. La eficiencia de este tipo de filtración depende de varios mecanismos. Algunos sólidos pueden ser separados por el proceso mecánico de tamizado intersticial y, la separación de los sólidos más pequeños depende de dos tipos de mecanismos.

Primero, un mecanismo de transporte debe llevar a la partícula pequeña desde la masa del fluido dentro de los intersticios, hasta cerca de la superficie del medio. Los mecanismos de transporte pueden incluir decantación por gravedad, difusión, interceptación e hidrodinámica. Estos mecanismos dependen de características físicas tales como el tamaño del medio filtrante, velocidad de filtración, temperatura del fluido, y la densidad y tamaño de las partículas en suspensión.

Segundo, cuando la partícula se acerca a la superficie de un sólido el medio, es preciso un mecanismo de fijación para retener la partícula. El mecanismo de fijación

puede implicar interacciones electrostáticas, enlaces químicos por puentes o adsorción específica; todos estos mecanismos están afectados por los coagulantes empleados en el pretratamiento y las características químicas del agua y medio filtrante.

En los filtros granulares profundos, la eliminación es debida a una combinación de estos mecanismos. A medida que el ciclo del filtro progresa, el dominio de ambos mecanismos de transporte y fijación puede cambiar. Por ejemplo, si la fijación está favorecida por la adsorción específica de las partículas sobre el medio filtrante limpio al empezar el ciclo del filtro (corrida de filtración), en la medida que las superficie de los sólidos del medio filtrante se cubran de partículas este mecanismo tendrá una menor influencia, ya que no necesariamente existe fijación por adsorción sobre las partículas fijadas, debe esperarse un cambio de comportamiento cuando los lugares de adsorción estén agotados.

Las partículas retenidas en el filtro están en equilibrio con la fuerza cortante del fluido que tiende a separarlas y arrastrarlas en la dirección de la corriente de flujo a través del medio. A medida que se depositan partículas en los intersticios se reduce el área de la sección por donde atraviesa el flujo, por lo que incrementa su velocidad y fuerza cortante, de manera que separara a las partículas exteriores transportándolas cada vez más profundamente. Finalmente, las partículas son arrastradas fuera del lecho disponible, se demerita la calidad del efluente y por tanto la corrida de filtración termina.

Si repentinamente se incrementa la velocidad de filtración en un filtro que contiene sólidos depositados, las fuerzas hidráulicas de corte también se incrementarán. Esto perturba el equilibrio existente entre los sólidos depositados y el agua.

En el diseño deben evitarse todas las fuentes que puedan ocasionar cambios violentos en la velocidad. Del mismo modo, en la operación de un sistema de tratamiento es preferible disponer de filtros adicionales que puedan entrar en operación cuando se requiera aumentar el caudal tratado, que incrementar la tasa de filtración de un filtro en operación.

2.1.3 Hidráulica del flujo a través de un medio poroso

El flujo del agua a través de un filtro con las velocidades comúnmente empleadas en la potabilización y depuración de aguas residuales es, hidráulicamente, el mismo que el flujo a través de un estrato subterráneo. El flujo sigue la ley de Darcy y es laminar para el lecho filtrante.

Como se mencionó anteriormente, a medida que se elimina la materia en suspensión, las oquedades disponibles para el flujo disminuyen y la velocidad de flujo a través de las mismas aumenta necesariamente. Para mantener una velocidad de filtración deseada, se requiere más y más energía para vencer la caída de presión (conocida como "pérdida de carga") y hacer pasar el agua a través del medio. Esto puede observarse como una disminución de la energía total del agua desde la alimentación hasta el lado del efluente del filtro. Cuando esta disminución de energía o pérdida de carga es grande o cuando la calidad del efluente decrece, el filtro finaliza su corrida y debe ser lavado el medio filtrante. La pérdida de carga a través de los materiales granulados puede expresarse por la fórmula de Darcy:

$$v = K_p S_1 \quad (2.1)$$

en donde:

v = velocidad del flujo, m/s

K_p = coeficiente de permeabilidad, m/s

S_1 = gradiente hidráulico = h_f/L (adimensional)

h_f = pérdida de carga, m

L = profundidad o espesor del medio filtrante, m

El coeficiente de permeabilidad puede determinarse experimentalmente. Se han desarrollado una variedad de ecuaciones teóricas para calcular K_p a partir de las características físicas medidas. Una ecuación típica para el flujo laminar que ilustra las variables más importantes es la de Camp (1964):

$$S_1 = \frac{h_f}{L} = J \frac{v}{g} \frac{(1-\epsilon)^2}{\epsilon^3} v \left(\frac{\sigma_s}{d_p} \right)^2 \quad (2.2)$$

en donde:

v = viscosidad cinemática del agua, m^2/s

J = Constante empírica, aproximadamente 6 para flujo laminar

ϵ = porosidad del lecho filtrante (adimensional)

g = aceleración de la gravedad, m/s^2

d_p = diámetro de las partículas, medido como el promedio del tamaño de los tamices adyacentes que dejan pasar y retienen a la partícula, m

σ = esfericidad, medida como la relación del área superficial de una esfera de igual volumen que el área superficial de la partícula.

$\sigma_s = J/\sigma$ es un factor de forma, que mide el grado de irregularidad de la partícula, sus valores se encuentran en el intervalo de 6 a 8.5 (adimensional).

No existe una medida directa para precisar el factor de forma. Por lo tanto, es más práctico determinar el producto de las dos constantes, $J\sigma_s^2$, como una característica global del material filtrante, que obtener separadamente los valores J y σ_s . El valor de la constante $J\sigma_s^2$ puede obtenerse por medio de la ecuación 2, empleando los valores medidos de la pérdida de carga, tamaño de grano, temperatura y porosidad del medio en cuestión.

Las pérdidas de carga a través de un lecho filtrante típico de arena limpia con un tamaño efectivo (T.E.)¹ de 0.5mm y coeficiente de uniformidad (C.U.)² de 1.75 son generalmente inferiores a 0.3 m de columna de agua para un caudal de 4.88 m³/s.

¹El T.E. es un parámetro que se determina mediante el análisis granulométrico del medio filtrante, corresponde al tamaño del material que representa el 10% respecto del peso seco de la muestra.

²El C.U. es el cociente del tamaño del material que representa el 60% con respecto al peso seco de la muestra entre el T.E.

Aunque se utilicen velocidades de filtración elevadas, la mayor parte de los sólidos se eliminan en las capas superiores (primeros 25 cm) del medio filtrante. La FIG 2.1 ilustra la presión en función del tiempo durante una jornada de filtración.

La presión negativa (menor que la atmosférica) se presenta cuando la pérdida de carga excede a la columna de agua disponible. La presión negativa favorece la formación de bolsas de aire (liberación de los gases disueltos en el agua), lo cual reduce el área efectiva de filtración. Este fenómeno reduce la corrida de filtración.

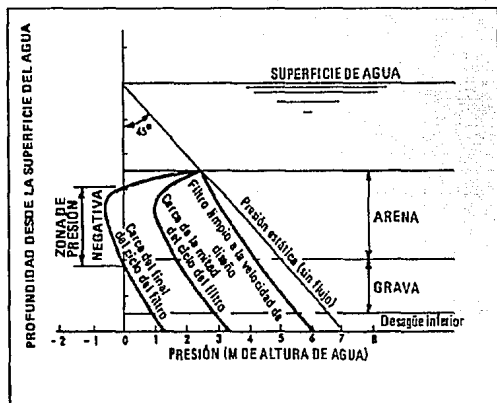


FIG. 2.1 Presiones según profundidad

2.1.4 Pretratamiento del agua

El propósito del pretratamiento es el de aumentar la capacidad del filtro para eliminar o retener los sólidos en suspensión que son demasiado finos para que puedan separarse por simple tamizado.

Cuando la concentración de la materia en suspensión de un agua no es alta, resulta a veces útil añadir pequeñas dosis de coagulantes (sulfato de aluminio, cloruro férrico, polielectrolitos) antes de la filtración, con el fin de que floccule la suspensión en el interior del medio filtrante y queden retenidos los floculos. A esta práctica se le conoce con el nombre de *Filtración directa*. Esta variante del proceso se abordará con mayor detalle en el punto 2.2 de este capítulo. Con este pretratamiento, el mecanismo de separación en el filtro pasa de una eliminación por tamizado a una eliminación por adsorción. La eliminación por adsorción consume menos carga por unidad de sólidos separados que la separación por tamizado.

Los coagulantes generalmente se utilizan para reducir la carga de sólidos al filtro. En esta práctica, una vez floculada la suspensión los sólidos se eliminan por decantación en un tanque de sedimentación. El efluente del sedimentador contiene *menos* materia en suspensión, pero contendrá floculo residual. El efecto en la filtración se observa en una reducción de la velocidad de desarrollo de la pérdida de carga.

Es posible efectuar un pretratamiento para mejorar la decantación y después un pretratamiento para la filtración.

En la primera etapa se reducirá la mayor parte de los sólidos en suspensión. Con el segundo pretratamiento se aumentan las fuerzas de fijación o los enlaces de puente

implicados en la union de sólidos.

2.1.5 Variables de diseño y operación para filtros granulares profundos.

Los filtros granulares profundos son los de uso más generalizado en la potabilización y depuración de las aguas residuales. En la FIG 2.2 se muestra un filtro de este tipo.

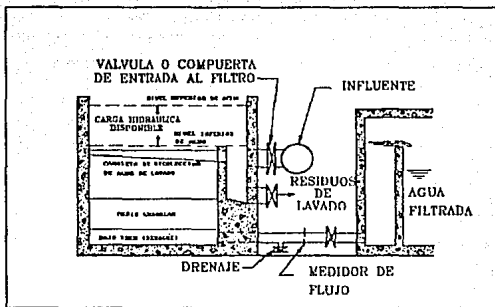


FIG 2.2 Filtro granular profundo

El modelo que ilustra la FIG 2.2 corresponde a un filtro de gravedad. Se le denomina de esta manera debido a que la fuerza de gravedad es la responsable del flujo del agua en el filtro. En los filtros a presión el agua entra y sale del filtro a una presión muy superior a la atmosférica. Este tipo de filtros constan de un tanque cerrado y hermético que contiene al medio granular, como se indica en la FIG 2.3. La acción de los filtros a presión es idéntica a los de gravedad, se emplean generalmente en los

sitios donde el espacio es limitado, tal como en fábricas, industrias o albercas.

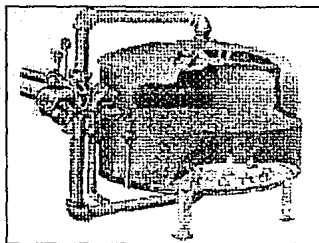


FIG 2.3 Filtro de arena rápido a presión

El medio filtrante ideal para los filtros granulares profundos debe ser de un tamaño tal que retenga una gran cantidad de sólidos suspendidos y pueda limpiarse fácilmente por retrolavado. Estos prerrequisitos no son totalmente concordantes, y debe llegarse a un equilibrio. Una arena muy fina permite obtener un efluente de excelente calidad pero impide la penetración de sólidos en el lecho; con lo cual se desaprovecha la capacidad de almacenaje del medio granular.

Las arenas más gruesas darán tiempos más largos de funcionamiento y mayor facilidad de lavado pero menor calidad del efluente, aunque para ello se requiere un mayor caudal de agua de lavado para expandir el medio y transportar los sólidos, que se internan a una mayor profundidad en el medio, hasta el sistema de desagüe.

La pérdida de arena durante el lavado, problema muy recurrente, es mayor cuando se emplean arenas finas. Para solventar este problema se especifican arenas más gruesas y mayor espesor de la cama filtrante. También es común que se especifiquen arenas de coeficientes de uniformidad bastante elevados, ya que ello reduce la cantidad de *finos* que pueden ser arrastrados durante el retrolavado. Sin embargo, cuanto mayor es el C.U., mayor será el costo de la arena; ya que excesivas porciones de arena en bruto deberán ser tamizadas para obtener el producto acabado.

Los intervalos de las especificaciones de arena más frecuentemente utilizados son: espesor del medio filtrante de 0.5 a 1 m, T.E. desde 0.45 a 55 mm, C.U. igual ó inferior a 1.65.

La experimentación en modelos a escala es una práctica usual para establecer los parámetros de diseño de un filtro. Se debe lograr que los resultados obtenidos en los modelos a escala se reproduzcan en el prototipo. Para ello se requiere que el modelo se construya con base en la teoría de *la similitud*, es decir, se deberá observar que el modelo no sólo guarde semejanza de forma o aspecto con el prototipo, sino también en los principios del funcionamiento. Adin *et al.*, (1979), establecieron como límites de escalamiento un área mínima de filtración de 30 cm², para reducir la influencia del efecto de pared, y un espesor mínimo de cama del medio granular de 15 cm.

Mediante la experimentación en modelos escala es posible, además, establecer rutinas de operación que permitan optimizar el funcionamiento del filtro; por ejemplo, definir la tasa de filtración que permita la mayor duración de corrida a una determinada carga de sólidos en el influente, o bien, establecer la dosis óptima de coagulantes para un tipo específico de contaminante que se requiera eliminar. Esto último es de gran interés cuando se preveen cambios en las características del influente (época de

avenidas en ríos en las que se incrementa la concentración de arcillas).

2.1.6 Lavado de los filtros

Los filtros de arena se lavan para restablecer su capacidad cuando la calidad del efluente se degrada ó cuando la caída de presión a través del filtro alcanza un valor predeterminado. Para los filtros de gravedad, la pérdida de carga terminal seleccionada es, generalmente, la carga real disponible. En algunos casos, los filtros se lavan en un ciclo regular de tiempo, basado en la experiencia.

El filtro se lava a contracorriente con un caudal suficiente para expandir los granos del medio formando una suspensión, es decir, el agua ocasiona una expansión del medio filtrante. El material retenido en el filtro es transportado a través del lecho expandido y descargado al sistema de desagüe. Se ha demostrado que la colisión entre partículas (abrasión) y las fuerzas hidráulicas cortantes son las causantes del desprendimiento de las partículas retenidas a los sólidos del medio granular. El suministro de aire previo o durante el lavado es una práctica común que tiene como propósito el incremento de la colisión entre partículas. En EEUA se ha cambiado este método por el de uso de velocidades de lavado elevadas (60 a 80 cm por minuto), que incrementan las fuerzas hidráulicas cortantes. Con esta velocidad de lavado se obtiene una expansión del 15 al 30% para las arenas comúnmente especificadas.

2.2 FILTRACION DIRECTA, COAGULACION POR CONTACTO

Cuando inicialmente se cuenta con agua con una baja cantidad de sólidos suspendidos, el agregar coagulantes para sedimentarla y filtrarla resulta un proceso antieconómico, pues se tiene que aplicar un alta dosis de reactivos para producir un precipitado

voluminoso, capaz de atrapar las partículas en suspensión. Además, la eficiencia que se consigue en porcentaje de remoción es inferior al 50%.

En estos casos es preferible utilizar el proceso de filtración-directa. Este proceso consiste en agregar al agua la cantidad de coagulantes necesarios como para producir un microfloculo de pequeño volumen y muy compacto, que pueda filtrarse directamente antes de que haya tenido tiempo de crecer por hidratación. La floculación se produce dentro de los poros del filtro. El sistema se reduce a una cámara de mezcla rápida (que en lo posible debe ser muy eficiente, en especial cuando el agua es de alta alcalinidad) y una batería de filtros de arena, con granulometría adecuada para trabajar con las bajas turbiedades del influente.

Por otra parte la filtración directa permite tratar influentes con concentraciones superiores a 100 mg SST/L. Asimismo, se utiliza para la eliminación de fósforo la cual ofrece mejores resultados que los procesos combinados de coagulación/sedimentación ó flotación ó para la precipitación de metales. De los tres tipos de filtración, ésta ha sido la más frecuentemente empleada en trenes de tratamiento avanzado.

En este tipo de sistemas es común emplear dos etapas, en la primera una pequeña cantidad de coagulante es agregada (1/5 a un filtro con tamaño efectivo >2mm). El floculo se filtra en un segundo lecho de menor granulometría (tamaño efectivo de 0.95mm.), iniciando así el proceso de la coagulación. La primera etapa disminuye la turbiedad del agua y da al sistema una acción amortiguadora.

La selección de los reactivos, las dosis y las condiciones físicas apropiadas deben ser determinadas en laboratorio, mediante la prueba de jarras, con pruebas piloto y con

base en la experiencia, dependiendo principalmente del tipo de agua. Además, el diseño de las unidades debe ser flexible a las variaciones en gastos y características del agua a tratar.

Dado a que en la filtración directa interviene el proceso de coagulación a continuación se hace una descripción de este proceso.

2.2.1 Procesos de Coagulación

Las impurezas del agua varían en tamaño y aproximadamente en seis órdenes de magnitud, desde unos pocos angstroms para sustancias solubles hasta unos pocos cientos de micrones para materia en suspensión. La eliminación de una gran proporción de estas impurezas se lleva a cabo por sedimentación, en el tratamiento del agua y agua residual.

Sin embargo, debido a que muchas de las impurezas son demasiado pequeñas para obtener un proceso de eliminación eficiente por sedimentación basado sólo en la gravedad, es preciso llevar a cabo la agregación de estas partículas en agregados de mayor tamaño y más fácilmente decantables con el fin de obtener una separación satisfactoria por sedimentación. Este proceso de agregación se llama coagulación.

La coagulación se emplea corrientemente para eliminar la turbidez y el color, en la potabilización del agua.

Durante las dos últimas décadas se ha estimulado una considerable investigación sobre este proceso, ya que se ha reconocido el hecho de que el éxito de otros procesos en el tratamiento de agua y agua residual depende de una coagulación satisfactoria.

Es importante el desarrollo de nuevos coagulantes; estos materiales son polímeros orgánicos sintéticos de elevado peso molecular. La agregación de partículas coloidales se realiza en dos etapas:

- 1) Transporte de partículas para llevar a cabo un contacto intercorpúscular y
- 2) Desestabilización de las partículas para permitir la fijación cuando se produce el contacto.

