

50521
40



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
ZARAGOZA

LA INFLUENCIA DE DIFERENTES TIPOS DE
COAGULANTES, FLOCULANTES Y
GRADIENTES EMPLEADOS EN UN
TRATAMIENTO PRIMARIO AVANZADO.

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
INGENIERO QUÍMICO
P R E S E N T A

JUAN PABLO MAGAÑA ALCÁNTAR

DIRECTORA DE TESIS :

M. EN I. ALMA CHÁVEZ MEJÍA



MÉXICO D.F.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

2003



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

PAGINACIÓN DISCONTINUA

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



**FACULTAD DE ESTUDIOS
SUPERIORES ZARAGOZA**

**JEFATURA DE LA CARRERA
DE INGENIERIA QUIMICA**

OFICIO: FESZ/JCIQ/059/02

ASUNTO: Asignación de Jurado

ALUMNO: MAGAÑA ALCANTAR JUAN PABLO
P r e s e n t e.

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

Presidente:	I.Q. Gonzalo Rafael Coello García
Vocal:	M. en I. Alma Chávez Mejía
Secretario:	I.Q. Arturo E. Méndez Gutiérrez
Suplente:	I.Q. José Mariano Ramos Olmos
Suplente:	I.Q. Ana Lilia Maldonado Arellano

Sin más por el momento, reciba un cordial saludo.

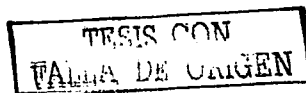
A t e n t a m e n t e

“POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU”

México, D. F., 16 de Julio del 2002

EL JEFE DE LA CARRERA

I.Q. ARTURO E. MENDEZ GUTIERREZ



DEDICATORIA

A DIOS y mi patrona la VIRGEN DEL REFUGIO
por haberme bendecido con una hermosa familia
y por cuidarme en esta grande ciudad.

A mi Mamá y a mi Papá por todo su cariño y amor
y que gracias ellos pude tener una educación en
esta grandiosa universidad.

A mi Mamá María (†) y a mi Papá David,
que con sus bendiciones he podido salir adelante.

A mis hermanas: Marlíz, Glo y Lety por su apoyo
y comprensión, pero sobre todo por quererme tanto.

A mi nenita hermosa "Naomi" por que
desde que estas aquí has hecho más feliz mi vida.

A Karla, que a pesar de la distancia has
estado conmigo y me has apoyado mucho.

"GRACIAS"

*Por ser quien eres cada mañana sonríe mi alma agradecida. Por ser quien eres siento
consuelo de la calma en las tormentas de la vida. Por ser quien eres hallo más flores en mi
senda y cada vez menos espinas. Por ser quien eres la soledad antes inmensa
se encuentra ya desvanecida.*

k.m.c.d.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

AGRADECIMIENTOS

**A la Universidad Nacional Autónoma de México,
a la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza y
a todos mis profesores por la formación académica
que me dieron.**

**Gracias a todos mis sinodales por
sus sugerencias y comentarios
en la revisión de este trabajo.**

**A mi directora de tesis: Alma
por todas las cosas que aprendí durante
el tiempo que trabajé con ella y sobre todo
por dedicarme parte de su valioso tiempo en
la realización de este trabajo.**

**Gracias a las familias Moreno Alcántar, Fraga Alcántar,
Chavéz Alcántar, Guijosa Alcántar, Villegas Alcántar,
Chavéz Magaña, a Chucha, Luis, a todos ustedes
Tíos y primos que me apoyaron con sus consejos
durante la estancia en la universidad.**

**Al Instituto de Ingeniería de la UNAM,
especialmente al Grupo de Tratamiento y Reúso que
dirige la Dra. Jiménez: Ernesto, Toño González,
Toño Martínez, Abelardo, Juan Manuel,
Ana Laura, Fernanda, Rosa, Vanessa, Cathy, Tony,
Ariadna, Jessica, Gaby, Germán, Aurora, Ana Cecilia, Mauricio,
Iván, Ricardo, Norma, Miguel y a Toño Tinajero ya que este
trabajo también es tuyo.**

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

AGRADECIMIENTOS

**A todos mis compañeros de la escuela:
Jennifer, Rodolfo, Adriana, Elisa, Manolo, Roberto,
Mónica, Violeta, al Ing. Eduardo y Nemecio.**

**A todo el equipo de béisbol de la UNAM especialmente
a mi gran amigo Cristóbal.**

**A todos mis grandes amigos quienes me han apoyado
mucho: David, Suhgey, Marlene (†), Moisés, Chencho,
Carlos, J. Carlos, Adán, Alfredo, Paty, Nancy, Manuel,
Pedro, Edgar y Bruno.**

**Y por último a mis grandes amigos "Culichis":
A mi compa José, Lucia y Valeria, quienes me han
ofrecido una hermosa amistad.**

**A todos ustedes familiares, compañeros y amigos "Muchas
gracias".**

"Esto no se acaba, hasta que se acaba"

Reggie Jackson (1946-?)

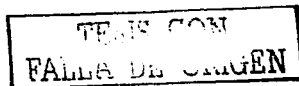
**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

I. CONTENIDO

	Página
II NOMENCLATURA	iv
III LISTA DE TABLAS	v
IV LISTA DE FIGURAS	vii
V RESUMEN	x
VI INTRODUCCIÓN	xii
1 OBJETIVOS	1
1.1 Objetivo General	1
1.2 Objetivos Específicos	1
2 ANTECEDENTES	2
2.1 Calidad del agua	2
2.1.1 <i>Aguas residuales</i>	3
2.1.2 <i>Reúso agrícola en México</i>	7
2.2 Parámetros indicadores de contaminación	9
2.2.1 <i>Parámetros fisicoquímicos</i>	9
2.2.2 <i>Parámetros microbiológicos</i>	18
2.3 Tratamiento de aguas residuales	25
2.3.1 <i>Tratamientos biológicos</i>	26
2.3.2 <i>Tratamientos fisicoquímicos</i>	29
2.4 Factores que afectan el desempeño del proceso de TPA	39
2.4.1 <i>Coagulación</i>	40
2.4.2 <i>Floculación</i>	44
2.4.3 <i>Coagulantes y floculantes empleados en el tratamiento del agua residual</i>	45

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Contenido		Página
2.5	Sistemas coloidales	49
2.5.1	<i>Suspensiones coloidales</i>	51
2.5.2	<i>Forma de los coloides</i>	52
2.5.3	<i>La interacción de los coloides</i>	53
3	METODOLOGÍA EXPERIMENTAL	54
3.1	Diseño experimental	54
3.2	Muestreo del afluente	54
3.3	Primera Etapa: Determinación del efecto del coagulante sulfato de aluminio y PAC's (basicidad media, media-alta y alta)	56
3.4	Segunda Etapa: Determinación de la carga y dosis de polímero	58
3.5	Tercera Etapa: Evaluación del efecto del gradiente y tiempo de contacto durante la etapa de coagulación	60
3.6	Cuarta Etapa: Evaluación del efecto del gradiente y tiempo de contacto durante la etapa de floculación	63
3.7	Prueba de tratamiento (prueba de jarras)	63
3.8	Métodos y técnicas de análisis	66
3.9	Determinación de la distribución de tamaño de partículas	68
4	RESULTADOS Y ANÁLISIS	70
4.1	Primera Etapa: Determinación del efecto del coagulante sulfato de aluminio y PAC's (basicidad media, media-alta y alta)	70
4.2	Segunda Etapa: Determinación de la carga y dosis de polímero	79



 TESIS CON
 FALLA DE ORIGEN

Contenido

		Página
4.3	Tercera Etapa: Evaluación del efecto del gradiente y tiempo de contacto durante la etapa de coagulación	89
4.4	Cuarta Etapa: Evaluación del efecto del gradiente y tiempo de contacto durante la etapa de floculación	97
5	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIÓN	106
6	REFERENCIAS	111
	ANEXOS	118

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

II. NOMENCLATURA	
Al ₂ (SO ₄) ₃	Sulfato de aluminio
AR	Agua residual
CE	Conductividad eléctrica
CF	Coliformes fecales
CU	Cobre
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno
DTP	Distribución del tamaño de partículas
Ms/cm	Milisiems por centímetro
DQO	Demanda química de oxígeno
ha	Hectáreas
HH	Huevos de helminto
HH/L	Huevos de helminto por litro
ISOTON	Solución salina
Kg/ha	Kilogramo por hectárea
m ³ /d	Metros cúbicos por día
m ³ /s	Metros cúbicos por segundo
mg/L	Miligramos por litro
min	Minuto
µm	Micras
µol Al/L	Micro mol de aluminio por litro
N	Nitrógeno
NMP	Número más probable
P	Fósforo
Pb	Plomo
PAC 's	Policloruros de aluminio
PAX XL-13	Policloruro de aluminio de basicidad media-alta
PAX XL-19	Policloruro de aluminio de basicidad alta
PAX XL-60	Policloruro de aluminio de basicidad media
P-PO ₄ ⁻³	Ortofosfato
rpm	Revoluciones por minuto
s	Segundo
s ⁻¹	Gradiente, 1/segundo
SSA	Secretaría de Salud
SST	Sólidos suspendidos totales
STT	Sólidos totales totales
TPA	Tratamiento primario avanzado
UNT	Unidades nefelométricas de turbiedad
USEPA	United States Environmental Protection Agency
UV	Ultra violeta
Zn	Zinc