En este capítulo el término de coagulación se aplica al proceso global de agregación de partícula incluyendo la desestabilización y el transporte de partículas. El término de floculación se emplea sólo para describir la etapa de transporte.

Los sólidos se mantienen en suspensión debido a que las propiedades electrocinéticas crean una fuerza repelente en el coloide, evitando su aglomeración. Las cargas localizadas sobre la superficie de la partícula se denominan primarias y se deben a:

- a) Disociación de moléculas que forman parte de las partículas (principalmente en coloides hidrofílicos).
- b) Adsorción preferencial de iones del medio de dispersión (coloides hidrofóbicos).

Cuando la superficie del coloide o partícula adquiere carga, algunos iones de carga contraria (conocidos como contraiones) se adhieren a la superficie y quedan retenidos allí gracias a las fuerzas electrostáticas y de Van der Waals que resisten a la agitación térmica.

Al entrar en contacto las partículas coloidales se unen para formar partículas más grandes, dando lugar a la floculación y precipitación.

Para coloides hidrofóbicos como los metales y la mayor parte de las sales, la presencia de la carga, que origina que las partículas se repelan unas a otras, es el mayor factor estabilizante. Los coloides hidrofílicos, como los almidones y las proteínas, se estabilizan principalmente por capas de agua ligadas que obstruyen el contacto de las partículas.

Algunos coloides son estables indefinidamente y otros no lo son. Los sistemas coloidales estables termodinámicamente se han llamado reversibles (Weber, 1979); los sistemas coloidales inestables termodinámicamente se han llamado irreversibles. Ejemplos de coloides reversibles incluyen micelas de jabón y detergentes, proteínas y almidones; ejemplos de sistemas irreversibles incluyen arcillas, óxidos metálicos y microorganismos. Algunos sistemas coloidales inestables termodinámicamente se agregan lentamente; éstos se llaman diuturnales.

Otros sistemas coloidales se agregan rápidamente; éstos se llaman caducos. En este sentido, un coloide estable es un coloide irreversible (termodinámicamente inestable) el cual se agrega con una velocidad muy baja.

En el tratamiento del agua y agua residual, la coagulación corresponde principalmente a la agregación de coloides inestables (irreversibles) termodinámicamente. Los procesos de coagulación se usan para aumentar la velocidad con que se agregan los sistemas coloidales es decir, estos procesos transforman un sistema coloidal diuturnal en un sistema caduco.

Las partículas coloidales (ej. arcillas, óxidos metálicos hidratados, bacterias, fibras de pulpa, proteínas) pueden desarrollar una carga eléctrica por varios caminos. El signo de esta carga primaria puede ser positivo o negativo, aunque la mayor parte de los coloides de las aguas y aguas residuales desarrollan una carga primaria negativa. El signo y magnitud de esta carga primaria es frecuentemente afectada por el pH y el contenido iónico de la fase acuosa.

Las partículas sólidas de una dispersión coloidal están en movimiento constante y, por tanto, tienen energía cinética.

En cualquier momento, existe una distribución de energía cinética, con algunas partículas que tienen una energía cinética suficientemente grande como para vencer la barrera energética de activación. La velocidad de coagulación depende por tanto de la barrera energética y de la energía cinética de las partículas coloidales. Los sistemas coloidales irreversibles que tienen una energía de activación alta y/o una energía cinética baja coagularán muy lentamente (coloides diurnales). Los coloides con una energía de activación baja y/o energía cinética alta coagularán rápidamente (sistemas caducos).

En la coagulación del agua y agua residual, la eficacia de un coagulante químico se determina corrientemente por medio de un ensayo discontinuo conocido con el nombre de prueba de jarras, en el cual se varía la dosificación de coagulante y se mide la turbidez residual después de unos períodos apropiados de agitación suave y sedimentación.

Durante la última década se ha producido un rápido incremento en el uso de polímeros orgánicos sintéticos como agentes desestabilizadores para el tratamiento

de agua y agua residual. Se ha observado frecuentemente, que el tratamiento más económico se obtiene con un polímero aniónico, por ejemplo, el grupo poliacrilato, aún cuando las partículas sólidas del agua y agua residual estén cargadas negativamente.

La dosificación química requerida depende de cómo se alcance la desestabilización. Elevadas dosificaciones de coagulante se requieren para producir un precipitado voluminoso de hidróxido. La dosificación requerida tiende a disminuir a medida que la concentración coloidal aumenta. La desestabilización por adsorción generalmente requiere una dosificación menor de coagulante; la dosificación requerida aumenta al aumentar la concentración coloidal.

La desestabilización producida por los polímeros obtenidos a partir de las sales de Al(III) y Fe(III) está influenciada por tres factores: dosificación de coagulante, pH y concentración coloidal. Se ha visto que la dosificación del coagulante precisa para la desestabilización es una función de la concentración del coloide que debe agregarse.

En los procesos de coagulación aplicados a la potabilización, se añade corrientemente cal y/o sosa con el fin de incrementar la alcalinidad del agua que deba tratarse.

La capacidad de un polímero para actuar como floculante depende de su afinidad para enlazarse a la superficie de las partículas coloidales.

La selección del tipo óptimo de coagulante, así como su dosificación, deben determinarse experimentalmente para cualquier tipo de agua o agua residual. Las teorías de la desestabilización coloidal todavía no están suficientemente

desarrolladas como para permitir una selección sin determinación experimental.

El diseño completo de un proceso de floculación incluye consideraciones sobre la desestabilización de la partícula y el transporte de la misma. La desestabilización se valora corrientemente por medio de las pruebas de jarras y, mediante estos experimentos se determinan el tipo, pH y dosis óptimas de coagulantes.

2.2.2 Coagulantes

Los coagulantes se clasifican en dos grandes grupos: coagulantes metálicos y co-coagulantes ó ayuda coagulantes.

2.2.2.1 Coagulantes metálicos

Existe una gran variedad de coagulantes metálicos, los cuales de acuerdo a su empleo se clasifican en tres tipos:

- 1) Sales de aluminio
- 2) Sales de hierro
- 3) Compuestos varios

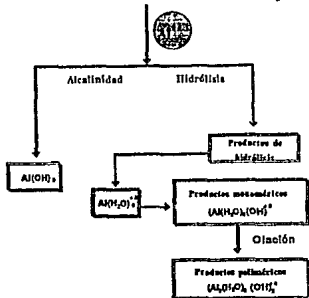
La acción coagulante de estas sales es el resultado de la hidrólisis que sigue a su disolución, sin llevar inmediatamente a la formación del hidróxido. Para este tipo de coagulantes, es preferible que el pH se mantenga dentro de la zona correspondiente al mínimo de solubilidad de los iones metálicos del coagulante utilizado.

1) Coagulación con sales de aluminio.

Las sales de aluminio forman un floculo ligeramente pesado. Las más conocidas son el sulfato de aluminio, el sulfato de aluminio amoniacal y el aluminato de sodio.

El más comercial y más empleado es el sulfato de aluminio.

En términos generales, para una coagulación eficiente, se requiere de un pH entre 5.5 y 7.5, el cual debe ser definido experimentalmente. En la FIG. 2.4 se presentan las reacciones de coagulación con el sulfato de aluminio. El producto hidrolizado actúa como un ácido y reacciona con las bases primero y después con las moléculas de agua. Se tiene, por tanto, una disminución de la alcalinidad y del pH.



Reacciones químicas

a) Con el bicarbonato de calcio



1 mol de bicarbonato = 0.73 mol de sulfato de aluminio

b) Con la cal



1 mol de cal = 0.25 mol de sulfato de aluminio

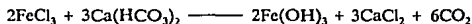
Figura 2.4 Reacciones de coagulación con sales de aluminio

2) Coagulación con sales de hierro

Las más conocidas son: cloruro férrico, sulfato férrico y sulfato ferroso. En la TABLA 2.1 se presenta la estequiometría de las reacciones de las sales de hierro.

TABLA 2.1 COAGULACION CON SALES DE HIERRO

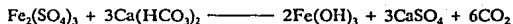
a) Cloruro férrico



Alcalinidad = 0.92 Cloruro férrico

pH: 4.0 - 11.0

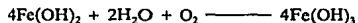
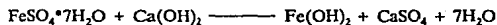
b) Sulfato férrico



Alcalinidad = 0.75 Sulfato férrico

pH: 3.5 - 11.0 (Precipitación deficiente de 6.5 a 8.5)

c) Sulfato ferroso



pH: 8.5 - 11.0

d) Utilizando cloro



3) Co-coagulantes

Existen una serie de sustancias conocidas por diferentes nombres como co-coagulantes, ayudantes de coagulación, ayudantes de floculación, ayudantes de filtración o polielectrolitos, que aceleran el proceso de coagulación, al favorecer el crecimiento de floculos de rápida sedimentación y la precipitación directa de los coloides al crear una liga entre ellos.

Se clasifican, por su origen, en sintéticos y naturales; por su naturaleza, en orgánica e inorgánica; y por el signo de su carga, en aniónicos, catiónicos, anfóliticos o zwitteriónicos y no-iónicos. Un esquema de esta última clasificación se presenta en la FIG 2.5.

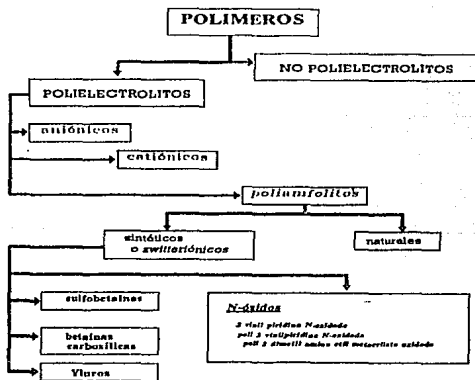


Figura 2.5 Clasificación de los polímeros co-coagulantes.

2.3 METALES CONSIDERADOS TOXICOS PRIORITARIOS

Una toxina es cualquier sustancia química que sea capaz de causar daños, debilitar ó matar a cualquier organismo vivo.

Los tóxicos del agua contaminada son absorbidos por los tejidos y el efecto que producen es función del tipo de sustancia, concentración y metabolismo. Una característica relevante es que son acumulables y su efecto se manifiesta después de períodos de exposición suficientes. Entre una concentración tolerable y letal hay un nivel intermedio donde se presentan efectos secundarios. El valor inferior corresponde al umbral del valor límite (UVL) y representa la máxima concentración de una toxina ó de un tóxico a la cual un organismo puede ser expuesto continuamente sin sufrir trastornos. El UVL se utiliza para definir estándares de contaminación.

Se han identificado alrededor de 1500 sustancias tóxicas, que pueden contaminar el agua. Ante la imposibilidad de controlar todas estas, se han efectuado en los Estados Unidos de América y Europa varios estudios para determinar cuales, de acuerdo a su volúmen de producción y su potencial tóxico, requieran de un mayor control para prevenir la contaminación.

La lista inicial de 1500 sustancias se redujo a 129 contaminantes, denominados *tóxicos prioritarios*. En este grupo se incluyen 112 compuestos orgánicos, 13 metales y el cianuro.

Se han identificado 109 de los contaminantes tóxicos prioritarios en las aguas residuales del Distrito Federal (Jiménez *et al*, 1991), de entre los cuales destacan por su elevada concentración el plomo y el cadmio. Si se aplican los criterios ecológicos

de calidad del agua para riego, a las aguas residuales del Distrito Federal (dado a que una parte del volumen de la descarga se destina a este propósito), se puede señalar que las concentraciones de cadmio medidas, son de tan sólo 0.002 mg/L inferiores a la señalada como máxima y las concentraciones de plomo exceden los límites máximos permisibles.

2.3.1 Propiedades físicas y especificación

El cadmio puede formar una gama de complejos solubles, tales como son carbonatos, sulfatos, cloruros e hidróxidos y los agentes quelantes sintéticos EDTA y NTA.

La sal de cadmio menos soluble en agua natural es el carbonato de cadmio, el cual precipita entre pH 8.5 y 11.

Los cálculos de solubilidad indican que la solubilidad del plomo es menor que 1 $\mu\text{g/L}$ en un sistema que contiene plomo, agua, dióxido de carbono y sulfuro a pH 8.5 a 11. La solubilidad del plomo se incrementa por abajo de un pH 6.5 y por arriba de este valor, ésta decrece.

El plomo en efluentes residuales está asociado con sólidos suspendidos y puede también existir como complejo soluble ó coloidal formado con ligandos orgánicos, tales como grupos funcionales de aminas, carboxilo y sulfhidrilo, presentes en materia orgánica.

2.3.2 Toxicidad y efectos en la salud

La toxicidad de un metal ó de un compuesto metálico ha sido definida como su

capacidad intrínseca para causar daño, incluyendo potencial carcinogénico, mutagénico y efectos teratogénicos.

La toxicidad de los metales puede ser manifestada en forma aguda ó crónica. La toxicidad aguda se refiere a los efectos totales adversos producidos por un tóxico administrado como una simple dosis ó como múltiples dosis sobre un período de tiempo menor ó igual a 24 horas. La toxicidad de metales de corto tiempo ó aguda es comúnmente evaluada en animales, a través de pruebas estándar, tales como DL_{50} , la dosis letal requerida para matar 50 % de una población de organismos de prueba en un período de tiempo fijo.

Los efectos de la toxicidad crónica no pueden ser evaluados en forma inmediata en estudios de laboratorio. Generalmente, la toxicidad crónica se manifiesta a través de la reducción de una habilidad del organismo tal, que ésta llega a ser vulnerable para otros factores letales potenciales, tales como la infección. Si no murieran por exposición crónica a un metal, los organismos pudieran todavía sufrir efectos subletales, tales como una reducción en procesos reproductivos. (Rudd, 1987).

Las pruebas de toxicidad en organismos de laboratorio pueden proveer información importante en los efectos de metales, pero los resultados de dichas pruebas, no pueden ser extrapolados directamente al hombre.

Underwood (1979), ha listado los factores responsables del potencial tóxico de metales pesados. Estos incluyen la etapa del ciclo de vida, edad, especie y estado fisiológico del organismo expuesto, el modo de entrada del tóxico, la forma fisicoquímica ó especies de metales, a los cuales el organismo está expuesto, y la interacción ambiental y metabólica con otros compuestos ó elementos. Las interacciones

metabólicas pueden ser sinérgica (donde el efecto total de 2 ó más metales ó compuestos es más grande que la suma de sus efectos individuales), aditiva (donde el efecto total es igual a la suma de los efectos individuales) ó antagonística (donde la presencia de un metal ó compuestos reduce el efecto tóxico de otro).

2.3.2.1 Cadmio

El cadmio está distribuido en toda la corteza terrestre en una concentración de 0.15 a 0.2 ppm.

La producción mundial de cadmio al año es alrededor de 17244 toneladas. De este total, 3576 toneladas (21%) son producidas en América Latina, principalmente por México (1983 toneladas) y Perú (1081 toneladas), (Galvão et al, 1987).

Así como muchos otros minerales, el cadmio, en su forma natural presenta poca importancia como fuente de contaminación para el ambiente.

Con el crecimiento de las actividades industriales, las fuentes contaminantes del medio con éste y otros metales han aumentado igualmente.

El agua en áreas no contaminadas presenta concentraciones muy bajas de cadmio: 0.04-0.3 $\mu\text{g/L}$ en océanos y alrededor de 1 $\mu\text{g/L}$ en ríos. En las regiones en donde hay contaminación por cadmio, estas concentraciones se pueden elevar hasta niveles de 0.001 hasta 0.115 mg/L . La importancia de estas concentraciones en el agua varía según el uso que a ésta se le dé.

El cadmio ingresa al organismo por inhalación ó ingestión.

En personas anémicas, el 20% del cadmio ingerido es adsorbido por vía gastrointestinal. Este porcentaje se reduce a un 5% en personas saludables. La eliminación del cadmio acumulado en el organismo se hace principalmente a través de la orina y por las heces.

Las deficiencias de hierro, zinc, calcio y proteínas en el organismo facilitan una mayor absorción intestinal de cadmio.

Las manifestaciones agudas por ingestión son náuseas, vómitos, dolores abdominales y cefalea. En muchos casos hay una diarrea intensa con colapso. Estos síntomas se presentan cuando se ingiere cadmio en concentraciones de alrededor de 15 ppm.

Las concentraciones usuales de cadmio encontradas en el organismo humano son, tanto en sangre como en orina, menores de 1 $\mu\text{g/L}$ en no fumadores y menores de 2 $\mu\text{g/L}$ en fumadores.

2.3.2.2 Plomo

Dependiendo de su naturaleza y localización, una fuente puede liberar plomo al aire y/o al agua. El plomo en ríos, proviene de agua de desagüe (antropogénica), erosión (principalmente natural) y deposición directa del aire (antropogénica).

La mayoría del plomo que entra al océano abierto, viene directamente de la deposición atmosférica más que de los ríos.

Los principales signos y síntomas de la intoxicación en el hombre son:

I. Intoxicación aguda y subaguda (no común): alteraciones digestivas, dolores epigástricos y abdominales, vómitos; alteraciones renales y hepáticas; convulsión y coma.

II. Intoxicación crónica: neuropatía periférica: debilidad, inicialmente de músculos extensores, fatiga, dolores musculares, cefalea; alteraciones en el comportamiento, parestesias que comienzan en los miembros superiores y se extienden hacia los inferiores con agravamiento en la intoxicación; alteraciones renales: aminoaciduria, hiperosfaturia, glicosuria, nefritis crónica con fibrosis intersticial; encefalopatía: embotamiento intelectual, irritabilidad, temblor, cefaleas, alucinaciones, pérdida de la memoria y de la capacidad de concentración, convulsiones, pueden quedar secuelas; cólicos, náuseas, ribete gingival de Burton; alteraciones hepáticas y, algunas veces, anemia hipocrómica.