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

III. LISTA DE TABLAS

	Página
Tabla 2.1	5
Tabla 2.2	6
Tabla 2.3	7
Tabla 2.4	20
Tabla 2.5	23
Tabla 2.6	25
Tabla 2.7	26
Tabla 2.8	28
Tabla 2.9	37
Tabla 2.10	38
Tabla 2.11	46
Tabla 2.12	49
Tabla 3.1	57
Tabla 3.2	58
Tabla 3.3	59
Tabla 3.4	60
Tabla 3.5	60

Lista de Tablas

	Página	
Tabla 3.6	Diseño aleatorio por bloques completos, cuarta etapa	63
Tabla 3.7	Métodos y técnicas para la determinación de parámetros de evaluación	67
Tabla 4.1	Porcentajes en remoción del contenido de nutrientes y STT	73
Tabla 4.2	Calidad del agua en el AR y efluente tratado con un coagulante de basicidad media-alta (PAX XL-13) con 100 $\mu\text{mol Al/L}$	78
Tabla 4.3	Porcentaje en remoción de nutrientes y STT	84
Tabla 4.4	Calidad del agua en el AR y efluente tratado con un coagulante de basicidad media-alta con 100 $\mu\text{mol Al/L}$ y un polímero aniónico con 1 mg/L	89
Tabla 4.5	Porcentajes en remoción del contenido de nutrientes y STT	92
Tabla 4.6	Calidad del agua en el AR y efluente tratado con un gradiente de velocidad de 463 s^{-1} y un tiempo de contacto de 60 s	96
Tabla 4.7	Porcentajes en remoción del contenido de STT y nutrientes	100
Tabla 4.8	Calidad del agua en el AR y efluente tratado con un gradiente de velocidad de 44 s^{-1} y un tiempo de contacto de 10 min	105
Tabla 5.1	Calificación de los coagulantes empleados durante la primera etapa	107
Tabla 5.2	Calificación del polímero catiónico (1%) y aniónico (1 mg/L) empleados en la segunda etapa, con un coagulante de basicidad media-alta y una dosis de 100 $\mu\text{mol Al/L}$	108
Tabla 5.3	Calificación de los diferentes gradientes y tiempos de contacto empleados durante la tercera etapa	109
Tabla 5.4	Calificación de los diferentes gradientes y tiempos de contactos empleados durante la cuarta etapa	109

III. LISTA DE FIGURAS

		Página
Figura 2.1	Como se presenta la materia orgánica en el agua	10
Figura 2.2	Intervalo de tamaños de los contaminantes orgánicos presentes en el agua residual	17
Figura 2.3	Géneros comúnmente encontrados en el agua cruda de la ciudad de México	21
Figura 2.4	Diagrama de flujo de las diversas formas de tratamiento primario	32
Figura 2.5	Secuencia ideal para una mejor coagulación	41
Figura 2.6	Clasificación de los sistemas coloidales	50
Figura 2.7	Forma de los coloides en el agua residual	52
Figura 2.8	Fuerza de repulsión y atracción entre partículas	53
Figura 3.1	Emisor Central (El Salto, Tepejí del Río, Hgo.)	55
Figura 3.2	Curva de calibración de la velocidad del gradiente	62
Figura 3.3	Equipo de prueba de jarras	64
Figura 3.4	Envases de muestreo para análisis de DTP, fisicoquímicos y microbiológicos	65
Figura 3.5	Envases de muestreo para análisis de huevos de helmintos	66
Figura 3.6	Equipo para el análisis de tamaño de partículas	68
Figura 4.1	Porcentaje en remoción de SST con diferentes dosis de coagulante	71
Figura 4.2	Porcentaje en remoción de turbiedad con diferentes dosis de coagulante	72
Figura 4.3	Correlación entre turbiedad y SST	72
Figura 4.4	Remoción en log de coliformes fecales con diferentes dosis y coagulantes	74
Figura 4.5	Remoción en log de <i>Salmonella</i> ssp con diferentes dosis y coagulantes	76

Lista de Figuras

		Página
Figura 4.6	Porciento en remoción de partículas empleando un coagulante de basicidad media-alta a diferentes dosis	77
Figura 4.7	Porciento en remoción de SST y turbiedad con un coagulante de basicidad media-alta, 100 µmol Al/L con polímero y sin polímero	80
Figura 4.8	Porciento en remoción de SST a distintas dosis de coagulante y distintos polímeros con diferentes concentraciones	81
Figura 4.9	Porciento en remoción de turbiedad a distintas dosis de coagulante y distintos polímeros con diferentes concentraciones	83
Figura 4.10	Correlación de turbiedad y SST	83
Figura 4.11	Remoción en log de coliformes fecales a diferentes concentraciones de polímeros y diferentes dosis de coagulante	85
Figura 4.12	Remoción en log de <i>Salmonella ssp</i> a diferentes concentraciones de polímeros y diferentes dosis de coagulante	87
Figura 4.13	Porciento en remoción de partículas empleando diferentes cargas de polímeros con un coagulante de basicidad media-alta y 100 µmol Al/L	88
Figura 4.14	Porciento en remoción de SST a diferentes tiempos de contacto y diversos gradientes	90
Figura 4.15	Porciento en remoción de SST a diferentes gradientes y tiempos de contacto	91
Figura 4.16	Remoción en log de coliformes fecales a diferentes gradientes y diferentes tiempos de contacto	93
Figura 4.17	Remoción en log de <i>Salmonella ssp</i> a diferentes tiempos de contacto y diferentes gradientes	94
Figura 4.18	Porciento en remoción de partículas empleando diferentes gradientes a distintos tiempos de contacto	95

Lista de Figuras

		Página
Figura 4.19	Porcentaje en remoción de SST a diferentes tiempos de contacto y diversos gradientes	98
Figura 4.20	Porcentaje en remoción de turbiedad a diferentes gradientes y tiempos de contacto	99
Figura 4.21	Remoción de coliformes fecales a diferentes tiempos de contacto y diferentes gradientes	101
Figura 4.22	Remoción de <i>Salmonella</i> ssp a diferentes tiempos de contacto y diferentes gradientes	103
Figura 4.23	Porcentaje en remoción de partículas empleando diferentes gradientes a distintos tiempos de contacto	104

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

V. RESUMEN

En este estudio se simuló un Tratamiento Primario Avanzado en el agua residual proveniente de la ciudad de México (el Emisor Central) y que es destinada para el riego agrícola; por su origen y su contenido microbiológico el empleo de esta agua genera algunos problemas siendo el más importante el causante de enfermedades gastrointestinales. Para garantizar el desempeño del sistema, es necesario optimar cada uno de los factores que interactúan en el mismo, por este motivo el objetivo del trabajo fue evaluar las condiciones de operación que afectan el tratamiento como el tipo y dosis de coagulante, la dosis y la carga de polímero y el gradiente y tiempo aplicado tanto en la etapa de coagulación como en la de floculación, por lo cual el estudio se realizó en cuatro etapas.

En la primera etapa se utilizaron cuatro coagulantes: $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ y tres PAC's (policloruros de aluminio) con distintas basicidades (basicidad media, media-alta y alta) con tres dosis diferentes (100, 200 y 300 $\mu\text{mol Al/L}$), en donde se observó que si hubo efecto tanto en la basicidad de los distintos coagulantes como en la dosis empleada, resultando mejor el coagulante de basicidad media-alta (PAX XL-13) con una dosis de 100 $\mu\text{mol Al/L}$ ya que logró remover el 85 % de SST, 80 % de turbiedad, 98 % de CF, 94 % de *Salmonella spp.*, 91 % de partículas y 95 % de HH, mientras que para los nutrientes (N y P) se encontraron remociones menores al 50 %. Para la segunda etapa donde se evaluaron dos tipos de cargas de polímeros (catiónico y aniónico) a dos distintas dosis (1 y 2% para el primero y 1 y 2 mg/L para el segundo), hallándose diferencia en la carga de polímero aplicado, donde se determinó que el polímero aniónico con una dosis de 1 mg/L fue suficiente para obtener buenos porcentajes de remoción siendo estos del 96 % de SST, 89 % para la turbiedad, 97 % de CF, 97 % de *Salmonella spp.*, 95 % de partículas y 97 % de HH. En la tercera etapa se probó el efecto del gradiente y tiempo de contacto durante la etapa de coagulación, siendo los gradientes de

164, 300 y 463 s⁻¹ con los tiempos de contacto de 15, 30 y 60 s, en esta etapa se obtuvo como mejor gradiente el de 463 s⁻¹ con un tiempo de contacto de 15 s donde se encontraron remociones del 93 % para SST, 90 % de turbiedad, 95 % de CF, 99 % de *Salmonella* spp. y 97 % de partículas. Para la última etapa una vez determinadas todas las condiciones de operación se evaluó el efecto del gradiente y tiempo de contacto durante la etapa de floculación, teniendo al gradiente de 58 s⁻¹ con un tiempo de contacto de 5 min como las mejores condiciones de operación, teniendo remociones del 97 % de SST, 97 % de turbiedad, 93 % de CF, 98 % de *Salmonella* spp. y 97 % de partículas. Sin embargo, en todas las etapas no se logró cumplir con los límites permisibles de la norma NOM-001-ECOL/1996 en cuanto al parámetro de los coliformes fecales, por lo que es necesario implementar un proceso de desinfección posterior que permita cumplir con ella.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

VI INTRODUCCIÓN

El agua es el recurso natural más importante del mundo, ya que sin ella no podría existir la vida y las actividades productivas no funcionarían, además, tiene un papel importante e.. el desarrollo de las comunidades, ya que para establecerse es necesario un abastecimiento de agua seguro, tanto en calidad como en cantidad; factores limitantes que afectan al entorno social en todos los aspectos pero sobre todo en el uso.

En la antigüedad, la calidad del agua sólo se calificaba por su aspecto, sabor, olor y color (Jiménez, 2001), actualmente gracias a la ciencia y la tecnología se han creado técnicas y procesos capaces de identificar y remover contaminantes, reduciendo con esto las enfermedades de transmisión por agua como el cólera y la fiebre tifoidea; infecciones que ya no representan peligros para la salud como lo fue en décadas pasadas. Por este motivo, la protección de la salud ha sido el principal propósito del control de la contaminación del agua, ya que ésta se contamina cuando la descarga de residuos reduce su calidad o perturba el equilibrio ecológico natural. Los contaminantes que causan problemas comprenden organismos causantes de enfermedades (patógenos), materia orgánica, sólidos, nutrientes, sustancias tóxicas, calor, espuma y materiales radiactivos (Heinke & Henry 1996). En el caso del uso de agua residual sin tratamiento y destinado para el riego agrícola, este se favorece en diversos factores como el aumento de la producción de cultivos debido a la cantidad de materia orgánica y nutrientes, pero también causa algunos problemas como es la obstrucción de los sistemas de riego, contaminación de mantos freáticos, además de riesgos en la salud de productores expuestos directamente con el agua residual, así como los consumidores y animales expuestos a los cultivos. Tal es el caso del Valle del Mezquital donde los agricultores que están en contacto directo con el agua residual no tratada a través del riego, tienen una mayor posibilidad de infección por *Ascaris* debido a la alta concentración de CF que estas aguas

presentan ($10^6 - 10^8$ CF/100 mL y 90-135 huevos/L) (Cifuentes *et al.*, 1999). Por esto, es necesario utilizar procesos de tratamiento que permitan producir efluentes aptos de acuerdo con el objetivo de reúso, en nuestro caso, el reúso agrícola.

Los procesos para el tratamiento de aguas residuales se basan en la eliminación de los contaminantes hasta alcanzar los valores límites establecidos en las normas y estándares nacionales o internacionales. Para la separación de contaminantes existen tres clases principales de procesos de tratamiento: los físicos; que dependen esencialmente de las propiedades físicas de las impurezas como son el tamaño de partícula, viscosidad, etc., los biológicos; que utilizan reacciones bioquímicas para remover impurezas solubles o coloidales, principalmente sustancias orgánicas y los químicos; que dependen de las propiedades químicas de las impurezas, o de las propiedades químicas de los reactivos agregados.

El Tratamiento Primario Avanzado (TPA) el cual pertenece a los procesos fisicoquímicos, es un proceso en el cual se añaden reactivos químicos al agua para eliminar sólidos suspendidos, materia coloidal y orgánica que se evalúa como DQO_t (Jiménez B. y Chávez A., 1999, autores que también han determinado la viabilidad de su empleo en el tratamiento con fines de reúso agrícola); este sistema tiene que ver con tres aspectos principales; la desestabilización de los coloides (coagulación), la formación de flóculos (floculación) y la eliminación de estos de la suspensión (sedimentación).

Durante la coagulación se realiza la neutralización de las cargas mediante la adición de coagulantes que pueden ser sales de aluminio, hierro o algún policloruro de aluminio (PAC), mientras que en la floculación los coágulos se aglomeran mediante la atracción de las partículas con el aglutinamiento. El aglutinamiento de las partículas es un mecanismo que se desea realizar una vez que las cargas eléctricas hayan sido neutralizadas, y para esto se puede adicionar

algún tipo de floculante, como los polielectrólitos, que permiten que los flocúlos se aglomeren.

Una de las consideraciones más importantes que se deben tomar en cuenta en la coagulación/floculación es el gradiente y tiempo de mezclado y se realiza en dos etapas, en la primera se realiza un mezclado rápido para dispersar el coagulante y favorecer el contacto con el agua. En la segunda, se efectúa una mezcla lenta con la finalidad de promover la formación y el aumento de tamaño de los flocúlos (Jiménez, 2001) de estas dos etapas depende el éxito de remoción de las partículas en el sistema. Adicionalmente, el tipo y la dosis de coagulante que se aplica al sistema representan un costo considerable en operación. Hasta ahora en el 95 % de las plantas se utiliza el $Al_2(SO_4)_3$ como coagulante, sin embargo, se han desarrollado otros productos que permiten reducir la dosis aplicada de coagulante y que tampoco influyen en el deterioro de la calidad del agua producida, razón por la cual este estudio esta enfocado a determinar la influencia de los diferentes tipos de coagulantes, floculantes aplicados al sistema y el efecto del gradiente en el proceso de tratamiento primario avanzado, dado que este tipo de tratamiento cumple con lo necesario para obtener un efluente apto para riego agrícola.

El presente trabajo esta integrado por seis capítulos, en el primero se muestran los objetivos que se desearon alcanzar del estudio, en el segundo capítulo presenta los antecedentes del trabajo destacando el estado del arte de los procesos fisicoquímicos (TPA), su aplicación y la importancia del reúso. El tercer capítulo describe la metodología empleada durante la fase experimental, los resultados y su discusión son presentados en el capítulo cuarto, mientras que en el capítulo quinto se exponen las conclusiones y recomendaciones derivadas del estudio y como último capítulo se presentan las referencias examinadas para la realización de la tesis.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Adicionalmente se encuentran seis anexos, que contienen las especificaciones técnicas de los coagulantes empleados, así como los resultados en campo para cada una de las etapas en las que se desarrolló el estudio.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

OBJETIVOS

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

1. OBJETIVOS

1.1. Objetivo general

La influencia de diferentes tipos de coagulantes, floculantes y gradientes empleados en un Tratamiento Primario Avanzado.

1.2. Objetivos Específicos

Determinar el efecto del $Al_2(SO_4)_3$, PAX XL-60, 19 y 13 como coagulantes y la dosis de 100, 200 y 300 $\mu\text{mol/L}$ de Al en términos de remoción de parámetros fisicoquímicos a diversas condiciones de operación.

Evaluar el efecto de la carga de los polímeros y dosis de floculante aplicado al sistema.

Conocer el efecto de la mezcla rápida (164, 300 y 463 s^{-1}) y el tiempo de contacto (15, 30 y 60 s), en la etapa de coagulación.

Estudiar el efecto de la mezcla lenta (20, 44 y 58 s^{-1}) y tres tiempos de contacto (5, 10 y 15 min.), sobre la etapa de floculación.

Evaluar la calidad del agua residual tratada con base en las diversas condiciones del tratamiento aplicado en términos de remoción de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos.

Evaluar el proceso a través del comportamiento de la distribución del tamaño de las partículas.

ANTECEDENTES

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

2. ANTECEDENTES

2.1. Calidad del Agua

El término calidad del agua tiene diferentes significados porque se puede ver de diferentes perspectivas a partir del uso que se le quiera dar. Generalmente se hace referencia de las características o atributos del agua, buena o mala, relacionándolas para su aceptabilidad para ciertos propósitos (Lamb, 1985). Desde el punto de vista tecnológico, esas características usualmente son definidas en términos de parámetros físicos, químicos y biológicos.

Conesa y Fernández (1997), establecen la calidad del agua desde los siguientes puntos de vista:

- Utilización fuera del lugar donde se encuentra (agua potable, usos domésticos, urbanos e industriales, agrícolas y ganaderos)
- Utilización del curso o masa del agua (baño, pesca, navegación deportiva)
- Como medio acuático, que acoge especies animales y vegetales
- Como receptor de efluentes residuales de origen doméstico e industrial

Debido a la importancia que tiene el agua en la sociedad, si está contaminada, se convierte en un medio con gran potencial para transmitir una amplia variedad de enfermedades. La mayoría de los problemas de la calidad del agua son originados por las personas y las operaciones industriales, la contaminación del agua ha sido un asunto desde que las personas comenzaron a vivir en ciudades o en áreas con un alto índice de población. El primer signo de contaminación tomó forma en los problemas higiénicos, resultado de la contaminación de agua para beber en los países de Europa por el año de 1830 (Matsuo, 2000).

Las principales enfermedades transmitidas a través del agua son de origen intestinal. La materia fecal de huéspedes o portadores infectados puede introducirse de diversas maneras en un sistema de abastecimiento de agua o la más común que es la descarga de aguas

residuales. Los retretes de fosas ubicados cerca de un pozo o arroyo también pueden ser fuente de contaminación.

Algunos tipos de enfermedades comunes de transmisión por agua son la Salmonelosis (*Salmonella* ssp), Shigelosis (*shigella* ssp), Cólera (*vibrio cholerae*), hepatitis infecciosa (virus de la hepatitis A), amibiasis (*Entamoeba histolyca*), giardiasis (*Giardia lamblia*) y esquistosomiasis (*Schistosoma* ssp). En muchos lugares del mundo frecuentemente se producen epidemias de todas estas enfermedades. Por consiguiente, para vigilar la calidad del agua ésta se prueba en busca de organismos indicadores que están presentes cuando hay contaminación fecal (Tay *et al.*, 1991)

2.1.1. Aguas residuales

Las aguas residuales o aguas negras, son una mezcla compleja que contiene agua (por lo común más de 99%) mezclada con contaminantes orgánicos e inorgánicos, tanto en suspensiones como disueltos. La concentración de estos contaminantes normalmente es muy pequeña y se expresa en mg/L (Henry y Heinke, 1996).