2.3.3 Límites de concentración máximos permisibles determinados por la legislación mexicana (Cortinas-de-Nava, C., 1992)

a) Agua

- El Art. 123 del Reglamento de la Ley General de Salud en Materia de Control Sanitario de Actividades, Establecimientos, Productos y Servicios, publicado en el Diario Oficial de enero de 1988, establece como límite de Pb en agua para consumo humano la cifra de 0.05 mg/L y para el Cd 0.005 mg/L.

- En el Acuerdo CE-CCA-001/89, por el que se establecen los Criterios Ecológicos de Calidad de Agua, expedido en diciembre de 1989, se señalan los siguientes límites de Pb en:

- fuentes de abastecimiento de agua, 0.05 mg/L,
- agua para riego agrícola, 5.0 mg/L,
- agua para uso pecuario, 0.1 mg/L
- agua salada 0.006 mg/L (no debe exceder más de una vez cada tres años, ese valor promedio),
- agua dulce, la concentración promedio de Pb en cuatro días no debe exceder más de una vez cada tres años el valor numérico de la siguiente ecuación:

$$Pb \text{ (g/L)} = e(1273(\ln(\text{dureza})-4.105))$$

donde, dureza = mg/L CaCO₃

Y para el Cd son los siguientes:

- fuentes de abastecimiento de agua, 0.01 mg/L,
- agua para riego agrícola, 0.01 mg/L,
- agua para uso pecuario, 0.02 mg/L
- agua salada 0.0009 mg/L (no debe exceder más de una vez cada tres años, ese valor promedio),
- agua dulce, la concentración promedio de Cd en cuatro días no debe exceder más de una vez cada tres años el valor numérico de la siguiente ecuación:

$$Cd \text{ (}\mu\text{g/L)} = e(0.7852(\ln(\text{dureza})-3.490))$$

donde, dureza = mg/L CaCO₃

b) Descargas de aguas residuales

- En la NTE-CCA-032/91, de septiembre de 1991, que establece los límites máximos permisibles de los parámetros de contaminantes en las aguas residuales de origen urbano municipal para su disposición mediante riego agrícola, se indica como límite máximo de Pb, 0.50 mg/L y de Cd 0.01 mg/L.

c) Residuos peligrosos

- En la NTE-CRP-001/88, que establece los criterios para la determinación de residuos peligrosos y el listado de los mismos, se incluye al Pb y al Cd entre los constituyentes que hacen peligroso a un residuo por su toxicidad al ambiente y señala como concentración máxima permitida 5.0 mg/L y 1.0 mg/L, respectivamente.

e) Ambiente laboral

-La STPS establece en el Instructivo No. 10 del Reglamento General de Seguridad e Higiene, como nivel máximo de concentración de plomo en aire, 150 mg/m³. Está en proceso la elaboración de la norma para reducir tal concentración a 50 mg/m³.

2.4 TECNICAS ANALITICAS EMPLEADAS PARA LA DETERMINACION DE METALES

De la gran variedad de técnicas analíticas disponibles para la determinación de metales pesados, la espectroscopía de absorción atómica cumple con los requerimientos de sensibilidad, especificidad, exactitud y reproducibilidad (FIG. 2.6).

Es probablemente el método más frecuentemente usado para cuantificar la concentración de metales contenidos en una muestra.

Muchos especialistas coinciden en que las etapas de mayor importancia en la determinación analítica son: el muestreo y la preservación y preparación de muestras. Estos aspectos se refieren en el capítulo 3, en el punto 3.3.2.

A continuación se describen los aspectos más relevantes y fundamentos de la espectroscopía de absorción atómica.

2.4.1. Espectroscopía de absorción atómica

Con el objeto de entender esta técnica es necesario tener un conocimiento del átomo y de los procesos atómicos involucrados en ésta.

Si a un átomo se le aplica energía de una magnitud apropiada, ésta será absorbida por él e inducirá a que el electrón exterior sea promovido a un orbital menos estable o "estado excitado".

Como este estado es inestable, el átomo espontáneamente retornará a su configuración fundamental. El electrón por lo tanto retornará a su orbital inicial estable y emitirá energía radiante equivalente a la cantidad de energía inicialmente absorbida en el proceso de excitación.

Puesto que un elemento dado tiene una estructura electrónica única que lo caracteriza; la longitud de onda de la luz emitida es una propiedad específica y característica de cada elemento.

Cuando la luz de una determinada longitud de onda incide sobre un átomo libre en estado estable, el átomo puede absorber esta energía y pasar al estado excitado. A todo este proceso se le conoce como absorción atómica.

En la espectroscopía de absorción atómica, se hace pasar por una flama la radiación de una fuente externa de luz, que emite las líneas espectrales correspondientes a la energía necesaria para una transición electrónica del estado normal a un estado excitado.

Los gases de la flama se consideran como un medio que contiene átomos libres y no excitados, capaces de absorber radiación de una fuente externa, cuando dicha radiación corresponde exactamente a la energía requerida para una transición del elemento investigado de un estado electrónico normal a un estado mayor de excitación. La radiación no absorbida pasa entonces a través del monocromador, que aísla la línea espectral excitante de la fuente de luz y se envía hacia el detector.

Los términos "sensitividad" y "límite de detección" describen dos características de rendimiento instrumental en absorción atómica. La sensitividad es una convención

para definir la pendiente de la curva de calibración con respecto a la concentración de cada elemento. Para la absorción atómica con llama, se le expresa en términos de la concentración del elemento, en microgramos por mililitro, requerida para producir una absorción de 1%, ó en términos de unidades de absorción, la sensibilidad viene a ser los microgramos del elemento por mililitro, que den una absorbancia de 0.0044. El límite de detección describe las características de la relación señal-ruido, para el instrumento. Este término es de gran importancia analítica ya que describe la capacidad analítica del instrumento y suministra una forma de estimar el valor mínimo de detección. (Beaty, 1979).

En resumen, los conceptos de sensibilidad y límite de detección, son muy importantes. La sensibilidad define sólo el tamaño de la señal de absorción.

En la FIG 2.7 se presenta un esquema de las partes que componen un espectrofotómetro de absorción atómica.

Los elementos básicos de un espectrofotómetro son:

- 1) una fuente de luz
- 2) una celda de muestreo y
- 3) un medio de medición de luz específica.

Otros componentes del espectrofotómetro son: reguladores de presión, rotámetros para el combustible y los gases oxidantes; sistema de quemador y nebulizador; sistema óptico y detector(es) fotosensible(s) y el amplificador y el sistema de lecturas con sus respectivas fuentes de energía. Además, se necesita un compresor de aire.

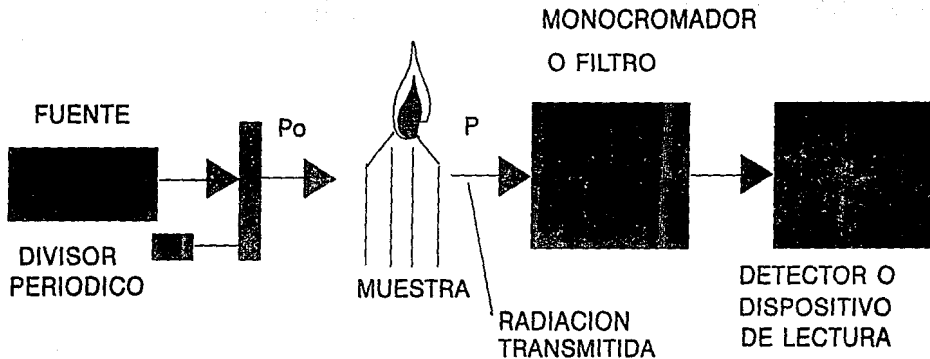


FIG. 2.7 PARTES DEL ESPECTROFOTOMETRO

La fuente de luz debe ser apropiada a cada elemento que se vaya a determinar.

Para mantener un ambiente térmico constante en la flama, es necesario que las presiones de los gases y los flujos de los mismos se mantengan constantes mientras se usa el espectrómetro de flama. Se deben instalar reguladores de presión de doble diafragma - de 0.7 kg/cm^2 para el combustible y de 2.11 kg/cm^2 para el suministro de oxidante - seguidos por un rotámetro y una válvula de aguja (o un orificio interfacial) en las tuberías que van de los cilindros de gas al conjunto del nebulizador - quemador.

El componente más importante en cualquier espectrómetro de emisión de flama o absorción atómica es el sistema del nebulizador y quemador. Este sistema transforma a la sustancia problema de la solución en vapor atómico y, en la emisión, excita a los átomos neutros (o moléculas) para que emitan su radiación característica. No debe existir efecto de memoria; es decir, el contenido de una muestra no debe afectar el resultado de otra muestra. Otros requisitos del sistema son: facilidad de limpieza, resistencia a la corrosión y facilidad de ajuste.

Debido a que la región óptima de la flama que se vaya a usar varía para diferentes elementos, es esencial que la altura del quemador sea ajustable para asegurar la máxima señal de emisión o absorción. Es recomendable también eliminar los productos de la combustión y el calor por medio de una campana de extracción sobre el quemador.

2.4.1.1 Atomización de flama

Cuando se aspira una solución acuosa de sales inorgánicas en la flama caliente de un quemador, una fracción significativa de sus constituyentes metálicos se reduce al estado elemental; en menor grado, también se forman iones monoatómicos. Por tanto, se produce dentro de la flama una solución gaseosa ó plasma que contiene una concentración significativa de partículas elementales.

Los flujos de oxidante y de combustible constituyen variables importantes que deben ser controladas en forma precisa. Por lo general, el combustible y el oxidante se combinan en una proporción aproximadamente estequiométrica.

Sin embargo, en el caso de los análisis para metales que forman óxidos estables es más conveniente el empleo de una flama reductora que contiene un exceso de combustible.

Se puede considerar que la flama está constituida por una solución gaseosa diluida de la muestra atomizada que se mantiene en su sitio por medio del dispositivo aspirador y quemador. Se pasa entonces la radiación que proviene de una fuente adecuada a través de la muestra atomizada y de la ranura de un fotómetro o espectrofotómetro.

La principal fuente de incertidumbre en las técnicas de espectroscopía de flama proviene de las variaciones en las características de la propia flama.

Para que una flama sea considerada satisfactoria se requiere que ésta tenga la temperatura apropiada o la proporción adecuada de combustible y oxidante para

llevar a cabo las diferentes funciones de la flama, y que el espectro de la propia flama no interfiera con la observación de la característica de emisión ó absorción que se esté midiendo.

En la **TABLA 2.2** se enumeran los combustibles y oxidantes más comunes que se utilizan en espectroscopia de flama y también las máximas temperaturas que se observan cuando estos reactivos están presentes en proporciones estequiométricas.

TABLA 2.2 TEMPERATURAS MAXIMAS DE LLAMA CON VARIOS COMBUSTIBLES OXIDANTES

COMBUSTIBLE	OXIDANTE	TEMP. MEDIAS °C
Gas natural	Aire	1700 - 1900
Gas natural	Oxígeno	2740
Hidrógeno	Aire	2000 - 2050
Hidrógeno	Oxígeno	2550 - 2700
Acetileno	Aire	2125 - 2400
Acetileno	Oxígeno	3060 - 3135
Acetileno	Oxido Nitroso	2600 - 2800
Cianógeno	Oxígeno	4500

Fuente: Willard, H. H. 1976.

Las temperaturas producidas al quemar en el aire gas natural ó manufacturado son tan bajas que sólo los metales alcalinos y alcalinotérreos, con energías de excitación muy bajas, producen espectros útiles. Las mezclas de acetileno y aire dan una temperatura algo más elevada.

2.4.2 Otros métodos

Además de la espectroscopía de absorción atómica existen otras técnicas para la determinación de metales pesados, incluyendo métodos colorimétricos, espectroscopía de emisión, voltametría, electrodos de iones, fluorescencia de rayos X, análisis de activación de neutrones y espectrometría de masas.

Los últimos cuatro métodos no son muy utilizados porque son de baja sensibilidad, alto costo o limitaciones en el número de elementos que pueden ser determinados.

3. METODOLOGIA EXPERIMENTAL

Los procesos de tratamiento del efluente de un sistema de tratamiento secundario que trata aguas residuales de tipo doméstico, previos al sistema de filtración, son biológicos de tipo anaerobio, anóxico y aerobio (AAA), correspondiendo a la primera, segunda y tercera etapa del tren de tratamiento. Este sistema está diseñado para eliminar del agua el contenido de materia orgánica y de nitrógeno con eficiencias mayores al 95% (Morgan et al., 1992).

Se seleccionó a la filtración directa como la cuarta etapa del tren de tratamiento, ya que este proceso ha demostrado mejores eficiencias en la remoción de fósforo y de compuestos inorgánicos, que los procesos de coagulación/sedimentación ó flotación (Shuckrow et al., 1982). De este modo, la aplicación de la filtración directa complementa, convenientemente, el sistema de tratamiento.

El objetivo principal de esta experimentación es establecer las condiciones bajo las cuales, mediante la aplicación del proceso de filtración directa, se obtiene una mejor calidad del efluente. Para cumplir con este objetivo se estableció el siguiente procedimiento:

A. DEFINICION DE PARAMETROS EXPERIMENTALES

B. DISEÑO Y CONSTRUCCION DE UNIDADES

C. REALIZACION DE ENSAYES

3.1 Definición de parámetros experimentales

Se identificaron dos tipos de parámetros que intervienen en la experimentación. Los parámetros de tratamiento, que involucran los factores de estudio en los experimentos, así como el nivel en el que se aplican y los parámetros de evaluación, que son los elementos con los cuales se evalúa la eficiencia de los tratamientos. En seguida, se describe cada uno de ellos.

3.1.1 Parámetros de tratamiento

La eficiencia del proceso de filtración directa depende, en gran medida, del tipo de reactivo coagulante y su afinidad por las características del agua a la que se da tratamiento.

Es por ello que, en los experimentos, se definieron como factores a los reactivos coagulantes y polielectrolitos que se aplican en un solo nivel, determinado por la dosis óptima al pH óptimo. Por tanto, cada tratamiento consiste en la aplicación de un reactivo al nivel óptimo. Además, se definió un segundo grupo de tratamientos, como la aplicación de la mezcla de coagulante con polielectrolito, que funcione como ayuda coagulante.

En la TABLA 3.1 se presentan los reactivos empleados que definen cada uno de los tratamientos.

TABLA 3.1 TRATAMIENTOS EXPERIMENTALES

<p>COAGULANTES</p> <ul style="list-style-type: none">- Sulfato de aluminio- Cloruro férrico- Hidróxido de calcio <p>POLIELECTROLITOS</p> <p>Polímeros zwitteriónicos</p> <ul style="list-style-type: none">- Poli 4 vinil piridina N-oxidada (α)- Poli 2 vinil piridina N-oxidada (β)- Poli 2 dimetil aminoetil metacrilato oxidado (γ) <p>Polielectrolito catiónico¹</p> <ul style="list-style-type: none">- ROX (nombre comercial)
--

¹ El fabricante recomienda su empleo como coagulante, no como ayuda-coagulante.

Los coagulantes corresponden a los reactivos más empleados en los procesos de tratamiento convencionales de potabilización del agua, los polímeros zwitteriónicos son reactivos desarrollados en el Instituto de Investigaciones en Materiales de la UNAM y el ROX es un polielectrolito comercial de reciente introducción en el mercado. Todos ellos tienen, en teoría, capacidad para mejorar el efluente en el tren de tratamiento.

El nivel de tratamiento, pH y dosis óptima con los cuales se aplica cada uno de los reactivos mencionados, se determinó mediante la "prueba de jarras" (Acosta, 1981).

En la **TABLA 3.2** se muestran algunas características de calidad del efluente del sistema de tratamiento biológico AAA. Para las concentraciones de sólidos que se

tienen en estas aguas, inferiores a 15 mg/L, el parámetro de evaluación más eficiente es la turbiedad, ya que el análisis de sólidos suspendidos totales (SST) no es preciso (AWWA, 1989).

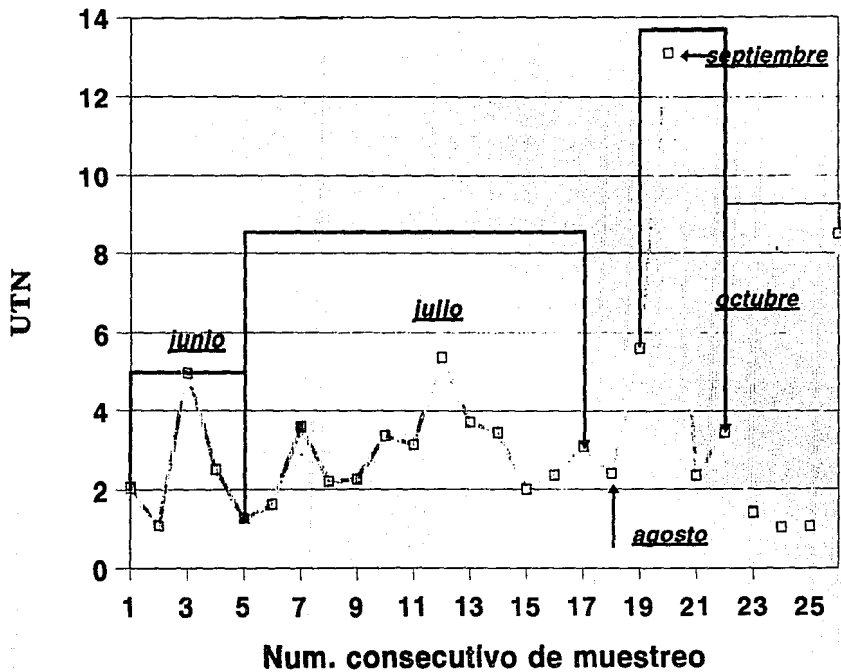
TABLA 3.2 CARACTERISTICAS DE CALIDAD DEL INFLUENTE DEL SISTEMA AAA

Referencia	Experimental 3ra. etapa
Tipo de reactor	UASB
Temp. °C	100.0
Rem N (%)	80.00
Rem DQOt (%)	29.10
Efluente	
SST mg/L	11.00
DQOt mgO ₂ /L	35.50
N-NH ₄ ⁺ mgN/L	12.00
N-NO ₂ mgN/L	0.07
N-NO ₃ mgN/L	2.00

Temp. = Temperatura
Rem. = remoción

Considerando que la calidad de las aguas residuales que llega a la planta de tratamiento de aguas residuales de C. U. varía, se monitoreó el efluente del sistema "AAA" para precisar el intervalo en el cual varía la turbiedad, de modo que la determinación de pH y dosis óptima corresponda a este intervalo. En la FIG 3.1 se grafican los valores registrados durante el monitoreo.