Toda comunidad genera residuos tanto sólidos como líquidos. Los residuos de la fracción líquida es conocida como aguas residuales, es esencialmente el agua de que se desprende la comunidad una vez que ha sido contaminada durante los diferentes usos para los cuales ha sido empleada. Los componentes del agua residual que genera una comunidad, dependen del tipo de sistema recolector y pueden incluir (Metcalf & Eddy, 1996):

- **Agua residual doméstica** (o sanitaria). Es el agua residual procedente de residencias, instalaciones comerciales, públicas y similares.
- **Agua residual industrial**. Agua residual en el cual predominan residuos industriales.
- **Infiltración y conexiones incontroladas**. Agua que penetra de forma no controlada en la red de alcantarillado, procedente del subsuelo por distintos medios, y agua pluvial que es descargada a la red a partir de fuentes tales como bajantes de edificios, drenes de cimentaciones y alcantarillas pluviales.

- **Agua pluvial.** Agua resultante del escurrimiento superficial.

En este caso, y dada la importancia que se tiene a nivel nacional e internacional sólo se tomará de referencia el agua de tipo doméstico. De acuerdo con Seoanez (1995) las aguas residuales domésticas se originan a causa de: excretas, residuos domésticos, arrastres de lluvia, infiltraciones y residuos industriales.

El reúso de aguas residuales se ha empleado desde la antigüedad, en Grecia y China para la agricultura, más recientemente las "granjas de drenaje" en Inglaterra, Francia y Alemania (Cifuentes *et al.*, 1999). El reúso de agua residual en la agricultura mejora la productividad agrícola: suministra agua, nutrientes, materia orgánica y mejora la producción de cosecha (Bahri, A. 1999), sin embargo, uno de los principales problemas al emplear aguas residuales crudas en riego agrícola, radica en el contenido de microorganismos patógenos presentes en estas, ya que representa un alto riesgo para la salud de productores, familiares de trabajadores agrícolas, agricultores, consumidores y animales expuestos a los cultivos y al agua negra (Jiménez y Chávez, 2000 y Lopera, 2001). Ante ello, existen ciertas guías o estándares que establecen organizaciones (nacionales e internacionales) para favorecer el reúso agrícola. La Tabla 2.1 presenta los criterios microbiológicos recomendados por la OMS para el agua residual destinada al reúso agrícola, en México la norma que establece los parámetros estándares de calidad para el uso de aguas residuales en riego agrícola es la NOM-001-ECOL/1996 (Tabla 2.2); en ella se establecen los límites máximos permisibles en cuanto al contenido de huevos de helmintos (HH) el cual se establecen dos criterios, que es de 1 HH por litro para riego no restringido, y de 5 HH por litro para riesgo restringido, mientras que el contenido de coliformes fecales es de 1,000 y 2,000 como número más probable (NPM) de coliformes fecales por cada 100 ml para el promedio mensual y diario, respectivamente. En cuanto a la concentración de contaminantes básicos, metales pesados y cianuros para las descargas de aguas residuales a aguas, no deben de exceder el valor indicado como límite máximo permisible, y el rango permisible del potencial hidrógeno (pH) es de 5 a 10 unidades.

Tabla 2.1 Guía de calidad microbiológica recomendada por la Organización Mundial de la Salud para uso del agua residual en agricultura. Fuente: Jiménez, 2001

Categoría	Condiciones de reúso	Grupo expuesto	Nematodos intestinales ^a (media aritmética) No. de huevos/L ^b	Coliformes fecales (media aritmética) NMP/L ^b	Tratamiento de agua sugerido para cumplir los requerimientos de calidad microbiológica
A	Riego de cultivos que se consumen crudos, campos de golf y parques públicos	Trabajadores, consumidores y público en general	< 1	< 1000 ^c	Una serie de lagunas de estabilización diseñadas para alcanzar la calidad microbiológica indicada o un tratamiento equivalente
B	Riego de cultivos como cereales, forrajeros y árboles ^d	Trabajadores	< 1	Estándar no recomendado	Tiempo de retención recomendado de las lagunas, de 8-10 días o equivalente para remover los HH y CF
C	Irrigación de localidades para los cultivos de la categoría B, pero la exposición, de trabajadores y público nunca ocurre	Ninguno	No aplica	No aplica	Pretratamiento como requerimiento por la tecnología de irrigación, pero no menor que una sedimentación primaria

a: Especies *Ascaris*, *trichuris* y similares.

b: Durante el período de irrigación.

c: Una guía más estricta (< 200 CF/100 ml) es apropiada para el césped público y de hoteles, con el cual la gente tiene contacto directo.

d: En el caso de árboles frutales, la irrigación puede suspenderse dos semanas antes de la cosecha.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Tabla 2.2 Límites máximos permisibles para contaminantes básicos, metales pesados y cianuros

PARÁMETROS	Ríos						Embalses naturales y artificiales				Suelo		
	Uso riego agrícola (A)		Uso público urbano (B)		Protección de vida acuática (C)		Uso riego agrícola (B)		Uso público urbano (C)		Uso riego agrícola (A)		
	PM	PD	PM	PD	PM	PD	PM	PD	PM	PD	PM	PD	
mg/L, excepto cuando se especifique	NA	NA	40	40	40	40	40	40	40	40	40	NA	NA
Temperatura °C (1)	NA	NA	40	40	40	40	40	40	40	40	40	NA	NA
Grasas y aceites (2)	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	
MF (3)	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	
Sólidos Sedimentables (ml/l)	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	NA	NA	
Sólidos Suspendidos Totales	150	200	75	125	40	60	75	125	40	60	NA	NA	
Demanda Bioquímica de Oxígeno	150	200	75	150	30	60	75	150	30	60	NA	NA	
Nitrógeno Total	40	60	40	60	15	25	40	60	15	25	NA	NA	
Fósforo Total	20	30	20	30	5	10	20	30	5	10	NA	NA	
Arsénico	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	
Cadmio	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	
Cianuros	2.0	3.0	1.0	2.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0	2.0	3.0	
Cobre	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	
Cromo	1	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	1.0	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	
Mercurio	0.01	0.02	0.005	0.01	0.005	0.01	0.01	0.02	0.005	0.01	0.005	0.01	
Níquel	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	
Plomo	0.5	1	0.2	0.4	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	5	10	
Zinc	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	

(1) Instantáneo

(2) Muestra simple, promedio ponderado

(3) Ausente según el método de prueba definido en la NMX-AA-006

(*) Medidos de manera total

PD promedio diario

PM promedio mensual

NA no es aplicable

MF materia flotante

(A), (B) y (C): Tipo de cuerpo receptor según la Ley Federal de Derechos

2.1.2. Reúso agrícola en México

El empleo de agua residual destinada a riego agrícola en México tiene su origen a partir de la construcción de una salida para las aguas residuales del valle de México. En 1890 se comenzó a aprovechar esta agua en la agricultura en la región del Valle del Mezquital; a la fecha se irrigan 90,000 ha, tanto en este lugar como en el Valle de México, y es el distrito de riego más grande del mundo que emplea agua residual sin tratar. En la actualidad son aprovechados en riego agrícola un volumen de 3, 407,542 m³*10³ (3.4 km³) y de las cuales sólo el 8.2% es tratada mientras que el resto (91.8%) se aplica sin ningún tratamiento en 254,597 ha (Tabla 2.3) distribuidas en 26 Distritos de Riego (Jiménez, 2001).

Tabla 2.3 Distritos de Riego en México regados con agua residual

Distrito de Riego			Volumen usado (m ³ *10 ³)			Área (ha)
			Total	Tratada	No tratada	
Noreste	010	Culiacán, Sinaloa	4,144	0	4,144	800
	014	Río Colorado, Baja Calif.	340	0	340	69
	066	Sto. Domingo, Baja Calif. Sur	140	0	140	22
Norte-Centro	005	Delicias Chihuahua	695	0	695	589
	009	Cd. Juárez, Chihuahua	117,521	0	117,521	7,503
	017	R. Lago, Coahuila-Durango	5,600	0	5,600	1,600
Noreste-Central	029	Xicotencatl, Tampico	19,504	0	19,504	2,300
	035	La antigua, Veracruz	12,300	0	12,300	1,000
	082	Río Blanco, Veracruz	296,790	2667	294,123	13,000
Valle de México	003	Tula, Hidalgo	1,075,979	0	1,075,979	57,973
	100	Alfajayucan, Hidalgo	373,649	0	373,649	24,745
	033	Estado de México	18,973	0	18,973	5,498

Distrito de Riego			Volumen usado (m ³ *10 ³)			Área (ha)
			Total	Tratada	No tratada	
Balsas-Lerma	028	Tulancingo, Hidalgo	4500	0	4500	300
	088	Chiconautla, México	25,202	0	25,202	3,123
	016	Estado de Morelos	337,180	34,687	302,493	23,000
	013	Estado de Jalisco	153,702	0	153,702	13,077
	020	San Juan del Río, Qro	2,300	2,300	0	230
	024	C. de Chapala, Mich.	6,269	0	6,269	10,469
	030	Valsequillo, Puebla	259,766	227,000	32,766	20,600
	045	Tuxpan, Michoacán	54,997	5,500	49,497	4,300
	056	Atoyac-Zahuapan, Tlaxcala	25,004	7,500	17,504	3,800
	061	Zamora, Michoacán	21,000	0	21,000	2,000
	068	Tepecuac y Quechul, Guerrero	2,304	0	2,304	100
	087	Rosario-Mezq, Michoacán	303,013	0	303,013	33,080
097	Lázaro Cárdenas, Michoacán	286,439	0	286,439	21,899	
099	Quitupan Magdalena, Michoacán	5,550	0	5,550	5,000	
			Volumen usado (m ³ x10 ³)			Área (ha)
			Total	Tratada	Sin tratamiento	
			3,407,542	279,654	3,127,888	

El uso de agua residual no sólo se limita al sector agrícola, si no también tiene aplicación en la industria. La demanda de agua residual tratada para uso industrial depende del tipo y tamaño de cada industria y, a menos que el agua sea escasa en la zona, el costo limita su empleo sólo para enfriamiento o procesos que involucren un requerimiento poco estricto de calidad.

2.2. Parámetros indicadores de contaminación

El agua contiene diversas sustancias químicas, físicas y biológicas disueltas o suspendidas en ella. Desde el momento en que se condensa en forma de lluvia, el agua disuelve los componentes químicos de sus alrededores a medida que cae a través de la atmósfera, corre sobre la superficie del suelo y se filtra a través del mismo. Además, el agua contiene organismos vivos que reaccionan con sus elementos físicos y químicos. Por estas razones suele ser necesario tratarla a fin de hacerla adecuada para su reúso. Los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos que se utilizan como referencias para determinar la calidad física, química y biológica del agua son variables; el entendimiento y evaluación de estos son esenciales para el funcionamiento de las instalaciones para colectarlas y tratarlas (Tebbutt, 1990 y CNA, 2000).

2.2.1. Fisicoquímicos

- Sólidos suspendidos totales

Son materiales suspendidos o disueltos en aguas limpias y aguas residuales, pueden afectar negativamente a la calidad del agua o a su suministro de varias maneras. Las aguas con abundantes sólidos disueltos suelen ser de inferior potabilidad y pueden inducir una reacción fisiológica desfavorable en el consumidor (APHA, AWWA y WPCF, 1995). En la Figura 2.1 se presentan las diferentes formas en las cuales se pueden encontrar sólidos en el agua.

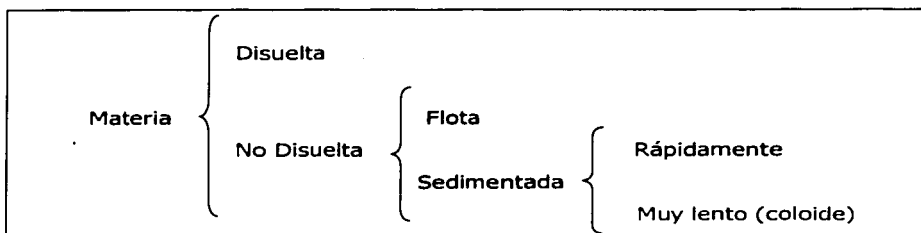


Figura 2.1 Como se presenta la materia en el agua. Fuente: Jiménez, 2001

Los sólidos suspendidos totales (SST) son determinados por filtración a través de un filtro con un tamaño de poro de 1.2 μm previamente calibrado y pesado de fibra de vidrio preferentemente de policarbonato, la muestra se seca a 103-105 $^{\circ}\text{C}$; el incremento de peso, sobre el peso inicial, representa el contenido de sólidos suspendidos o residuo no filtrable. Lo constituyen partículas inorgánicas (arcillas, arenas, suelos) y orgánicas (fibra de plantas, células de algas, bacterias, microorganismos, etc., Romero, 1999 y Jiménez, 2001).

Los SST contenidos en el agua para riego tienen efectos en las plantas, ya que la deposición de estos en las hojas disminuye la actividad fotosintética, disminuyendo el crecimiento; ocasiona taponamiento en el suelo lo cual disminuye la infiltración e impide la germinación de las semillas, durante el sistema de conducción tapa los aspersores y desgasta los equipos de riego. Además, la materia en suspensión favorece el crecimiento de microorganismos lo que agrava los problemas anteriores (SARH, 1985, APHA, AWWA y WPCF, 1995 y Jiménez y Ramos, 1997).

- Demanda química de oxígeno

La demanda química de oxígeno (DQO) es un parámetro analítico que se emplea para medir la materia orgánica tanto de las aguas naturales como de las residuales. Es una medida de la cantidad de oxígeno consumido por la

porción de materia orgánica existente en una muestra y oxidable por un agente químico oxidante fuerte. Específicamente representa el contenido orgánico total de la muestra, oxidable por dicromato en solución ácida (Romero, 1999).

Los principales grupos de sustancias orgánicas presentes en el agua residual doméstica son las proteínas (40-60%), carbono hidratos (25-50%) y grasas y aceites (10%). Otro compuesto orgánico con importante presencia en el agua residual es la urea, principal constituyente de la orina (Metcalf & Eddy, 1996).

El efecto principal de la presencia de materia orgánica en el agua es la disminución de oxígeno y, por tanto, constituye un riesgo para la vida acuática.

- Turbiedad

La turbiedad es una propiedad óptica de una suspensión que hace que la luz sea reemitida y no transmitida a través de la suspensión, en otras palabras es el parámetro que mide qué tanto es absorbida o dispersada la luz por la materia suspendida del agua. La turbiedad en un agua puede ser causada por una gran variedad de materiales en suspensión, que varían en tamaño desde dispersiones coloidales hasta partículas gruesas; entre otros, arcillas, limo, materia orgánica e inorgánica finamente dividida, organismo planctónicos, microorganismos, etc. (APHA, AWWA y WPCF, 1995). Actualmente la turbiedad se mide por métodos nefelométricos (basados en la medición de la luz que se dispersa en un ángulo de 90° al atravesar una muestra) y la unidad que se emplea con mayor frecuencia son las unidades nefelométricas de turbiedad (UNT) aun cuando no existe una unidad universal.

La turbiedad ocasionada por materia coloidal puede ser resultado de la presencia de detergentes en el agua, jabones, o emulsificadores. El impacto que genera, es estético, además los coloides asociados con la turbiedad producen sabor, olor y posibles daños a la salud. Por ejemplo, el agua potable debe tener una turbiedad menor a 5 UNT mientras que una agua residual

doméstica presenta valores de entre 100 y 200 UNT, aunque en ocasiones se han encontrado valores de hasta 1500 UNT. Cuando la turbiedad es mayor a 5 UNT no se considera potable.

Los valores de turbiedad sirven para determinar el grado de tratamiento requerido por una fuente de agua cruda, su filtrabilidad y consecuentemente, la tasa de filtración más adecuada, sedimentación y la efectividad de los procesos de coagulación, ya que en un proceso fisicoquímico es posible determinar la dosis de coagulante de una manera rápida, y por medio de una prueba de jarras se puede examinar el agua sobrenadante en cuanto a color y turbidez, y anotar que dosis fue la que presentó menor turbidez. Así como para determinar la potabilidad del agua (APHA, AWWA y WPCF, 1995., Romero, 1999 y Tebbutt, 1999).

El tener un alto grado de turbiedad protege a los microorganismos durante la desinfección, ya que las partículas mayores pueden absorber el desinfectante, reduciendo la concentración efectiva del desinfectante (Jiménez, 2001).

- Fósforo

El fósforo es un elemento esencial en el crecimiento de plantas y animales; actualmente es considerado como uno de los nutrientes que controla el crecimiento de algas. Las algas requieren para su crecimiento fósforo y consecuentemente, un exceso de fósforo produce un desarrollo excesivo de algas (eutroficación), el cual es causa de condiciones inadecuadas para ciertos usos benéficos del agua (Romero, 1999).

El fósforo se encuentra en las aguas naturales y residuales en forma de fosfatos: ortofosfatos ($P-PO_4^{3-}$) (APHA, AWWA y WPCF, 1995) y proviene de las plantas, animales, fertilizantes, detergentes y descargas industriales, principalmente del agua de acondicionamiento para calderas. Las descargas de

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

lavanderías o de tintorerías lo contienen en grandes cantidades (Jiménez, 2001).

Algunos de los problemas causados por las malezas acuáticas son: deterioro de la calidad del agua, obstrucción de canales y drenes en zonas de riego y tomas de plantas hidroeléctricas (Rodier, 1990).

El fósforo, presente como diversas formas de fosfato, es de gran importancia en una amplia variedad de procesos biológicos y químicos en las aguas naturales, los desechos y el tratamiento de aguas (Snoeyink y Junkins, 1999).

Los ortofosfatos son aplicados como fertilizantes a la tierra cultivada agrícola, además que es la única forma de los fosfatos que puede medirse directamente en el laboratorio, es la forma en que las bacterias lo usan para los procesos de metabolización (Hausen, 1996).

- Nitrógeno

Las formas del nitrógeno de mayor interés en las aguas naturales y residuales son, por orden decreciente de su estado de oxidación, nitrato, nitrito, amoniaco y nitrógeno orgánico (APHA, AWWA y WPCF, 1995).