Fig. 3.1 Variación de la turbiedad en el efluente



Se puede apreciar que el 81% de los resultados se encuentran por debajo de las 4 unidades de turbiedad nefelométricas.

La determinación del pH óptimo, solo se realizó para los reactivos coagulantes y los polímeros zwitteriónicos, ya que, de acuerdo con la información comercial del polielectrolito "Rox" éste no requiere ajuste de pH.

Para tener un mayor grado de precisión en la determinación del pH óptimo, se realizaron pruebas con diferentes dosis de reactivos, de modo que, cuando la máxima eficiencia para las dosis probadas corresponde a un mismo valor de pH, éste fue seleccionado como el óptimo. En la FIG 3.2, se grafican los resultados de las 17 pruebas realizadas.

Se reportan eficiencias bajas y negativas, cuando la turbiedad del influente es igual ó menor a la que le imparte el reactivo utilizado o bien cuando el pH limita la solubilización del reactivo. En la TABLA 3.3 se resumen los valores de pH seleccionados como óptimos.

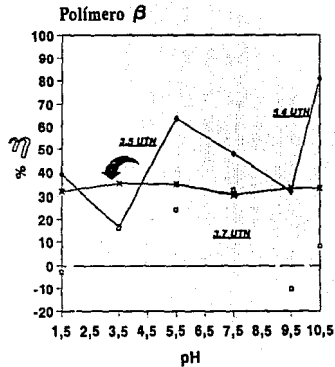
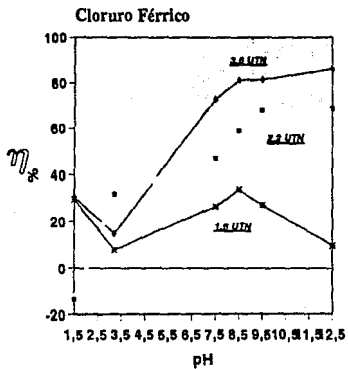
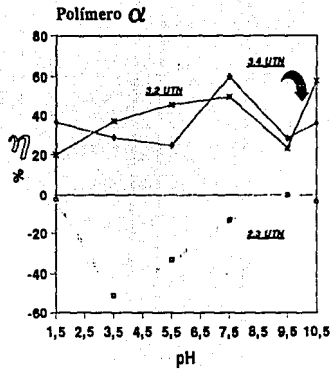
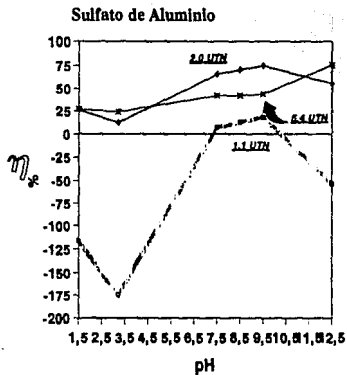


FIG. 37 Gráficas de pruebas de Jarras para pH Aptina

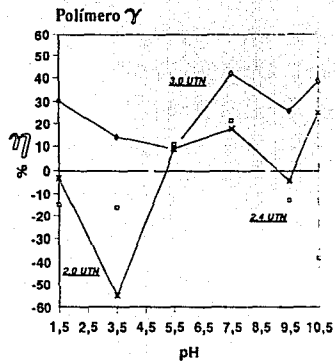
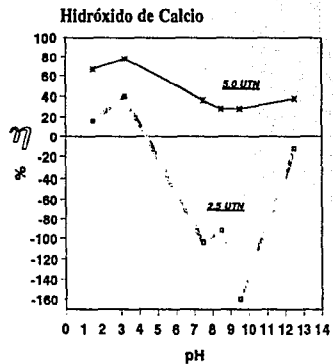


FIG. 3.2 Gráficas de pruebas de jarras para pH óptima (continuación)

TABLA 3.3 Valores de pH ÓPTIMOS SELECCIONADOS

Reactivo	Dosis mg/L	TURB _i Muestra UTN	TURB _f UTN	Eficiencia máxima %	pH óptimo	pH selec.
Ca(OH) ₂	20	5.0	1.36	78	3.5	3.5
	30	2.5	1.50	40	3.5	
Al ₂ (SO ₄) ₃	5	5.4	1.30	76	12.5	9.5
	25	1.1	0.90	18	9.5	
	50	2.0	0.51	75	9.5	
FeCl ₃	5	1.6	1.10	34	8.5	9.5
	25	2.2	0.70	68	9.5	
			0.68	69	12.5	
	50	3.6	0.51	86	12.5	
α	5	3.2	1.33	58	10.5	7.5
	25	2.3	2.30	0	8.5	
	50	3.4	1.35	60	7.5	
β	5	3.5	2.24	35	3.5	6.0
			2.25	35	5.5	
	25	3.7	2.50	32	7.5	
	50	5.4	1.04	81	10.5	
γ	5	2.0	1.50	25	10.5	7.5
	25	2.4	1.85	21	7.5	
	50	3.0	1.80	42	7.5	

TURBi = Turbiedad inicial

TURBf = Turbiedad final

Para determinar la dosis óptima de los reactivos coagulantes se realizaron seis pruebas de jarras manteniendo constante el valor de pH, previamente definido y variando la dosis de reactivo.

En la FIG 3.3 se grafican los resultados obtenidos. Se puede apreciar que sólo el hidróxido de calcio reporta eficiencias negativas, debido a su baja solubilidad. Por otra parte, con los polímeros zwitteriónicos β y γ se obtienen eficiencias superiores al 80% con dosis menores de 5 mg/L, sin que se observe un incremento de eficiencia al aumentar la dosis de reactivo.

En la gráfica inferior de la FIG 3.3 se observan dos curvas que corresponden a los resultados de las pruebas de jarras del polímero α . En este caso se aprecia una menor eficiencia, en comparación con los polímeros β y γ . Se realizó una segunda prueba, con objeto de establecer si este comportamiento representaba el efecto del polímero α ó era producto de un error experimental. El resultado de la segunda prueba permite determinar que el polímero α tiene una menor eficiencia en la remoción de turbiedad que los polímeros β y γ .

La propaganda comercial del polielectrolito "Rox" recomienda su aplicación en dosis dentro de un intervalo de 100 a 500 mg/L. Sin embargo, en las pruebas realizadas se determinó que la dosis óptima, sin ajuste de pH, es de 1000 mg/L.

En la TABLA 3.4 se presentan las dosis óptimas seleccionadas para cada reactivo coagulante.

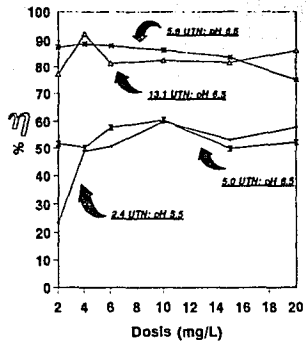
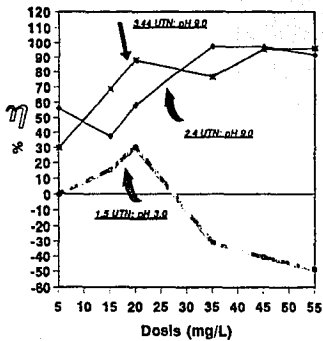


FIG. 2.3 Críticas de dosis óptima para coagelante

TABLA 3.4 DOSIS OPTIMA PARA LOS REACTIVOS ENSAYADOS

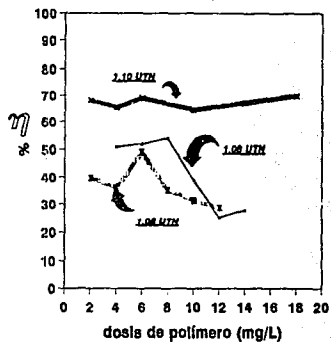
Reactivo	pH	TURBi Muestra UTN	TURBf UTN	Eficiencia máxima %	Dosis óptima mg/L
Ca(OH) ₂	3.5	1.50	1.05	30.0	20
Al ₂ (SO ₄) ₃	9.5	2.40	0.06	97.5	35
FeCl ₃	9.5	3.40	0.15	96.0	45
α	7.5	5.00	2.11	58.0	6
β	6.0	5.60	0.70	87.5	2
γ	7.5	13.10	2.00	92.0	4
ROX	7.5	6.50	0.52	92.0	1000

Después de haber seleccionado las dosis óptimas, se realizaron nueve combinaciones entre coagulantes y los polímeros zwitteriónicos, con el fin de encontrar la combinación más adecuada, que define al segundo grupo de tratamientos.

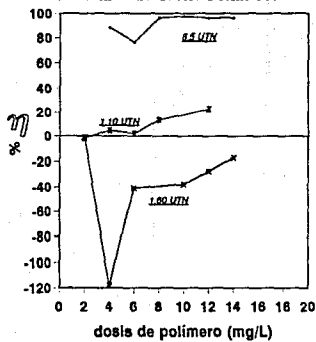
En las pruebas de jarras, se mantuvieron constantes el pH y la dosis óptima encontrados para cada uno de los coagulantes, variándose la dosis de los polímeros. Los resultados se presentan graficados en la FIG 3.4.

Para el sulfato de aluminio y el cloruro férrico, se obtuvieron las mejores eficiencias (entre el 70 y 75%) con la combinación del polímero γ. A partir de dosis de 4 mg/L, no se observa un incremento significativo en la eficiencia al aumentar la dosis del polímero.

Sulfato de Aluminio-Polímeros



Hidróxido de Calcio-Polímeros



Cloruro Férrico-Polímeros

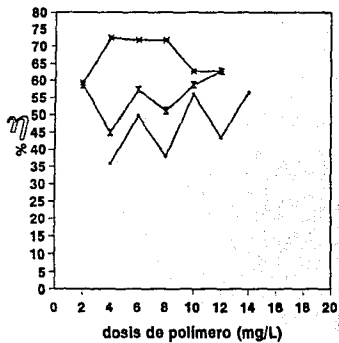


FIG. 3.4 Gráficas de mezclas iónicas coagulantes-polímeros

El hidróxido de calcio tuvo eficiencias arriba del 95% con el empleo de una dosis de 8 mg/L del polímero α .

Las eficiencias obtenidas con las combinaciones coagulante-polímero γ , resultan inferiores en un 25% a las obtenidas al realizar las pruebas empleando los reactivos por separado, por lo que se puede establecer que en estos casos es inconveniente el uso de los polímeros como ayuda-coagulante. En contraste, la combinación hidróxido de calcio-polímero α , permite incrementar, hasta en tres veces, las eficiencias que se obtienen con los reactivos por separado.

3.1.2 Parámetros de evaluación

Cada uno de los tratamientos puede ser evaluado a través de la medición de las características cuantitativas, que se presentan en la TABLA 3.5. La comparación del comportamiento de estas variables permite determinar las condiciones bajo las cuales, mediante la aplicación del proceso de filtración directa, se obtiene la mejor calidad del efluente.

TABLA 3.5 VARIABLES DE EVALUACION DE LOS TRATAMIENTOS

No.	PARAMETRO	UNIDAD
1	Turbiedad	UTN
2	Coliformes	NMP, UFC
3	Color	Pt-Co
4	Fósforo	mg P-PO ₄ /L
5	Metales	mg/L
6	Duración de la corrida	tiempo
7	Pérdida de carga	cmca

Los primeros cinco parámetros permiten evaluar el nivel de calidad del agua que se obtiene en cada tratamiento. Los parámetros 6 y 7 permiten caracterizar la evolución del proceso de filtración directa.

3.2 Diseño y construcción de unidades experimentales

Los filtros por contacto son los que con mayor frecuencia se emplean en la clarificación de efluentes secundarios y para mejorar las eficiencias de los procesos subsiguientes en un tren de tratamiento avanzado.

En este punto se presentan los criterios generales de diseño de este tipo de filtros, con base en los que se desarrollan el diseño y construcción del sistema de filtración experimental. Además, se definen los parámetros de operación de los mismos.

3.2.1 Características generales del prototipo

En México, los filtros de arena se utilizan tanto en el tratamiento de aguas residuales como en la potabilización.

Existe muy poca información respecto a su aplicación en procesos de filtración directa, sin embargo, las modificaciones requeridas para que los filtros rápidos de arena puedan ser empleados en este tipo de filtración solo se refieren a ciertas características de operación, por lo que, los criterios de diseño de filtros de medio granular pueden ser utilizados para determinar las características del prototipo.

Con objeto de definir los valores de los principales términos involucrados en el diseño de filtros de medio granular, a continuación se describen los criterios generales

considerados para establecer las dimensiones del prototipo, de tal manera que las pruebas realizadas en las unidades experimentales permitan obtener información que pueda ser extrapolada a la generalidad de este tipo de filtros:

- Población y gasto de diseño: en México solo existe infraestructura instalada para tratar un volumen de $14 \text{ m}^3/\text{s}$ en 256 plantas de tratamiento. Un promedio muy grueso indica que la capacidad de tratamiento de estas plantas es de 55 L/s (CNA, 1989). De acuerdo con esta información y considerando un factor de descarga de 190 L/hab./día se propone una población de diseño de 25,000 habitantes y un gasto de 55 L/s .

- Tipo de medio, tamaño y profundidad; en la TABLA 3.6 se detallan los intervalos y valores típicos de estas variables. Se propone que en el prototipo estas características correspondan a los valores reportados como típicos.

- Tasa de filtración; existe una gran diversidad de valores de operación de los filtros rápidos de arena, generalmente esta es función del tipo y grado de "maduración" del floculo (fuerza con la que se atraen las partículas coloidales) y del tamaño y profundidad del medio filtrante.

Diversos autores (Adin A., Cleasby J.L. y Bauman R., 1979; Tchobanoglous, G., 1987), enfatizan la necesidad de determinar en plantas piloto la tasa de filtración óptima, considerando un máximo aprovechamiento del medio filtrante sin afectar sensiblemente las características de calidad del efluente.

De esta manera se han determinado diferentes tasas de filtración, las cuales se encuentran en un intervalo de 100 a 900 m/día . Por otra parte, Montgomery (1985),

señaló que el empleo de tasas de filtración superiores a 340 m/día degradan la calidad del efluente cuando el floculo, biológico ó químico, se encuentra débilmente formado. Por esta razón, se infiere que las mejores eficiencias de remoción se conseguirán con el empleo de tasa de filtración menores.

Adicionalmente, debe considerarse que, a bajas tasas de filtración, no necesariamente corresponde el máximo aprovechamiento de todo el espesor del medio filtrante. Con base en esta información se sugiere que el uso de una tasa de filtración de 150 m/día es apropiado para evaluar la eficiencia de remoción de contaminantes.

TABLA 3.6 VALORES TÍPICOS DE DISEÑO PARA FILTROS PROFUNDOS DE MEDIO GRANULAR

TIPO DE MEDIO	INTERVALO	VALOR TÍPICO
ARENA		
Profundida, mm	800-1300	1000
Tamaño Efectivo. mm	0.35-0.70	0.45
Coefficiente de uniformidad	1.3-1.7	1.5

con base en: Jiménez y Buitrón, 1988; Tchobanoglous y Schoeder, 1987.

- Altura de la canaleta de lavado; Amirtharajah (1978), estableció que el óptimo lavado de un filtro convencional de arena se realiza cuando la porosidad del medio filtrante se expande en un intervalo del 65 al 70%. La porosidad promedio de un medio granular de arena de T.E. de 0.45 es de 40%, por lo que el incremento de porosidad para lograr esta condición significa expandir en un 26% la porosidad del medio. Esto se logra, aproximadamente, al expandir el lecho un 25%, el cual es el criterio más comúnmente empleado. Adicionalmente en la práctica se considera un bordo libre sobre la altura del lecho expandido de 0.40 a 0.50 m para determinar la

altura de la canaleta de lavado (Tchobanoglous y Schoeder, 1987).

Con base en los criterios señalados, las características del prototipo se pueden resumir de la siguiente manera:

Condiciones de operación:

Velocidad de filtración = 150 m/día = 0.104 m/min

Gasto de filtrado = 4,752 m³/día = 55 L/s

Dimensiones del filtro:

Area = 31.68 m²

Altura = 5.3 m

Altura libre mínima requerida por falso fondo = 0.95m

Espesor de la losa de falso fondo = 0.1 m

Espesor del lecho de grava = 0.1 m

Espesor del lecho de arena = 0.60 m

Carga hidráulica para filtración = 3 m

Altura para expansión = 0.15 m

Bordo libre = 0.40 m.

Características de la arena:

e : porosidad de la arena, 0.4

j : esfericidad de la arena, 0.8

C.U.: Coeficiente de uniformidad, 1.5

T.E.: Tamaño específico, 0.45 mm

3.2.2 Diseño del modelo a escala

Con el objeto de que los resultados valorados en el modelo sean representativos del prototipo, en el diseño de filtros piloto no sólo debe considerarse que las estructuras sean geoméricamente semejantes, sino también, que en puntos homólogos, sus propiedades hidráulicas sean las mismas, es decir, el diseño debe considerar que el tipo de flujo en el modelo sea igual al del prototipo. Para establecer qué condiciones debe satisfacer el modelo a fin de que el tipo de flujo sea el mismo que en el prototipo, a continuación se analiza la condición de Reynolds.

3.2.2.1 Condición de Reynolds

Esta condición se deriva del análisis de las ecuaciones de Navier Stokes, cuando la viscosidad del líquido es el factor preponderante en el comportamiento del fluido (Sánchez Bribiesca, et al. 1990). En este caso se obtiene un parámetro adimensional que se conoce como número de Reynolds y se define:

$$Re = \frac{v \cdot l}{\nu} \quad (1)$$

donde:

Re : Número de Reynolds

v : velocidad del fluido

l : diámetro de tránsito del fluido

ν : viscosidad cinemática del líquido

El número de Reynolds sirve para distinguir dos tipos de flujo, "laminar" y "turbulento". De un modo muy general, se puede decir que si $Re < 1000$, el flujo es laminar y según Fair y Hatch (1979), es el que se presenta en la filtración.