En el agua residual fresca el nitrógeno se halla primariamente combinado en forma de materia proteínica y urea, aunque su paso a la forma amoniacal se produce enseguida. La edad de un agua residual puede medirse en función de la proporción de amoniaco presente. En medio aerobio, la acción de las bacterias puede oxidar el nitrógeno amoniacal a nitratos y nitritos (Metcalf & Eddy, 1996).

El nitrógeno orgánico tiene estado de oxidación trinegativo, y no incluye todos los compuestos orgánicos del nitrógeno. El nitrógeno orgánico se encuentra en productos naturales como las proteínas, los péptidos, ácidos nucleicos, urea y

numerosos materiales orgánicos sintéticos. Está presente en desechos domésticos y agrícolas, la fracción de nitrógeno orgánico en el agua varía de unos cientos microgramos en algunos lagos hasta de 20 mg/L en las aguas residuales (APHA, AWWA y WPCF, 1995 y Jiménez, 2001).

El amoníaco se encuentra de forma natural en las aguas superficiales y residuales. Su concentración suele ser baja en las aguas subterráneas debido a que es absorbido en las partículas y arcillas del suelo y no se extrae fácilmente por lixiviación.

El nitrato se encuentra solo en pequeñas cantidades en las aguas residuales domésticas recientes, es un nutriente esencial para muchos autótrofos fotosintéticos, y en algunos casos ha sido identificado como el determinante del crecimiento.

El nitrito es un estado intermedio de la oxidación del nitrógeno, tanto en la oxidación del amoníaco a nitrato como en la reducción del nitrato. Esta oxidación y reducción pueden ocurrir en la plantas de tratamiento de aguas residuales, sistemas de distribución del agua y aguas naturales (APHA, AWWA y WPCF, 1995).

- pH

El término pH es una forma de expresar la concentración del ion hidrógeno o, más exactamente, la actividad del ion hidrógeno. La concentración del ion hidrógeno es un parámetro de calidad de gran importancia tanto para el caso de aguas naturales como residuales. En general se usa para expresar la intensidad de la condición ácida o alcalina de una solución. La evaluación del pH se emplea para dar seguimiento a un proceso (neutralización, biológico anaerobio, corrosión), o bien, para controlar las condiciones de operación (precipitación, floculación, sistemas biológico anaerobios, desinfección) ya que la velocidad de las reacciones depende de él. El pH de los cuerpos de agua y el

agua residual, en general, es ligeramente alcalino (7.2) por la presencia de bicarbonatos, carbonatos y metales alcalinos. En las descargas industriales es posible encontrar pH ácido o básico, debido al uso de reactivos químicos.

En sistemas de abastecimiento, uno de los principales propósitos de la regulación de pH es reducir al mínimo la corrosión, que es consecuencia de las complejas relaciones entre el pH, el CO₂, la dureza, la alcalinidad y temperatura. En general, se evita tener pH < a 7 para este efecto. Durante la desinfección un agua que presente un pH > a 8 puede interferir en la dosis de cloro requerido.

El pH aceptable para agua potable, varía entre 6.5 a 8.5 como valor guía (Jiménez, 2001, Romero, 1999 y Rodier, 1990).

- Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica (CE) es una expresión numérica de la capacidad de una solución para transportar una corriente eléctrica, y depende de la presencia de iones y de su concentración total, su movilidad, valencia y concentraciones relativas, así como de la temperatura de medición (APHA, AWWA y WPCF, 1995). Por lo tanto, cualquier cambio en la cantidad de sustancia disueltas, en la movilidad de los iones disueltos y en su valencia, implica un cambio en la conductividad. La medida de conductividad permite evaluar rápida pero muy aproximadamente la mineralización global del agua.

La conductividad del agua residual depende de la fuente de abastecimiento, y sólo algunos procesos industriales la modifican significativamente. Este parámetro, se adapta fácilmente a monitoreos continuos y es indicador rápido de contaminación en cuerpos de agua. Se puede evaluar con ella el contenido de sólidos disueltos en forma rápida si se conoce el factor de conversión, el cual oscila, para agua potable entre 0.55 y 0.9. Cuando el agua tiene una CE

superior a los 2 dS/m puede presentarse problemas por salinidad y afectar a los cultivos (Lopera, 2000 y Jiménez, 2001).

- Temperatura

Se debe conocer la temperatura del agua con toda precisión, ya que ésta un papel muy importante en la solubilidad de las sales y principalmente de los gases, en la disolución de las sales y por lo tanto en la conductividad eléctrica, en la determinación de pH, en el conocimiento del origen del agua y de eventuales mezclas, etc.

La determinación exacta de la temperatura es importante para diferentes procesos de tratamiento y análisis de laboratorio, puesto que, por ejemplo, el grado de saturación de oxígeno disuelto, la actividad biológica y el valor de saturación con carbonato de calcio se relacionan con la temperatura (Romero, 1999 y Rodier, 1990).

Un líquido a mayor temperatura, mayor solubilidad de un sólido, pero menor para un gas; este es el motivo por el cual la contaminación térmica acaba con la vida aerobia de un cuerpo de agua, al eliminar el oxígeno disuelto del líquido. La temperatura del agua residual es generalmente más alta que la del agua potable debido a la adición de agua caliente procedente de casas y actividades industriales. (Metcalf & Eddy, 1981).

- Distribución del tamaño de partículas (DTP)

Las partículas suspendidas en las aguas constituyen un grave problema para cualquier tipo de industria dedicada a la obtención, preparación y envasado de agua destinada al consumo humano, ya que estos sólidos son los puntos de adherencia de sustancias tóxicas y escudo protector de microorganismos, e incluso pequeños parásitos (Armijo, 1992).

La mayoría de veces, las partículas presentes en el agua residual tienden a ser de forma irregular (Levine, *et al.*, 1985), por lo cual la evaluación de su forma y la distribución del tamaño son muy difícil de cuantificar, debido a esto, el tamaño medido por alguna de las técnicas establecidas sólo puede ser aproximado, por lo que el concepto usado es llamado diámetro o tamaño equivalente (o promedio), en la Figura 2.2 se muestra el intervalo de tamaños de los contaminantes orgánicos presentes en el agua residual.

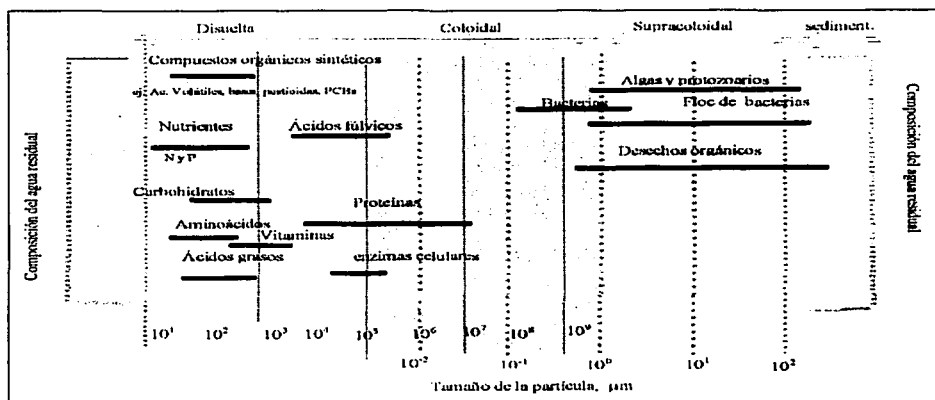


Figura 2.2 Intervalo de tamaños de los contaminantes orgánicos presentes en el agua residual. Fuente: Levine, 1991a

La determinación del tamaño de partícula de los contaminantes presentes en el agua residual puede emplearse para evaluar la tratabilidad y eficiencia de los procesos de tratamiento. El tamaño de las partículas ha sido considerado como el factor más importante durante el transporte de la masa en medios acuáticos (O`Melia, *et al.*, 1997) de hecho, las eficiencias determinadas en las diversas operaciones unitarias (sedimentación, floculación y filtración) están estrechamente relacionadas con la concentración de los contaminantes y el tamaño de partículas presentes.

La DTP juega un papel importante en la eficiencia de los procesos de filtración, como en el caso de algunos sistemas de separación sólido-líquido. Muchas investigaciones previas a la filtración del agua residual ignoran este factor (Landa, *et al.*, 1997). Ya que el tamaño de partícula en agua residual afecta a los procesos biológicos y físicos (Tanek, *et al.*, 2001), en el desempeño de los procesos de tratamiento químico tales como la coagulación y la desinfección también dependen del tamaño de la partícula. En diversas investigaciones se ha encontrado que las partículas mayores a 8 μm pueden interferir en el proceso de desinfección (Levine *et al.*, 1991b).

A menudo hay una confusión entre el conteo y el tamaño de partículas, algunas personas se refieren a conteo como tamaño y viceversa (Broadwell, 2001). El diferencia está en la concentración de partículas cada una está asignada para medir. Un conteo de partículas, cuenta las partículas individualmente. Un tamaño de partículas es usado para medir la distribución de tamaño de partículas de líquidos que contienen una alta concentración de partículas. Existen equipos que cuentan y miden el volumen, por esto es incierto.

2.2.2. *Parámetros microbiológicos*

- Huevos de Helminetos (HH)

Los helmintos son animales pluricelulares que parasitan al hombre, y poseen células organizadas en tejidos y órganos especializados para distintas funciones vitales. Todos son heterótrofos, pudiendo ser hermafroditas o unisexuados, tienen reproducción sexual. La unión de los gametos termina con la formación de un huevo que contiene al cigoto y vitelo (material nutritivo necesario para el desarrollo embrionario hasta el estadio de larva). Las dimensiones varían de cerca de un milímetro a varios metros de longitud.

Sus ciclos vitales comprenden la producción de huevos o larvas infecciosas; estos parásitos generalmente no aumentan su población dentro del mismo huésped, como sucede con las bacterias o los protozoarios; para que esto suceda, es necesario que el individuo infectado sufra nuevas infecciones procedentes del exterior (Jiménez, *et al.*, 2000).

Los helmintos parásitos del hombre, pertenecen a dos *phylum* del reino animal: *phylum* *phylum* y *nematoda*.

Estos helmintos parásitos se encuentran presentes en aguas residuales y lodos como huevos y son excretados en heces fecales y esparcidos a través de las aguas residuales, suelo o alimentos.

Los helmintos patógenos son de alto riesgo pues presentan una alta persistencia de sus diversos estadios en el ambiente, tiene una dosis infectiva mínima (1/L), no existe inmunidad en los humanos contra ellos y presentan un período de latencia largo (Jiménez, *et al.*, 1996), los huevos de helmintos, permiten obtener mayor información sobre la eficiencia del o los sistemas de tratamiento en relación con los objetivos de calidad. Permitiendo el uso seguro de las aguas tratadas en la irrigación de cultivos o de áreas verdes.

La helmintiasis es la enfermedad más común de la humanidad. Se sabe que más de 1000 millones de individuos en el mundo están infectados por *Ascaris lumbricoides*, unos 800 millones por uncinarias y aproximadamente 500 millones por tricocéfalos.

En conjunto, las helmintiasis intestinales son causa de muerte de alrededor de 100 000 individuos por año. Además de producir cuadros clínicos diversos como anemia, obstrucción intestinal, prolapso rectal y diarrea (Jiménez, *et al.*, 1996)

En la Tabla 2.4 se muestra una recopilación de las principales características de los helmintos intestinales de mayor incidencia en México. La tasa de morbilidad

promedio en México es de 33%, esto quiere decir que de cada tres personas una se encuentra infectada.

Tabla 2.4 Principales características de los helmintos intestinales de mayor incidencia en México. Fuente: Jiménez 2001

Nombre del parásito	Enfermedad	Forma Infectante ¹	Duración del ciclo vital (días) ₂	Morbilidad (%)
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascaris	Huevos (45-75 x 33-50 µm)	60	33-90
<i>Trichuris trichiura</i>	Tricuriasis (tricocefalosis)	Huevos (50-54 x 23 µm)	90	28-81
<i>Enterobius vermicularis</i>	Enterobiasis (oxiuriasis)	Huevos (55 x 30 µm)	14-28	66 (escolares)
<i>Taenia solium</i> ,	Teniasis	Larvas esquistadas (cisticercos)	35-84	8
<i>T. saginata</i>	Cisticercosis			3
<i>Hymenolepis nana</i> ,	Teniasis	Huevos (47 x 37 µm)	30	8
<i>H. diminuta</i>				
<i>Strongyloides stercoralis</i>	Estrongiloidiasis	Larvas filariformes	28	3
<i>Necator americanus</i> ,	Uncinariasis	Larvas filariformes	35-42	26
<i>Ancylostoma duodenale</i>				

1. Para el humano

2. Desde el contacto con la forma infectante hasta la etapa adulta y la oviposición.

En el caso de las aguas residuales de la Ciudad de México, se ha encontrado que el contenido varía de 8 a 96 HH/L y que los géneros más comunes de helmintos son: *Áscaris*, *Hymenolepis nana*, *Toxacara*, *Trichuris* (Figura 2.3)

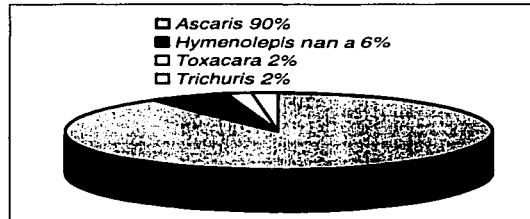


Figura 2.3 Géneros comúnmente encontrados en el agua cruda de la ciudad de México. Fuente: Chávez, et al., 2001

- Coliformes Fecales

Los coliformes fecales (CF) incluyen todos los coliformes que pueden fermentar la lactosa a 44.5 °C. Los CF constan de bacterias, principalmente *Escherichia coli* y *Klebsiella pneumoniae* e indican la presencia de materia fecal en agua y lodo debido a que se caracterizan por una mayor densidad, y persistencia que otros microorganismos patógenos presentes en las heces fecales; por ello, se emplean como indicadores de contaminación fecal.

Algunas ventajas y desventajas como indicadores son:

Ventajas

- Su presencia es indicio de posible contaminación de bacterias patógenas.
- Su densidad es medida en proporción aproximada de la contaminación fecal.
- Se eliminan en las heces en mucho mayor número que los patógenos.

- En general, no son patógenos para el hombre y pueden determinarse cuantitativamente por procedimientos sencillos y en un tiempo relativamente corto.

Desventajas

- Su ausencia no necesariamente evidencia potabilidad bacteriológica, ya que *Clostridium* y *Pseudomonas* pueden estar presentes cuando no hay coliformes.
- Algunas cepas se reproducen en agua contaminada.
- Algunas bacterias pueden interferir con las pruebas (*Pseudomonas*).
- En aguas residuales, no sirven como indicadores de helmintos.

- Salmonella

La *Salmonella* es una enterobacteriaceas, que está extensamente distribuida en el medio ambiente. Existen tres especies: *Salmonella typhi*, *S. choleraesuis* y *S. enteritidis*, aunque en ésta última especie se distinguen más de 2000 serotipos. Son parásitos intestinales de los animales de sangre caliente o fría y pocas veces del hombre, se eliminan por las heces y se esparcen por el medio ambiente, donde pueden sobrevivir durante un tiempo variable según las condiciones de temperatura, pH y humedad. En su mayoría son patógenos para el hombre y los animales.

En el ser humano pueden ocasionar gran número de infecciones, como son: la fiebre tifoidea, infecciones sistémicas focales, septicemias y gastroenteritis, que varían clínicamente desde la diarrea acuosa a la disentería.

En el año 2000 hubo 6,213 casos de fiebre tifoidea y 84,003 de paratifoidea y otras salmonelosis en México, En la Tabla 2.5 se muestra el índice de enfermedades infecciosas y parasitarias del aparato digestivo por entidad federativa hasta el mes de octubre del año 2001 (SSA, 2001).

En el agua residual hay alrededor de 8×10^3 organismos por cada 100 ml (Bitton, 1994).

La salmonelosis es una enfermedad causada por la bacteria *Salmonella ssp.* afecta generalmente la zona intestinal y de vez en cuando la circulación sanguínea. Las bacterias de la salmonelosis contaminan a menudo las carnes sin procesar, incluyendo pollo, huevo y los productos sin pasteurizar de la leche y del queso. Estas bacterias también se encuentran en las heces de personas infectadas o animales domésticos y pueden ser transmitidas comiendo alimentos contaminados o al beber agua contaminada.

Tabla 2.5 Casos de enfermedades infecciosas y parasitarias del aparato digestivo hasta la semana epidemiológica 40 del 2001

Fuente: Secretaría de Salud, 2001

Entidad Federativa	Casos de fiebre tifoidea	Casos de paratifoidea y otras salmonelosis
Aguascalientes	17	927
Baja Cal. Norte	288	1576
Baja Cal. Sur	148	55
Campeche	80	215
Coahuila	590	9896
Colima	7	101
Chiapas	245	5196
Chihuahua	301	4770
Distrito Federal	84	2354
Durango	117	289
Guanajuato	243	2803
Guerrero	162	1339
Hidalgo	61	128
Jalisco	147	2979
México	149	2779

Entidad Federativa	Casos de fiebre tifoidea	Casos de paratifoidea y otras salmonelosis
Michoacán	46	4202
Morelos	68	305
Nayarít	31	403
Nuevo León	542	3845
Oaxaca	159	333
Puebla	112	2822
Querétaro	36	765
Quintana Roo	12	730
San Luis Potosí	97	1215
Sinaloa	559	2885
Sonora	5	810
Tabasco	103	1002
Tamaulipas	753	1337
Tlaxcala	28	59
Veracruz	258	3045
Yucatán	224	143
Zacatecas	224	143
Total	5708	60137

La presencia de organismos en el agua residual, como la Salmonella y HH es de gran interés por las enfermedades que estos pueden causar, en la Tabla 2.6 se muestran los valores de microorganismos obtenidos en aguas residuales domésticas de México y Estados Unidos, lo cual resalta el diferente nivel de salud de México en comparación de los Estados Unidos.