Para que esta condición de flujo se establezca, en el modelo debe cumplirse:

$$Re = \frac{v_p l_p}{\nu_p} = \frac{v_m l_m}{\nu_m} \quad (2)$$

En adelante, el subíndice p indica que la variable corresponde al prototipo y el subíndice m al modelo.

Debido a que el objetivo del experimento es analizar la remoción de partículas en un medio filtrante, las características de viscosidad del líquido y la porosidad del medio filtrante deben ser las mismas en el modelo que en el prototipo. De la ecuación 2 se desprende que, para que la condición de Reynolds se cumpla:

$$v_p = v_m \quad (3)$$

Es decir, la tasa de filtración en el modelo debe ser igual a la del prototipo, que es de 150 m/día.

3.2.2.2 Selección de escalas

Con base en el análisis de la condición de Reynolds, se consideran que las modificaciones sobre tamaño de grano y velocidad alteran los mecanismos de remoción y las condiciones hidráulicas, por lo que la escala de velocidad debe ser igual a 1. Por otra parte, de la ecuación de continuidad se desprende que la escala de gastos es igual a la escala de áreas, ya que:

$$Q_e = L_e^2 \cdot V_e \quad (4)$$

donde:

Q_e : escala de gastos

L_e : escala de logitudes horizontales

L_e^2 : escala de áreas

V_e : escala de velocidades = 1

Tomando en consideración que el gasto del efluente de los procesos biológicos anteriores es de 0.432 m³/día y que el gasto en el prototipo es de 4752 m³/día, la escala de gastos es igual a:

$$Q_e = \frac{Q_p}{Q_m} = \frac{4752}{0.432} = 11,000 \quad (5)$$

Además, como la escala de áreas es igual a la escala de gastos el área de filtración del modelo es de:

$$L_m^2 = \frac{L_p^2}{L_o^2} = \frac{31.68}{11,000} = 28.8 \text{ cm}^2 \quad (6)$$

Este resultado se encuentra dentro de los límites de escalamiento propuestos por Adin et. al., (1979), los cuales definieron que, para reducir la influencia del efecto de pared a un 25 % del total del área de filtración, el área mínima recomendable debe ser obtenida considerando que la longitud de los lados del área sea ≥ 50 veces el diámetro de las partículas de mayor tamaño del lecho.

Tomando en cuenta que el T.E. es de 0.45 mm, es razonable suponer que el diámetro de las partículas de mayor tamaño es de aproximadamente 0.90 mm, con lo que resulta una longitud mínima de 4.5 cm y un área de 20.25 cm². Sin embargo, esta estimación involucra un porcentaje de efecto de pared del 25% del área de filtración. Con objeto de que la influencia del efecto de pared no sea significativa, al área mínima se debe sumar un 25% de superficie. De este modo, la superficie de filtración recomendable es $\geq 25.31 \text{ cm}^2$.

Por otra parte, para determinar la escala de longitud vertical (Y_e) se debe observar que el espesor mínimo del medio filtrante debe ser de 15 cm, ya que con valores inferiores se saturan los espacios porosos de la capa superior sin que ocurra un avance hacia el interior del lecho Adin et. al., (1979). Entonces, se puede proponer un espesor de 20 cm de arena en el modelo, con lo que la escala Y_e resulta:

$$Y_e = \frac{E_p}{E_m} = \frac{100}{20} = 5 \quad (7)$$

donde:

E_p : valor típico del espesor de arena en prototipo

E_m : espesor de arena en el modelo

La escala de tiempo (t_e), desde el punto de vista de muestreo es muy importante, ya que en el modelo el tiempo es mucho menor que en el prototipo. La escala t_e es posible estimarla mediante la siguiente expresión:

$$t_e = \frac{y_e}{v_e} \quad (8)$$

Puesto que la escala de velocidad es igual a uno (ecuación 3), la escala de tiempo es igual a la escala de longitud vertical. De esta manera, si la corrida de filtración en el prototipo tiene una duración de 48 horas, en el modelo una corrida tendrá una duración aproximada de:

$$48 / 5 = 9.6 \text{ h}$$

El hecho de que en los modelos a escala los procesos ocurran en tiempos menores puede ser muy valioso, ya que permiten un mayor número de ensayos o repeticiones. Sin embargo, debe considerarse que el proceso de coagulación-floculación requiere de un tiempo de contacto. Por esta razón, el sistema de filtración debe ser provisto de un sistema de mezclado y contacto que permita la formación de microfloculos, previo a la filtración, ya que el tiempo de paso a través del medio filtrante puede ser menor al requerido para la floculación.

Con las diferentes escalas, que se resumen en la **TABLA 3.7**, se definieron las siguientes dimensiones del modelo:

Dimensiones del filtro:

Area = 28.8 cm²

Altura = 106 cm

Altura libre mínima requerida por falso fondo = 19 cm

Espesor de la losa de falso fondo = 2 cm

Espesor del lecho de grava = 2 cm

Espesor del lecho de arena = 20 cm

Carga hidráulica para filtración = 60 cm

Altura para expansión = 3 cm

Bordo libre = 8 cm.

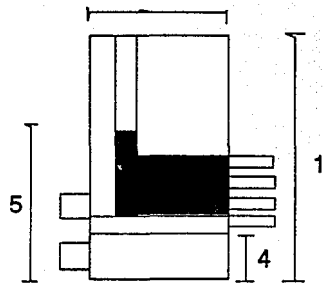
Condiciones de operación:

Velocidad de filtración = 150 m/día

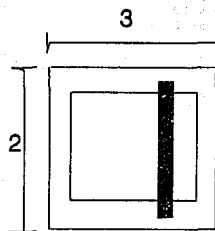
Gasto de operación = 0.432 m³/día = 0.005 L/s.

Duración aproximada de la corrida de filtración = 9.6h

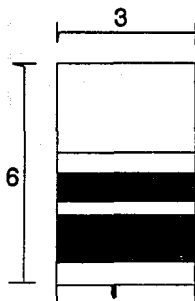
En la **FIG 3.5** se muestra un esquema del modelo con estas dimensiones.



Vista Lateral



Vista Superior



Vista Frontal

1. Altura del filtro: 106 cm
2. Espesor: 8.5 cm
3. Ancho: 7.8 cm
4. Espesor de losa de fondo: 2 cm
5. Carga hidráulica para filt.: 2.6 cm
6. Altura de la canaleta: 41 cm
7. Espesor del lecho de arena: 20 cm

FIG. 3.5 UNIDAD DE FILTRACION

TABLA 3.7 ESCALAS EMPLEADAS EN EL DIMENSIONAMIENTO DEL MODELO

TIPO DE ESCALA	SIMBOLO	VALOR
Velocidad	V_e	1
Gastos	Q_e	11,000
Areas	L_e^2	11,000
Longitud horizontal	L_e	104.8
Longitud vertical	Y_e	5
Tiempo	T_e	5

3.3 Realización de ensayos

Construida la unidad de filtración, se complementó el sistema, integrando los mecanismos de control que permiten operarlo de acuerdo con los requerimientos de cada tratamiento. En la FIG 3.6 se presenta el diagrama de flujo del proceso.

Debido a que las características del influente varían de manera aleatoria, se realizaron cuatro repeticiones de cada tratamiento, distribuidas al azar durante el período en el que se realizó el experimento. Además, se procuró que su aplicación fuera a una misma hora, con el propósito de disminuir el error experimental. En la TABLA 3.8, se presenta la fecha y hora en la que se realizó cada ensayo.

Además de los tratamientos definidos en el punto 3.1.1, se consideró un tratamiento de control ó testigo, en el cual se realiza la filtración sin la adición de reactivos coagulantes, ni ajuste de pH, con el objeto de precisar el efecto de los coagulantes

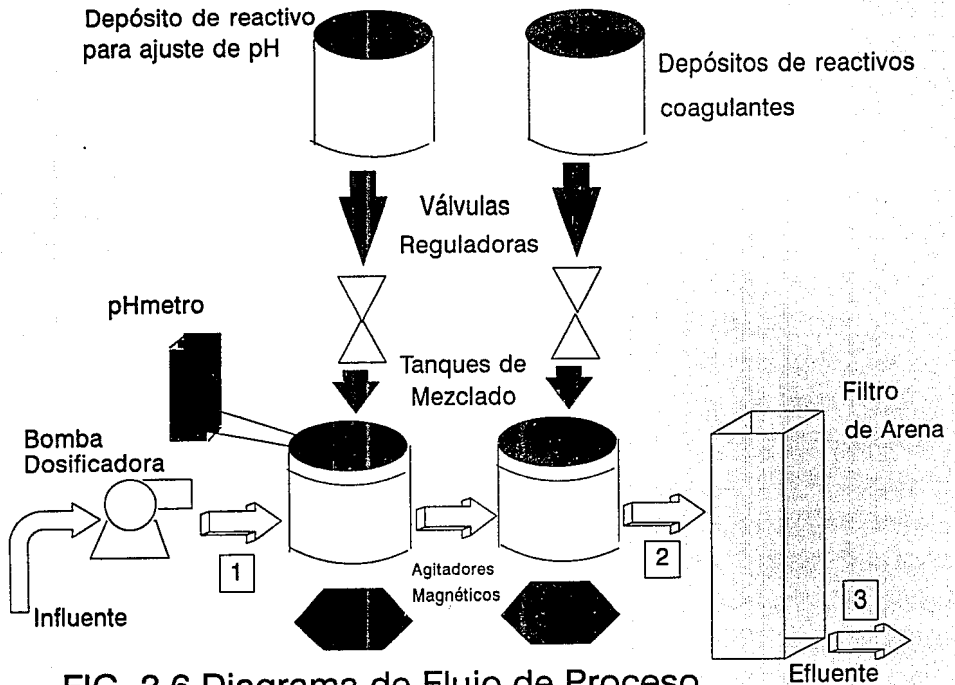


FIG. 3.6 Diagrama de Flujo de Proceso

en el proceso.

Los pasos prácticos que se siguieron para operar el sistema, de acuerdo con los requerimientos de cada tratamiento, consistieron en:

a) Preparación de reactivos; previo al arranque del proceso, se prepararon en laboratorio soluciones 0.3N de NaOH, 0.1N de HCl, para el ajuste del pH óptimo, y la del reactivo coagulante, en correspondencia con el ensaye por realizar.

b) Calibración de instrumentos y equipo; se verificó que el pHmetro y turbidímetro operaran en condiciones normales. Para este fin se emplearon soluciones amortiguadoras (buffer) de referencia para la estandarización del pHmetro (pH de 4, 7, 9) y las soluciones estándar de referencia para las escalas de 0.1 a 1, 1 a 10 y de 10 a 100 UTN del turbidímetro. En todos los tratamientos se emplearon los mismos instrumentos de medición.

TABLA 3.8 CALENDARIO PARA LA REALIZACION DE ENSAYES

Coagulante	Fecha	Duración de la Corrida
$Al_2(SO_4)_3$	6-04-1992	9:36 - 10:54
	7-04-1992	12:05 - 13:13
	11-04-1992	10:15 - 11:00
	11-04-1992	11:15 - 12:05
$FeCl_3$	6-04-1992	11:31 - 12:25
	7-04-1992	12:05 - 13:13
	13-04-1992	9:47 - 10:40

	13-04-1992	10:50 - 11:31
Ca(OH) ₂	8-04-1992	9:47 - 10:42
	8-04-1992	11:10 - 12:08
	14-04-1992	10:10 - 10:52
	14-04-1992	11:08 - 11:48
Polímero α	10-04-1992	10:05 - 11:07
	10-04-1992	11:19 - 11:25
Polímero β	12-04-1992	10:07 - 11:23
	12-04-1992	11:40 - 13:12
Polímero γ	15-04-1992	10:07 - 14:34
	15-04-1992	14:50 - 17:25
Polímero ROX	21-04-1992	12:13 - 12:56
	21-04-1992	11:19 - 11:57
Testigo	9-04-1992	9:27 - 10:15
	9-04-1992	10:56 - 11:43
	20-04-1992	11:26 - 12:06
	20-04-1992	10:27 - 11:05

Se calibró el gasto de la bomba dosificadora, que aporta el influente al sistema, en 255 mL/min, para que al adicionar los reactivos, de ajuste de pH y coagulantes, éste no excediera 300 mL/min (± 5 mL), que corresponde a una tasa de filtración en el prototipo de 150 m/día. El flujo de reactivos se reguló mediante válvulas de presión.

c) Ejecución de los tratamientos: Una vez seleccionado el tratamiento se colocan los reactivos para ajuste de pH y coagulante en el depósito correspondiente (ver FIG 3.7). Se acciona la bomba dosificadora que descarga al primer tanque de mezclado en donde se determina el pH del influente y se ajusta al óptimo. El caudal se dirige al segundo tanque de mezclado en donde se adiciona el reactivo coagulante, el tiempo de residencia hidráulico en cada tanque de mezclado es de 1 minuto.

Ajustado el proceso a las condiciones del tratamiento, se conduce el flujo a la unidad de filtración.

d) Muestras: Se seleccionaron tres puntos para la toma de muestra, el primero (1) se localiza en la entrada al tanque de mezclado de ajuste de pH, el segundo (2) en el influente de la unidad de filtración y el tercero (3) en el efluente del sistema.

En general, la eficiencia del proceso se determina con las mediciones realizadas en los puntos 1 y 3. El punto 2 se seleccionó para evaluar el efecto de la adición de los reactivos, independiente de la filtración, en los parámetros turbiedad y coliformes, ya que se espera un aumento de la turbiedad y en el caso de los coliformes un efecto inhibitor. Los parámetros de color y coliformes, medido como NMP, solo se determinan en el punto tres, con el fin de compararlos con las normas de calidad para el uso o aprovechamiento del agua. En la TABLA 3.9 se resume el sitio de muestreo para cada parámetro de evaluación.

TABLA 3.9 SITIOS DE MUESTREO SELECCIONADOS PARA CADA PARAMETRO

No	Parámetro	Sitio de Muestreo		
		1	2	3
1	Turbiedad	X	X	X
2	Coliformes	X	X	X
3	Color			X
4	Fósforo	X		X
5	Metales	X		X

Los recipientes utilizados para coleccionar la muestra fueron etiquetados, conteniendo información sobre el tipo de tratamiento, punto de muestreo, fecha y hora.

Se emplearon recipientes por separado en el muestreo de cada parámetro, para coliformes fueron lavados, esterilizados y envueltos en papel para conservarlos estériles hasta el momento del muestreo. Los envases para el muestreo de metales se lavaron con una solución de ácido nítrico 0.01N. Los utilizados para el muestreo de fósforo fueron lavados únicamente con agua destilada.

Las muestras se analizaron el día de su colecta, por lo que no requirieron ser preservadas, a excepción de las destinadas al análisis de metales. Estas se preservaron mediante la adición de 1 mL de ácidos nítrico y fosfórico, concentrados.

3.3.1 Determinación de metales

Como ya se mencionó anteriormente en el capítulo 2, la determinación de metales se llevó a cabo a través del método de espectroscopía de absorción atómica, ya que ésta cumple con los requerimientos de sensibilidad, especificidad, exactitud, reproducibilidad y economía.

3.3.1.1 Pretratamiento de muestras

El pretratamiento de muestras es importante en el análisis de metales por espectroscopía de absorción atómica, debido a la gran sensibilidad de éste.

El pretratamiento ayuda a quitar impurezas que pueda llevar el agua muestreada, que en el proceso de filtración no se hayan podido quitar y que pueden tener un tamaño tal, que pueda tapar la manguera de succión de muestra para ser analizada por el aparato.

Se considera de gran importancia evitar que se tape la manguera, porque esto puede como ya se mencionó anteriormente evitar la aspiración de la muestra y, por lo tanto, el resultado que proporcionará, será muy diferente al real.

3.3.1.1.1 Digestión ácida

Para poder analizar las muestras tomadas en el espectrofotómetro de absorción atómica fué necesario pretratarlas y esto se llevó a cabo de la siguiente manera:

- 1) Tomar 5 mL. de muestra y colocarlos en un matraz aforado de 100 mL.
- 2) Agregar 1 mL. de ácido nítrico concentrado
- 3) Agregar 1 mL. de ácido perclórico
- 4) Aforar la mezcla a 100 mL.
- 5) Agitar y filtrar
- 6) Colocar la mezcla filtrada en un recipiente de plástico limpio y etiquetado.

Es importante mencionar que se siguió este tipo de pretratamiento, por el tipo de metales a determinar. En caso de tratarse de otros cationes como el arsénico o el mercurio, se debe seguir otro tipo de pretratamiento.

4. RESULTADOS

En este capítulo se presentan los resultados de los ensayos realizados en los filtros y se realiza un análisis comparativo del comportamiento de las variables de evaluación en cada tratamiento.

Se parte de la hipótesis de que los resultados indican diferencias reales de las modalidades estudiadas. Es decir, cada resultado es una respuesta del tratamiento y que, por comparación, se puede seleccionar el tratamiento que, para el conjunto de las variables de evaluación, ofrece la mejor calidad en el efluente de la filtración directa.

Debe considerarse en este análisis que, debido a que no se tiene absoluto control en el comportamiento del proceso, se presentan fenómenos aleatorios, como variaciones en la turbiedad, en el comportamiento de los reactores del AAA, etc., que modifican la respuesta de los tratamientos. El efecto de estos factores externos se disminuyó, en lo posible, mediante las repeticiones.

Dificultades en la síntesis de los polímeros α , β y γ , impidieron su aplicación en la experimentación. Su baja producción limitó su disposición oportuna, además, las características de los lotes de estos compuestos, proporcionados por el Instituto de Investigaciones en Materiales, fueron distintas, por lo que los resultados obtenidos al aplicar los polímeros en el proceso (ANEXO I), no fueron congruentes con los obtenidos en laboratorio.

La adición de los polímeros, como reactivo coagulante durante el proceso, no favorece la coagulación e incrementa la turbiedad, misma que no es removida en la

unidad de filtración, por lo que resultan eficiencias negativas.

4.1 Turbiedad

En el punto 2 de muestreo se registra la mayor turbiedad (Fig 4.1, Curvas del punto 2). No se puede afirmar que este efecto se debe a la adición de los coagulantes, ya que este comportamiento también se observa en el testigo. Al parecer, la floculación es una propiedad inherente del efluente del sistema AAA.

En todos los tratamientos, conforme avanza la corrida de filtración, la eficiencia de remoción se reduce, a excepción del polímero Rox, con el cual durante todo el proceso se mantiene constante.

En la remoción de turbiedad (Curvas 1-3 de las gráficas de la Fig 4.2), se obtuvieron con el reactivo Rox las mejores eficiencias, con valores de 75 a 78%. Con el cloruro férrico, sulfato de aluminio e hidróxido de calcio se obtuvieron eficiencias similares, que disminuyen conforme avanza la corrida de filtración, desde 70 hasta el 35%, en promedio. En cambio, con el testigo se consiguen mejores eficiencias con menor variación, del 80 al 60%, aún cuando no es tan constante, como el polímero Rox.

4.2 Color

Para la determinación de este parámetro se utilizó el método de comparación visual, técnica 21204B del Standard Methods (APHA, AWWA, WPCF, 1989).

El efluente de todos los tratamientos, incluyendo al testigo, presenta menos de 5 unidades de color en escala Pt-Co.

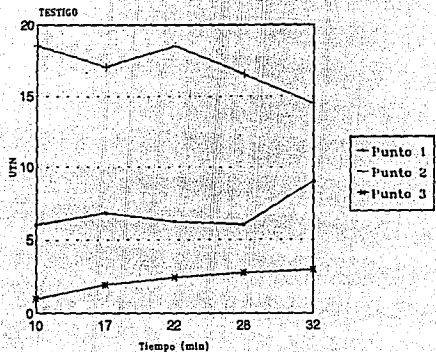
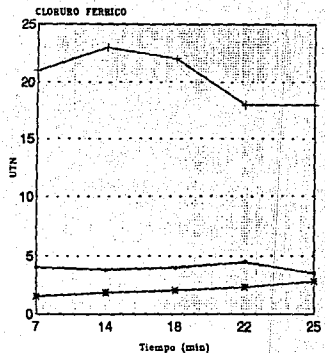
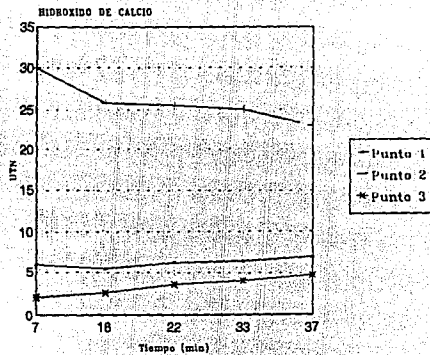
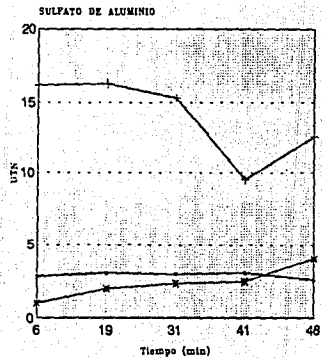


FIG. 4.1 Unidades de turbidez vs tiempo

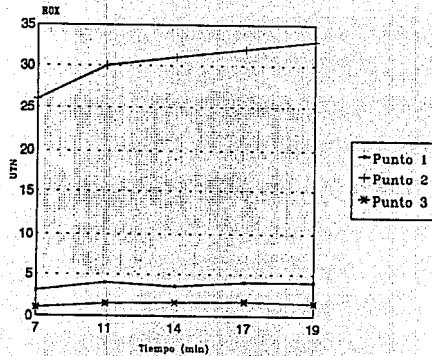


FIG. 4.1. Valores de turbiedad vs tiempo (continuación)

ESTA TESIS NO DEBE
SALIR DE LA BIBLIOTECA

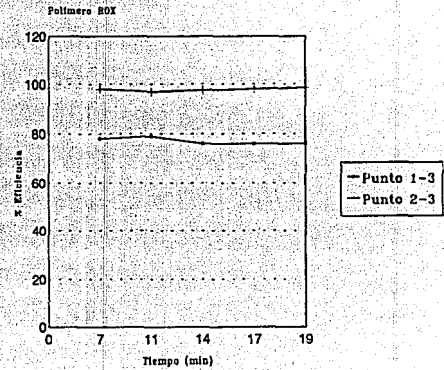
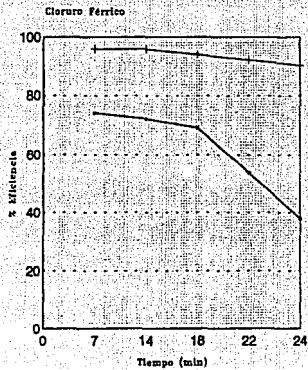
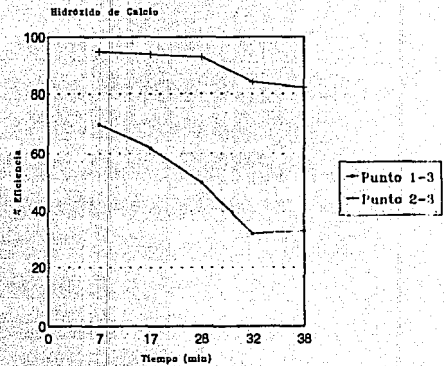
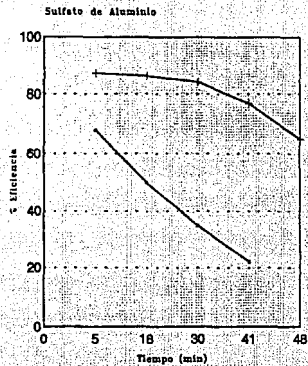


FIG. 4.2 % Eficiencia de remoción de turbiedad vs tiempo

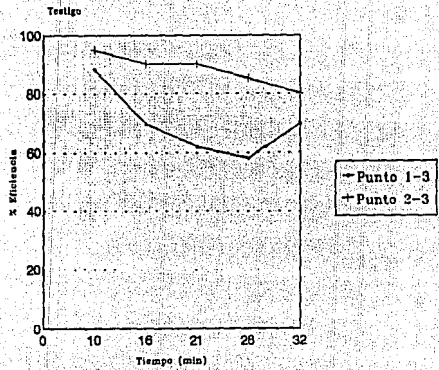


FIG. 4.2 % Eficiencias de remoción de turbiedad vs tiempo (continuación)

4.3 Coliformes

Para la evaluación de este parámetro se utilizaron dos técnicas: filtros de membranas para obtener unidades formadoras de colonias (UFC) y fermentación en tubos múltiples para la determinación del número más probable (NMP), técnicas 9222 y 9221B del Standard Methods (APHA, AWWA, WPCF, 1989), respectivamente.

La primera técnica, por ser de menor complejidad, se seleccionó para la evaluación de la eficiencia de remoción durante el proceso de filtración directa y la segunda, es decir, la determinación de NMP, se realizó sólo a la salida del sistema por ser el parámetro de comparación en las normas de calidad del agua para su aprovechamiento y reuso.

El número de UFC, registrado en el influente, permanece constante (± 20 UFC), durante el desarrollo de todo el proceso, en los diferentes tratamientos (Fig 4.3, curvas del punto 1).

Se aprecia un efecto inhibitorio sobre los organismos coliformes, curvas del punto 2 de las gráficas de la Fig 4.3, que no puede ser atribuible a los reactivos coagulantes o de ajuste de pH, debido a que el mismo comportamiento se presenta en el testigo. Este efecto de desinfección es inherente a las características del sistema.

Con todos los tratamientos se obtuvieron eficiencias de remoción de UFC, superiores al 90%, curvas del punto 2-3 de las gráficas de la Fig 4.4.

Mediante la técnica de fermentación en tubos múltiples, se determinó en el efluente de todos los tratamientos un número ≤ 300 coliformes totales en 100 mL.

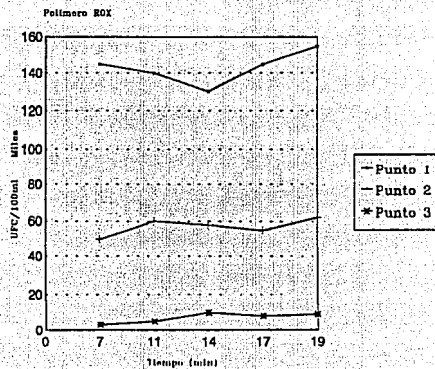
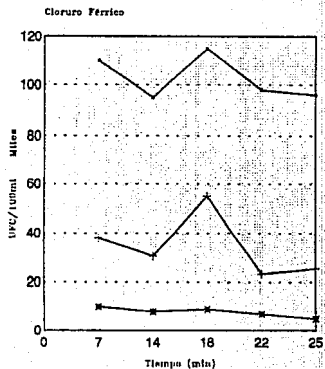
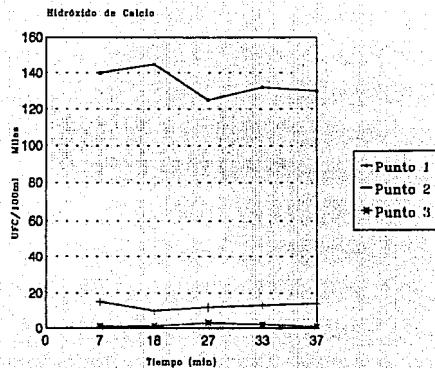
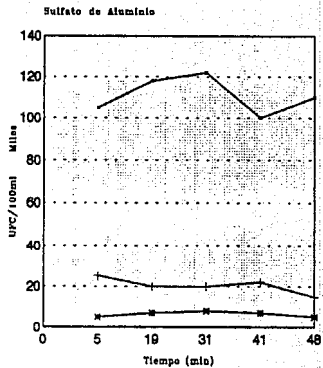


FIG. 4.3 No. de coliformes vs tiempo

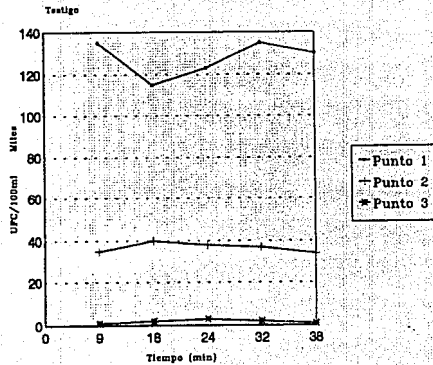


FIG. 4.3 No. de coliformes vs tiempo (continuación)

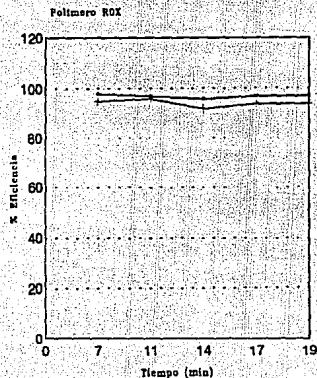
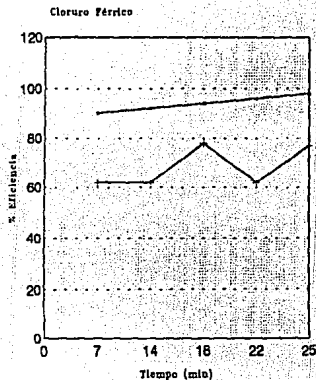
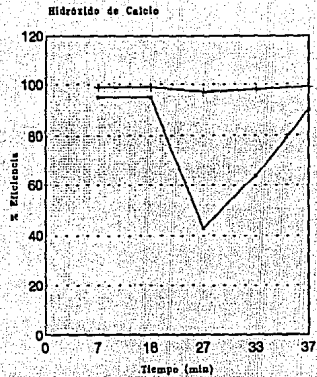
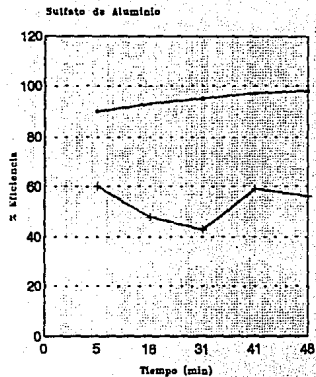


FIG. 4.4 % Eficiencia de remoción de UFC vs tiempo

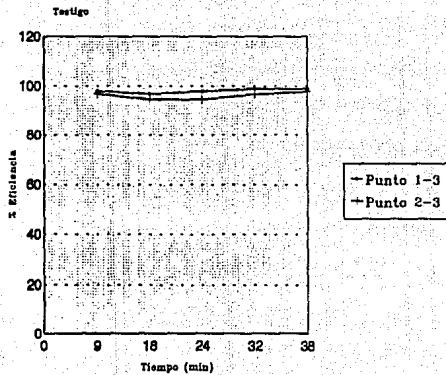


FIG. 4.4 Eficiencia de remoción de EFC vs tiempo (continuación)

4.4 Fósforo

Con el reactivo Rox se obtuvieron eficiencias de remoción del 95 al 98%. Son equiparables las eficiencias que se obtienen con el sulfato de aluminio y el hidróxido de calcio, que van del 95 al 60% y entre el testigo y el cloruro férrico que van del 85 al 70%. Con excepción del Rox, las eficiencias se reducen conforme se realiza la corrida de filtración (FIG 4.5).

La concentración promedio de fósforo total en el influente fue de 2.53 mg/L, con una desviación estándar de 0.20 mg/L, correspondiendo a ortofosfatos el 90.94%, es decir, la concentración promedio de ortofosfatos es de 2.27 mg/L.

Con base en las concentraciones promedio del influente y las máximas eficiencias observadas con cada tratamiento, se elaboró la TABLA 4.1, en la que se resumen las concentraciones alcanzadas en el efluente.

TABLA 4.1 CONCENTRACION EN EL EFLUENTE DE FOSFORO TOTAL Y ORTOFOSFATOS, mg/L

TRATAMIENTO	CONCENTRACION FOSFORO TOTAL	EN EL EFLUENTE ORTOFOSFATO
$Al_2(SO_4)_3$	0.12	0.11
$FeCl_3$	0.37	0.34
$Ca(OH)_2$	0.12	0.11
ROX	0.05	0.04
Testigo	0.37	0.34

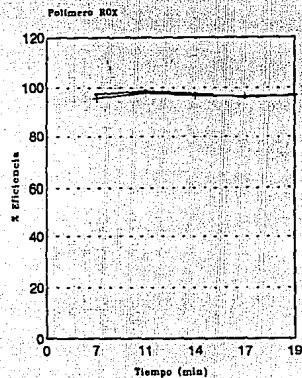
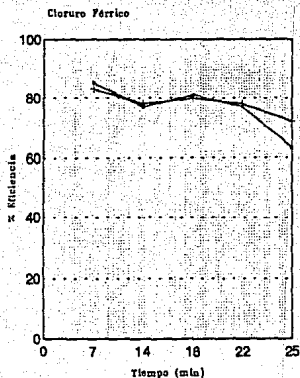
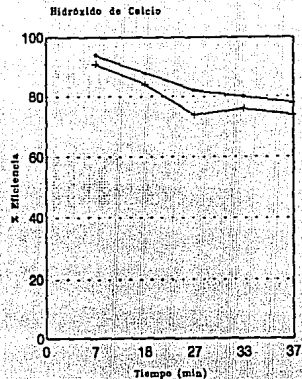
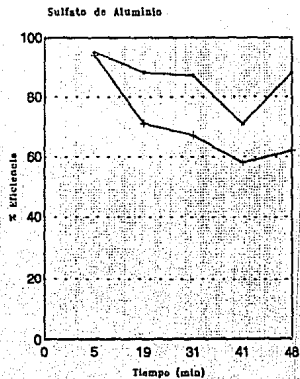


FIG. 4.5 % Eficiencia de remoción de ortofosfatos y fósforo total

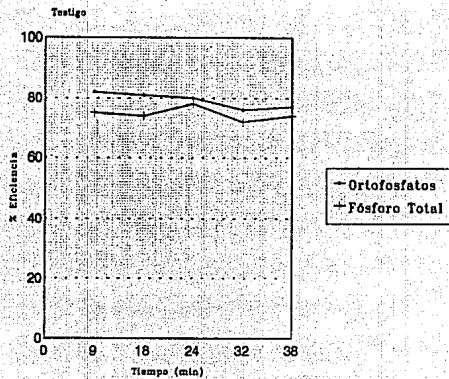


FIG. 4.3 Eficiencia de remoción de ortofosfatos y fósforo total (continuación)

4.5 Metales

Con objeto de seleccionar de entre los metales que se encontraran presentes en el influente del sistema, aquellos con los que se realizaría la evaluación del efecto de remoción, se realizaron tres pruebas de barrido de los metales Li, Na, K, Mg, Ca, Ba, Cr, Mn, Fe, Mo, Co, Ni, Cu, Ag, Zn, Cd, Hg, Al, Si, Se, Pb y As, las cuales se realizaron con espectrofotómetro de absorción atómica, dos de ellas en el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua y la otra en el Instituto de Ingeniería, UNAM.

En los tres muestreos realizados sólo fueron detectados Na, Ca, K, Mg, Cu, Zn. En uno de los muestreos se detectaron adicionalmente Fe, Al, Li, Pb y As, en concentraciones inferiores a 0.007 mg/L. Cabe señalar, que en el muestreo realizado en el influente del sistema AAA se encontraron metales pesados, los cuales no se encuentran a la salida, debido al efecto de remoción del AAA.

Por tal razón, se realizaron dos tipos de ensayos, en el primero se analizó la remoción de los metales Na, Ca, K, Mg, Cu y Zn que se encontraron de manera constante en el efluente del sistema AAA, reportados en el ANEXO II, y en el segundo se agregaron al influente del sistema de filtración, los metales pesados Pb y Cd, éste último, con el fin de observar la capacidad del filtro para remover metales pesados considerados tóxicos prioritarios.

En la FIG 4.6 pueden observarse los resultados obtenidos en la remoción de plomo y cadmio. El testigo es el que mejor remueve el plomo con eficiencias entre 78 y 98%, presentando una tendencia a aumentar la eficiencia de remoción conforme transcurren las corridas. El coagulante que presenta las menores eficiencias de remoción de plomo es el cloruro férrico, presentando un comportamiento muy inestable, ya que el

intervalo se encuentra entre 30 y 100%.

Refiriéndose al cadmio, el tratamiento que presenta las mejores eficiencias de remoción es el cloruro férrico, que presenta eficiencias entre el 50 y 98% y el que presenta las menores eficiencias de remoción es el hidróxido de calcio, en un intervalo del 18 al 43%.

En la FIG 4.7 se analiza cada tratamiento por separado, observándose que el sulfato de aluminio, testigo, hidróxido de calcio y ROX remueven mejor al plomo que al cadmio. Por el contrario, el cloruro férrico es el único que remueve mejor al cadmio que al plomo.

TABLA 4.2 EFICIENCIAS DE REMOCION DE METALES PLOMO Y CADMIO

Tratamiento	Eficiencia de remoción		%	
	PLOMO		CADMIO	
	MAXIMA	MINIMA	MAXIMA	MINIMA
$Al_2(SO_4)_3$	78.0	57.1	72.2	47.6
$FeCl_3$	100.0	31.2	94.6	51.3
$Ca(OH)_2$	92.9	65.0	44.0	15.9
ROX	100.0	46.1	----	
TESTIGO	98.4	73.4	95.0	41.1

--- No se detectó en las corridas.

Con los resultados anteriores se puede observar que no se presentan diferencias significativas entre los tratamientos con coagulante y el testigo. En éste último se observa una menor variación en las eficiencias de remoción de plomo y la máxima eficiencia en la remoción de cadmio.

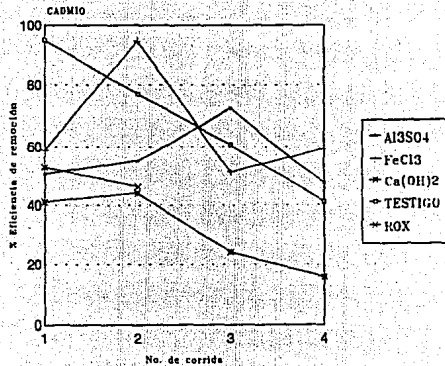
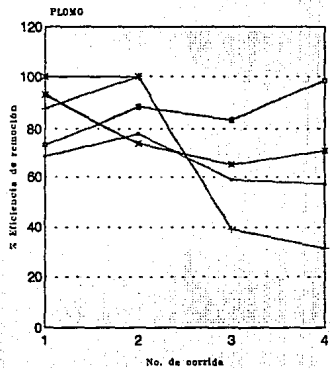


FIG. 4.4 % Eficiencia de remoción de metales pesados (plomo y cadmio)

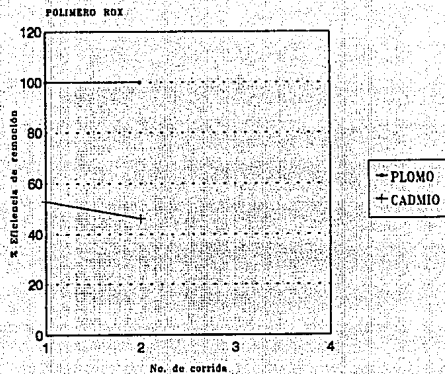


FIG. 4.7 % Eficiencia de remoción de metales pesados para cada coagulante (continuación)

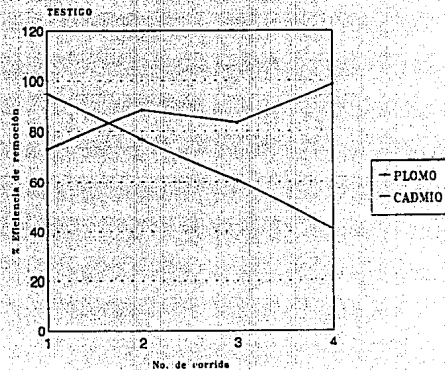
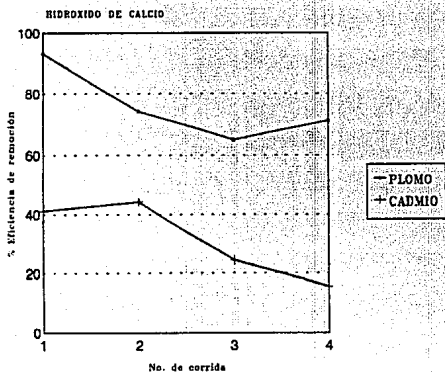
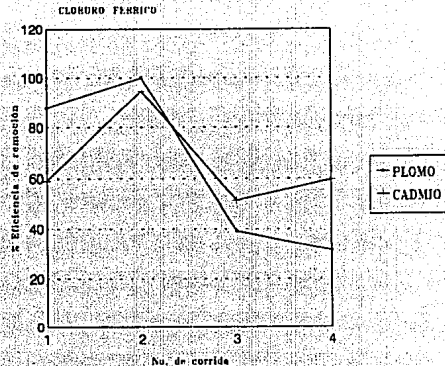
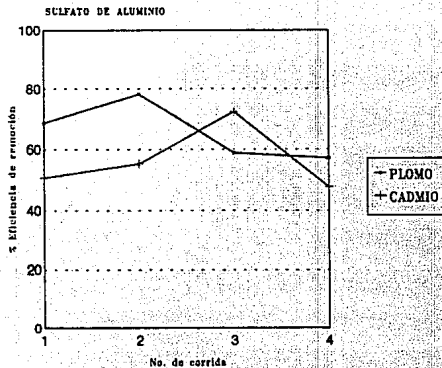


FIG. 4.7 % Eficiencia de remoción de metales pesados para cada regulante

4.6 Duración de la corrida

Mediante este parámetro se puede establecer el rendimiento del sistema de filtración, en términos del volumen de agua tratada.

La mayor duración de corrida, 50 min, se obtuvo con el sulfato de aluminio.

Considerando los factores de escala de gasto y tiempo, se estima que el volumen filtrado en el prototipo utilizando este reactivo sería de 825m^3 , por corrida de filtración. Con un procedimiento análogo se calcula que, con el testigo, se filtraría un volumen de 627m^3 y en el caso del Rox, de 280m^3 , que significa el menor rendimiento.

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1 CONCLUSIONES

Al parecer, la floculación es una propiedad inherente del efluente del sistema AAA, lo que permite a la filtración, sin adición de coagulantes, obtener resultados que incluso superan a los que se obtienen con el empleo de coagulantes. Por ejemplo, en la remoción de turbiedad muestra mejores eficiencias que el sulfato de aluminio, cloruro férrico e hidróxido de calcio. En la remoción de metales pesados (plomo y cadmio), en el caso del plomo, supera los resultados obtenidos con el Rox e hidróxido de calcio. En cuanto al rendimiento en términos del volumen de agua tratada, es mejor que el cloruro férrico y el Rox.

En todas las pruebas realizadas, incluyendo al testigo, se encontró que, mediante el proceso de filtración directa, se remueven con elevadas eficiencias (99.5 al 99.8%), los organismos coliformes, obteniéndose en el efluente un número ≤ 300 coliformes totales en 100 mL. Este efecto de desinfección no puede ser solo atribuible a los reactivos para ajuste de pH o coagulantes, ya que estos no se adicionan en el testigo. Por ello se concluye que esta es una propiedad inherente a las características del sistema.

El empleo de materiales transparentes en la construcción de los tanques de mezclado y tubería de conducción, permite la incidencia directa de la radiación solar. Esta podría ser probablemente la causa del efecto de desinfección observado, pero habría que corroborarlo adecuado.

El efluente de todos los tratamientos, incluyendo al testigo, presenta menos de 5 unidades de color en escala Pt-Co.

La concentración de cadmio en el efluente de todos los tratamientos y la de ortofosfatos en el efluente del testigo exceden los límites máximos permisibles para todos los usos y aprovechamientos del agua, establecidos en los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (CECA), publicados en el Diario Oficial de la Federación el 13 de diciembre de 1989.

La concentración de plomo en el efluente de todos los tratamientos se encuentra por debajo de los límites máximos permisibles para todos los usos y aprovechamientos del agua de acuerdo con CECA.

5.2 RECOMENDACIONES

Es deseable que se mejore el proceso de síntesis de los polímeros zwitteriónicos, incrementándose su capacidad de producción y su control de calidad.

Resulta de interés precisar las causas del efecto de desinfección observado, ya que de acuerdo con los resultados obtenidos, se puede prescindir de un proceso de desinfección.

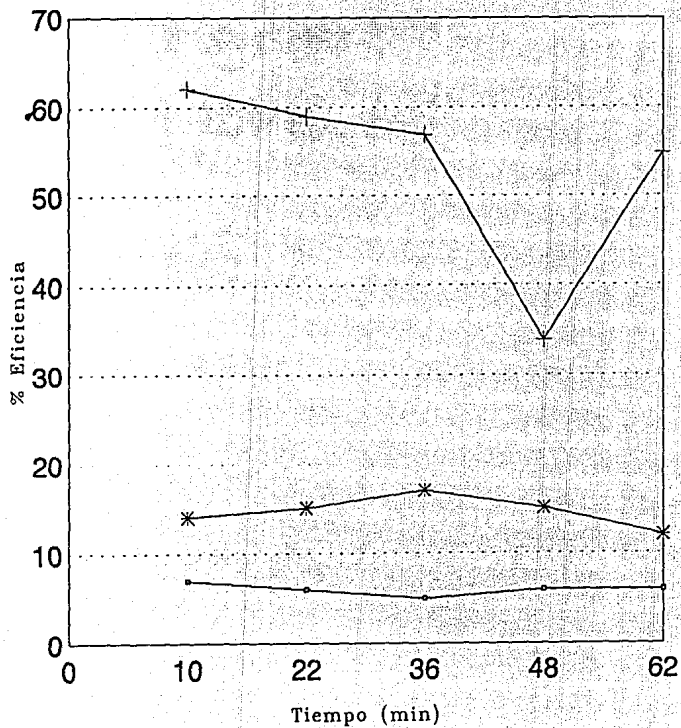
Se recomienda analizar con profundidad la capacidad de remoción de metales en el sistema AAA.

Se sugiere profundizar en el estudio de la aplicación del proceso de filtración, incorporando como parámetros de evaluación compuestos tóxicos (hidrocarburos, éteres, fenoles y plaguicidas), que permitan ser más concluyentes en cuanto al nivel de calidad del agua que se obtienen con el tren de tratamiento y sus posibles aplicaciones.

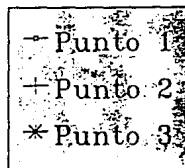
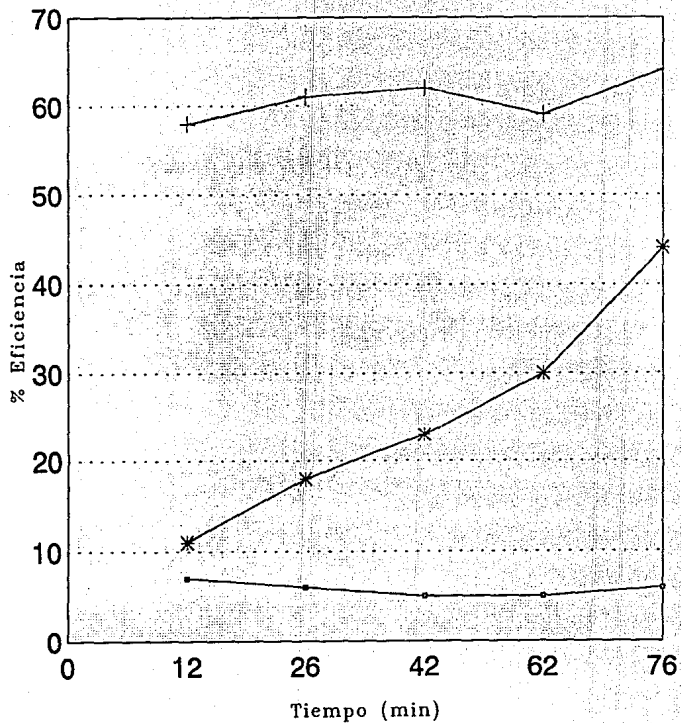
A N E X O I

RESULTADO DE POLIMEROS

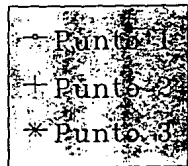
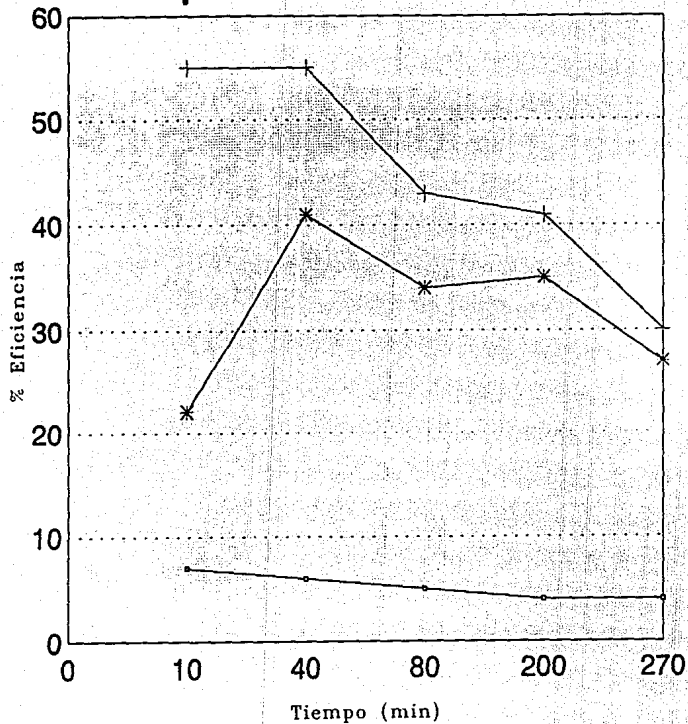
UNIDADES DE TURBIEDAD vs TIEMPO

Polímero α 

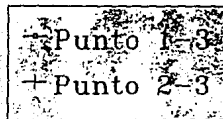
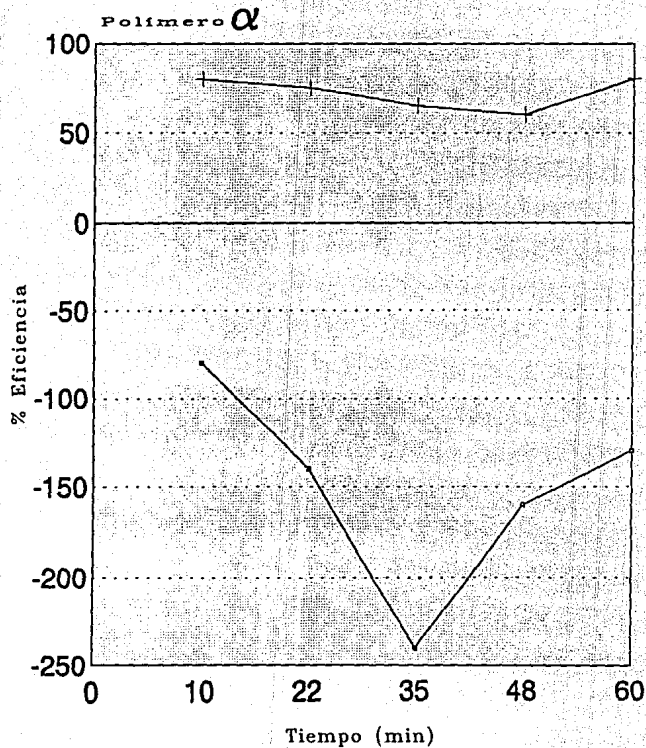
UNIDADES DE TURBIEDAD vs TIEMPO

Polímero β 

UNIDADES DE TURBIEDAD vs TIEMPO

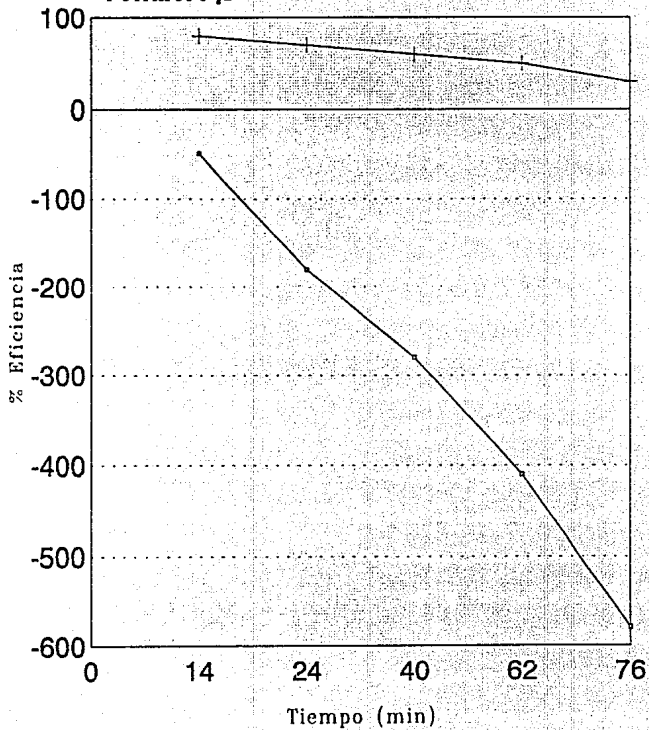
Polímero γ 

% EFICIENCIA DE TURBIEDAD vs TIEMPO



% EFICIENCIA DE TURBIEDAD vs TIEMPO

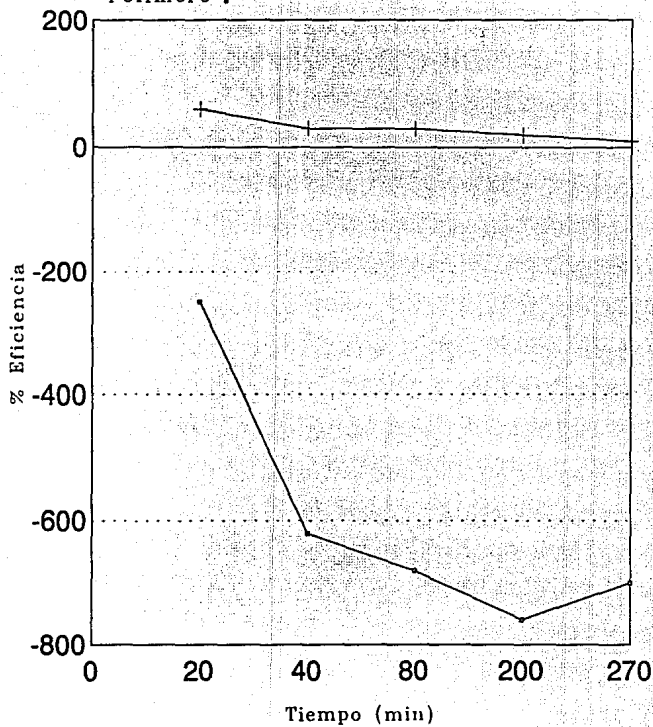
Polimero β



—•— Punto 1=3
—+— Punto 2=3

% EFICIENCIA DE TURBIEDAD vs TIEMPO

Polimero γ



○ Punto 1-3
+ Punto 2-3

A N E X O H

**RESULTADO DE METALES PESADOS
PLOMO Y CADMIO**

Sulfato de Aluminio. Metal PLOMO. Conc. en mg/l.

Fecha: 6-04-92

Tiempo	Corrida 1	
	Punto	
	1	3
0	0.10	0.02
8	0.06	0.02
18	0.06	0.02
31	0.07	0.03
38	0.06	0.02
TOTAL	0.35	0.11
PROM.	0.07	0.022
σx	0.015	0.004

$\bar{\eta x} = 68.5 \%$

Fecha: 7-04-92

Tiempo	Corrida 2	
	Punto	
	1	3
0	0.08	0.01
6	0.12	0.01
25	0.11	0.04
31	0.12	0.02
47	0.21	0.06
TOTAL	0.64	0.14
PROM.	0.128	0.028
σx	0.043	0.019

$\bar{\eta x} = 78.1 \%$

Fecha: 11-04-92

Tiempo	Corrida 3	
	Punto	
	1	3
0	0.08	0.04
4	----	----
18	0.03	0.01
35	0.04	0.01
49	0.02	0.01
TOTAL	0.17	0.07
PROM.	0.034	0.014
σx	0.026	0.013

$\bar{\eta x} = 58.8 \%$

Fecha: 11-04-92

Tiempo	Corrida 4	
	Punto	
	1	3
0	0.02	0.01
5	----	----
15	0.01	----
27	0.02	0.01
32	0.02	0.01
TOTAL	0.07	0.03
PROM.	0.014	0.006
σx	0.008	0.004

$\bar{\eta x} = 57.1 \%$

Cloruro Férrico. Metal PLOMO. Conc. en mg/l.

Fecha: 6-04-92

Tiempo	Corrida 1	
	Punto	
	1	3
0	0.22	----
8	0.12	0.06
12	0.07	0.01
15	0.20	----
17	0.29	0.04
TOTAL	0.90	0.11
PROM.	0.18	0.022
σ_x	0.077	0.024

$\eta_x = 87.7 \%$

Fecha: 7-04-92

Tiempo	Corrida 2	
	Punto	
	1	3
0	0.01	----
4	0.12	----
12	0.11	----
14	0.11	----
16	----	----
TOTAL	0.35	0.00
PROM.	0.07	0.00
σ_x	0.053	----

$\eta_x = 100.0 \%$

Fecha: 13-04-92

Tiempo	Corrida 3	
	Punto	
	1	3
0	0.05	0.04
12	0.04	0.02
17	0.04	0.02
24	0.06	0.04
32	0.04	0.02
TOTAL	0.23	0.14
PROM.	0.046	0.028
σ_x	0.008	0.009

$\eta_x = 39.1 \%$

Fecha: 13-04-92

Tiempo	Corrida 4	
	Punto	
	1	3
0	0.04	0.03
3	0.04	0.03
15	0.03	0.02
19	0.02	0.01
23	0.03	0.02
TOTAL	0.16	0.11
PROM.	0.032	0.022
σ_x	0.007	0.007

$\eta_x = 31.2 \%$

Hidróxido de Calcio. Metal PLOMO. Conc. en mg/l.

Fecha: 8-04-92

Tiempo	Corrida 1	
	Punto	
	1	3
0	0.08	----
7	0.12	----
19	0.15	0.03
31	0.46	0.01
36	0.32	0.04
TOTAL	1.13	0.08
PROM.	0.226	0.016
σx	0.142	0.016

$$\bar{\eta x} = 92.9 \%$$

Fecha: 14-04-92

Tiempo	Corrida 3	
	Punto	
	1	3
0	0.19	0.10
10	0.05	0.03
17	0.13	0.04
23	0.08	0.03
32	0.18	0.02
TOTAL	0.63	0.22
PROM.	0.126	0.044
σx	0.054	0.028

$$\bar{\eta x} = 65.0 \%$$

Fecha: 8-04-92

Tiempo	Corrida 2	
	Punto	
	1	3
0	0.12	0.03
3	0.10	0.03
19	0.09	0.03
34	0.16	0.03
40	0.03	0.01
TOTAL	0.50	0.13
PROM.	0.10	0.026
σx	0.042	0.008

$$\bar{\eta x} = 74.0 \%$$

Fecha: 14-04-92

Tiempo	Corrida 4	
	Punto	
	1	3
0	0.20	0.02
8	0.13	0.03
16	0.12	0.05
21	0.13	0.07
25	0.18	0.05
TOTAL	0.76	0.22
PROM.	0.152	0.044
σx	0.031	0.017

$$\bar{\eta x} = 71.0 \%$$

Testigo. Metal PLOMO. Conc. en mg/l.

Fecha: 8-04-92

Tiempo	Corrida 1	
	Punto	
	1	3
0	0.13	0.02
9	0.15	0.02
18	0.17	0.02
22	0.17	0.13
26	0.17	0.02
TOTAL	0.79	0.21
PROM.	0.158	0.042
σ_x	0.016	0.044

$$\bar{\eta}_x = 73.4 \%$$

Fecha: 8-04-92

Tiempo	Corrida 2	
	Punto	
	1	3
0	0.11	0.02
11	0.20	0.02
22	0.15	----
29	0.18	----
39	0.14	0.05
TOTAL	0.78	0.09
PROM.	0.156	0.018
σ_x	0.031	0.018

$$\bar{\eta}_x = 88.4 \%$$

Fecha: 20-04-92

Tiempo	Corrida 3	
	Punto	
	1	3
0	0.05	----
6	0.07	0.02
14	0.12	----
25	0.04	0.01
35	0.14	0.04
TOTAL	0.42	0.07
PROM.	0.084	0.014
σ_x	0.039	0.014

$$\bar{\eta}_x = 83.3 \%$$

Fecha: 20-04-92

Tiempo	Corrida 4	
	Punto	
	1	3
0	0.10	----
10	0.26	0.01
17	0.07	----
22	0.13	----
28	0.09	----
TOTAL	0.65	0.01
PROM.	0.13	0.002
σ_x	0.067	0.004

$$\bar{\eta}_x = 98.4 \%$$

Polimero ROX. Metal PLOMO. Conc. en mg/l.

Fecha: 21-04-92

Tiempo	Corrida 1	
	Punto	
	1	3
0	0.01	----
8	----	----
12	0.02	----
15	0.12	----
17	0.02	----
TOTAL	0.17	----
PROM.	0.034	----
σ_x	0.043	----

$\eta_x = 100.0 \%$

Fecha: 21-04-92

Tiempo	Corrida 2	
	Punto	
	1	3
0	0.07	----
7	0.04	----
11	0.09	----
14	0.13	----
17	0.09	----
TOTAL	0.42	----
PROM.	0.084	----
σ_x	0.029	----

$\eta_x = 100.0 \%$

Polimero ROX. Metal CADMIO. Conc. mg/l.

Fecha: 21-04-92

Tiempo	Corrida 3	
	Punto	
	1	3
0	0.126	0.088
8	0.121	0.089
12	0.624	0.191
15	0.369	0.268
17	0.312	0.097
TOTAL	1.552	0.733
PROM.	0.310	0.146
σ_x	0.185	0.072

$\eta_x = 52.9 \%$

Fecha: 21-04-92

Tiempo	Corrida 4	
	Punto	
	1	3
0	0.158	0.094
7	0.223	0.100
11	0.165	0.111
14	0.249	0.160
17	0.302	0.126
TOTAL	1.097	0.591
PROM.	0.219	0.118
σ_x	0.053	0.023

$\eta_x = 46.1 \%$

Sulfato de Aluminio. Metal CADMIO. Conc. en mg/l.

Fecha: 6-04-92

Tiempo	Corrida 1	
	Punto	
	1	3
0	0.155	0.062
8	0.154	0.071
18	0.145	0.075
31	0.150	0.077
38	0.146	0.089
TOTAL	0.750	0.374
PROM.	0.150	0.074
σ_x	0.004	0.008

$\bar{\eta}_x = 50.6 \%$

Fecha: 7-04-92

Tiempo	Corrida 2	
	Punto	
	1	3
0	0.160	0.097
6	0.202	0.060
25	0.195	0.105
31	0.187	0.075
47	0.253	0.092
TOTAL	0.997	0.449
PROM.	0.199	0.089
σ_x	0.030	0.010

$\bar{\eta}_x = 55.2 \%$

Fecha: 11-04-92

Tiempo	Corrida 3	
	Punto	
	1	3
0	0.196	0.040
4	0.045	0.041
18	0.164	0.043
35	0.207	0.052
49	0.220	0.055
TOTAL	0.832	0.231
PROM.	0.166	0.046
σ_x	0.063	0.006

$\bar{\eta}_x = 72.2 \%$

Fecha: 11-04-92

Tiempo	Corrida 4	
	Punto	
	1	3
0	0.840	0.420
5	0.046	0.039
15	0.100	0.050
27	0.095	0.048
32	0.084	0.057
TOTAL	1.165	0.614
PROM.	0.233	0.122
σ_x	0.304	0.148

$\bar{\eta}_x = 47.6 \%$

Cloruro Férrico. Metal CADMIO. Conc. en mg/l.

Fecha: 6-04-92

Tiempo	Corrida 1	
	Punto	
	1	3
0	0.280	0.085
8	0.185	0.118
12	0.126	0.065
15	0.226	0.068
17	0.321	0.117
TOTAL	1.138	0.453
PROM.	0.220	0.090
σx	0.074	0.023

$$\bar{\eta}_x = 59.0 \text{ ‰}$$

Fecha: 7-04-92

Tiempo	Corrida 2	
	Punto	
	1	3
0	0.028	0.017
4	0.128	0.008
12	0.129	----
14	0.135	----
16	0.047	----
TOTAL	0.467	0.025
PROM.	0.093	0.005
σx	0.046	0.006

$$\bar{\eta}_x = 94.6 \text{ ‰}$$

Fecha: 13-04-92

Tiempo	Corrida 3	
	Punto	
	1	3
0	0.185	0.076
12	0.090	0.041
17	0.098	0.051
24	0.116	0.030
32	0.088	0.085
TOTAL	0.577	0.283
PROM.	0.115	0.056
σx	0.036	0.020

$$\bar{\eta}_x = 51.3 \text{ ‰}$$

Fecha: 13-04-92

Tiempo	Corrida 4	
	Punto	
	1	3
0	0.164	0.013
3	0.079	0.075
15	0.086	0.014
19	0.070	0.056
23	0.072	0.036
TOTAL	0.471	0.194
PROM.	0.094	0.038
σx	0.035	0.024

$$\bar{\eta}_x = 59.5 \text{ ‰}$$

Hidróxido de Calcio. Metal CADMIO. Conc. en mg/l.

Fecha: 8-04-92

Tiempo	Corrida 1	
	Punto	
	1	3
0	0.058	0.046
7	0.046	0.029
19	0.035	0.026
31	0.025	-----
36	0.007	-----
TOTAL	0.171	0.101
PROM.	0.034	0.020
σx	0.017	0.017

$$\bar{\eta x} = 41.1 \%$$

Fecha: 8-04-92

Tiempo	Corrida 2	
	Punto	
	1	3
0	0.071	0.003
3	0.081	0.060
19	0.056	0.053
34	0.055	0.052
40	0.033	-----
TOTAL	0.296	0.168
PROM.	0.059	0.033
σx	0.016	0.026

$$\bar{\eta x} = 44.0 \%$$

Fecha: 14-04-92

Tiempo	Corrida 3	
	Punto	
	1	3
0	0.292	0.257
10	0.077	0.018
17	0.282	0.187
23	0.291	0.226
32	0.290	0.245
TOTAL	1.232	0.933
PROM.	0.246	0.186
σx	0.084	0.087

$$\bar{\eta x} = 24.3 \%$$

Fecha: 14-04-92

Tiempo	Corrida 4	
	Punto	
	1	3
0	0.299	0.265
8	0.277	0.233
16	0.291	0.282
21	0.270	0.260
25	0.433	0.281
TOTAL	1.570	1.321
PROM.	0.314	0.264
σx	0.060	0.017

$$\bar{\eta x} = 15.9 \%$$

Testigo. Metal CADMIO. Conc. en mg/l.

Fecha: 8-04-92

Tiempo	Corrida 1	
	Punto	
	1	3
0	0.064	0.011
9	0.071	0.005
18	0.071	----
22	0.043	----
26	0.055	----
TOTAL	0.304	0.016
PROM.	0.060	0.003
σ_x	0.010	0.004

$\bar{\eta}_x = 95.0 \%$

Fecha: 8-04-92

Tiempo	Corrida 2	
	Punto	
	1	3
0	0.022	----
11	0.052	0.019
22	0.020	----
29	0.011	----
39	0.025	0.015
TOTAL	0.130	0.034
PROM.	0.026	0.006
σ_x	0.013	0.008

$\bar{\eta}_x = 76.9 \%$

Fecha: 20-04-92

Tiempo	Corrida 3	
	Punto	
	1	3
0	0.273	0.092
6	0.277	0.157
14	0.364	0.158
25	0.224	0.054
35	0.140	0.040
TOTAL	1.278	0.501
PROM.	0.255	0.100
σ_x	0.073	0.049

$\bar{\eta}_x = 60.7 \%$

Fecha: 20-04-92

Tiempo	Corrida 4	
	Punto	
	1	3
0	0.034	0.033
10	0.038	0.035
17	0.052	0.040
22	0.147	0.047
28	0.239	0.148
TOTAL	0.403	0.403
PROM.	0.102	0.060
σ_x	0.080	0.043

$\bar{\eta}_x = 41.1 \%$

6. BIBLIOGRAFIA

Acosta, E. (1981). Manual de laboratorio de operaciones unitarias. DEPLI U.N.A.M. México, D.F.

Adin A., Baumann, R. y Cleasby, J. L. (1979). The application of theory to pilot-plant design. Journal AWWA-Water technology/quality. January.

Amirtharajah, A. (1978). Optimum backwashing of sand filters. J. Environ. Eng. Div. ASCE, Vol. 104.

AWWA. (1989). Standard methods for the examination of water and wastewater. American Water Work Association, 16th. ed. U.S.A.

Beaty, R. D. (1979). Conceptos, instrumentación y técnicas de espectrofotometría por absorción atómica, Perkin Elmer.

CNA. 1989. Inventario nacional de plantas de tratamiento. Informe interno. México, D.F.

Cortinas-de-Nava, C. (1992). Regulación y Gestión de Productos Químicos en México, enmarcados en el contexto Internacional. Serie Monografías No. 1. SEDESOL. México, D.F.

Fair, G. y Hatch. (1979). Purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales. Vol. II. Ed. Limusa. México.

Galvão, L. y Corey, G. (1987). Cadmio. Serie Vigilancia 4, ECO/OPS/OMS. Metepec, México.

Jiménez, B. (1991). Tratamiento no convencional para la remoción de contaminantes tóxicos prioritarios presentes en las aguas residuales. Instituto de Ingeniería, UNAM. Informe técnico elaborado para SEDUE. México.

Morgan, J.M. (1992). Eliminación del carbono orgánico y del nitrógeno de un efluente anaerobio utilizando un sistema de nitrificación y desnitrificación biológica con recirculación. Tesis de Licenciatura. Facultad de Química, U.N.A.M. México, D.F.

Rudd, T. (1987). Heavy metals in wastewater and sludge treatment processes. Vol. 1 Sources, analysis and legislation. CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida, U.S.A.

Sánchez, J.L. y Carmona, R. (1990). Apuntes de mecánica de fluidos. Informe interno del Instituto de Ingeniería, U.N.A.M. México, D.F.

Shuckrow, A.J., Pajak, A.P. y Tuohill, C.J. (1982). Hazardous waste leachate management manual". Noyes Data Corporation, USA.

Tchobanoglous, G. y Schoeder, E. (1987). Water Quality. Addison-Wesley, U.S.A.

Underwood, E. J. (1979). Environmental sources of heavy metals an their toxicity to man and animals. Prog. Water Technol., 11 (33).

Walter, J. y Weber, J. (1979). Control de la calidad del agua. Procesos Físicoquímicos. Ed. Reverté, S. A. México.

Weber, W. J. (1972). Physicochemical process for water quality control. Wiley-Interscience. New York, U.S.A.

Willard, H. (1978). Métodos Instrumentales de Análisis. CECSA, México.