Tabla 2.6 Tipos de microorganismos que se encuentran típicamente en aguas residuales domésticas. Fuente: Jiménez, 2001

Organismo	Concentración Número/100 mL	
	Estados Unidos	México
Coliformes Totales	10^5-10^6	10^8-10^{10}
Coliformes Fecales	10^4-10^5	10^7-10^9
Streptococo Fecal	10^3-10^4	10^6-10^8
Enterococos	10^2-10^3	10^5-10^7
<i>Shigella</i>	presente	Presente
<i>Salmonella</i> spp.	10^0-10^2	10^5-10^7
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	10^1-10^2	10^4-10^6
<i>Clostridium perfringes</i>	10^1-10^3	10^4-10^6
<i>Mycobacterium tuberculosis</i>	presente	Presente
Quiste de Protozoario	10^1-10^3	10^3-10^5
Quiste de <i>Giardia</i>	$10^{-1}-10^2$	10^2-10^4
Quiste de <i>Cryptosporidium</i>	$10^{-1}-10^1$	10^2-10^3
Helmintos	$10^{-2}-10^1$	1-40
Entero virus	10^1-10^2	10^3-10^4

2.3. Tratamiento de aguas residuales

El objetivo primordial del tratamiento de aguas residuales consiste en eliminar o modificar los contaminantes perjudiciales para la salud humana o el entorno acuático y terrestre y estos pueden eliminarse mediante procesos químicos, físicos y biológicos. Los métodos individuales suelen dosificarse en operaciones físicas unitarias, procesos químicos unitarios y procesos biológicos unitarios (Metcalf & Eddy, 1981).

Los sistemas de tratamiento se componen de la combinación de procesos y operaciones unitarias. Las operaciones son sistemas en donde intervienen fuerzas físicas de separación, en tanto que los procesos involucran cambios de

estado de la materia por medios químicos o biológicos; en la Tabla 2.7 se muestra la combinación de procesos y operaciones según el contaminante que se desea remover.

Tabla 2.7 Procesos y operaciones unitarias para el tratamiento del agua. Fuente: Jiménez, 2001

Contaminante	Operación-Proceso
Sólidos suspendidos	Sedimentación Desarenación Cribado y filtración Flotación Coagulación-floculación
Compuestos orgánicos biodegradables	Filtración lenta Sistemas biológicos con biomasa suspendida o fija
Patógenos	Cloración Ozonación UV Radiación Desinfección solar Filtración lenta
Nitrógeno	Nitrificación-desnitrificación biológica Desorción Intercambio iónico Cloración
Fósforo	Precipitación Remoción biológica y precipitación química
Compuestos orgánicos refractarios	Adsorción con carbón activado Ozonación
Metales pesados	Precipitación Intercambio iónico
Sólidos disueltos	Proceso de membrana Intercambio iónico

2.3.1. Tratamientos biológicos

Los tratamientos biológicos han sido utilizados por más de 100 años para remover materia orgánica de las aguas residuales (McCorty, 2000); se inició principalmente en Estados Unidos y la Gran Bretaña con las granjas de aguas

negras y continúa a través de los filtros intermitentes de arena y los lechos de contacto, hasta los filtros goteadores y las unidades de lodos activados. En un principio el tratamiento comenzó como una práctica agrícola (Fair, *et al.*, 1999). Las aguas negras de los sistemas urbanos de drenaje vertida en los campos, podían irrigar y enriquecer los suelos de materia orgánica y nutrientes. Sólo hasta que escaseó la tierra y disminuyeron los ingresos de las propiedades irrigadas con aguas negras se abandonó esta práctica. Sin embargo, en los depósitos de campos de Inglaterra, se continuó el tratamiento de aguas residuales por filtración intermitente a través de arena en tanto que pudieron intensificarse las dosificaciones y mejorarse el comportamiento mediante el pretratamiento de las aguas residuales aplicadas en tanques de sedimentación y finalmente en unidades biológicas.

El tratamiento biológico de las aguas residuales se puede realizar en la mayoría de las aguas residuales domésticas, tiene como objetivo la estabilización de la materia orgánica, esto se consigue biológicamente utilizando una variedad de microorganismos, principalmente bacterias.

En el tratamiento biológico el proceso consiste únicamente en transformar los nutrientes en tejido celular y diversos gases.

Según el tipo de agua residual a tratar, los objetivos en el tratamiento biológico pueden diferenciarse ligeramente; en el tratamiento de aguas residuales domésticas los objetivos son la eliminación de la materia orgánica así como nutrientes tales como el N y P; en aguas residuales industriales el tratamiento persigue la eliminación de compuestos orgánicos e inorgánicos, teniendo en cuenta que algunos metales pesados son tóxicos para las bacterias utilizadas en ciertos procesos biológicos. En función del uso de las aguas tratadas también se emplearán distintos tratamientos biológicos (Sans y Ribas, 1999).

Los procesos biológicos pueden ser de cuatro tipos:

- Procesos aerobios. Son los procesos de tratamiento biológico, que sólo se dan en presencia de oxígeno.
- Procesos anaeróbicos. Son los procesos que sólo se dan en ausencia de oxígeno.
- Desnitrificación anóxica o anaerobia. Es el proceso de tratamiento biológico por el cual el nitrógeno de los nitratos, se transforma en nitrógeno gas en ausencia de oxígeno.
- Procesos facultativos. Son los procesos de tratamiento biológico en los que los organismos responsables del mismo son indiferentes a la presencia o ausencia de oxígeno disuelto.

Alguno de los procesos biológicos son los fangos activados (lodos activados), filtros percoladores y biodiscos; en la Tabla 2.8 se muestra los porcentajes en remoción de algunos parámetros fisicoquímicos de estos procesos unitarios.

Tabla 2.8 Porcentajes en remoción de algunos parámetros fisicoquímicos a diferentes procesos biológicos. Fuente: Metcalf & Eddy, 1996

Proceso Unitario	Intervalo de porcentaje en remoción					
	DBO	DQO	SS	P ^a	N-Org ^b	N-NH ₃
Fangos activados	80-95	80-85	80-90	10-25	15-50	8-15
Filtros percoladores						
Alta carga, medios de piedra	65-80	60-80	60-85	8-12	15-50	8-15
Carga muy alta, medio sintético	65-85	65-85	65-85	8-12	15-50	8-15
Biodiscos	80-85	80-85	80-85	10-25	15-50	8-15

^a Fósforo total

^b N-Org= Nitrógeno orgánico

2.3.2. Tratamientos fisicoquímicos

Un tratamiento fisicoquímico consiste de coagulación, sedimentación y adsorción por carbón activado y produciendo un promedio de remoción de 97, 85, y 100% para turbiedad, DQO y plomo respectivamente (Samar, *et al.*, 1976).

De acuerdo con Adin y Asano (1998) los procesos fisicoquímicos están asociados con la coagulación que consiste en una mezcla rápida con la adición de coagulantes químicos y de una mezcla lenta o floculación, estos son los dos pasos más importantes para remover partículas coloidales y turbiedad de aguas residuales y son efectivos en la remoción de virus. Estos tipos de tratamiento, como su nombre lo dice utilizan procesos de tipo fisicoquímico y se caracterizan por no utilizar microorganismos durante el proceso de tratamiento, sino compuestos químicos (Mugica y Figueroa, 1996).

Tratamiento Primario Avanzado (TPA)

El TPA es la aplicación del proceso de coagulación-floculación al tratamiento del agua residual. Es un proceso en el cual se adicionan reactivos químicos (coagulantes y floculantes) para eliminar sólidos suspendidos y materia orgánica evaluada como DQO y DBO. El TPA tiene más de 100 años de aplicación (Harleman *et al.*, 1992) y se dejó de emplear en 1930 a favor de los procesos biológicos debido al elevado costo ocasionado por el tratamiento de una gran cantidad de lodos.

Los reportes más recientes de la práctica del TPA fueron en Inglaterra en 1870, y también se empezó a utilizar a finales de 1890 y 1900's en los Estados Unidos antes del desarrollo de los tratamientos biológicos (Parker *et al.*, 2001). Actualmente su aplicación ha retornado con dos fines: la eliminación del fósforo y la obtención de efluentes de calidad media a costos inferiores a los convencionales.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

El TPA se utiliza en países nórdicos, principalmente Escandinavia y existen buenas experiencias del mismo en países como Francia, Canadá, Estados Unidos y España. Este tratamiento se aplica cuando los requerimientos del efluente son menores al tradicional 30/30 (DBO/SS) definido para efluentes secundarios, cuando el agua tratada se desea emplear para riego y es necesario mantener su propiedad de aportar al suelo nitrógeno, fósforo y materia orgánica, o bien, cuando la descarga del efluente es hacia el mar en zonas de alta dilución y resulta intrascendente pagar por un mejor efluente. Además, es útil para incrementar la capacidad de las plantas biológicas secundarias, al disminuir el requerimiento de oxígeno y el tamaño de reactor biológico, por la remoción de materia orgánica.

Como se ha mencionado alguna de las ventajas del TPA son: la remoción de materia orgánica, nutrientes, todo esto para que el agua mantenga sus propiedades nutritivas para el suelo, y el incremento de la capacidad de las plantas biológicas secundarias, otra de las ventajas de utilizar el TPA es que es capaz de eliminar metales pesados como Pb, Zn, Cu con eficiencia de remoción de hasta un 70% (Hurtado, 1996). Por último en la remoción de organismos patógenos el TPA remueve aproximadamente en unidades logarítmicas de 1 a 2 bacterias, de 1 a 3 Helmintos, de 0 a 1 virus y de 0 a 1 quistes (USEPA, 1992., Jiménez *et al.*, 1997 y 1999).

Las configuraciones de un tratamiento primario pueden ser clasificados en cuatro tipos (Figura 2.4 Shao *et al.*, 1996).

1. El tratamiento primario convencional que consiste en una sedimentación, remueve 65% de SST y 30% de DBO (Figura 2.4 a).
2. El tratamiento primario avanzado (TPA) utiliza sedimentación con la adición de un coagulante y una pequeña dosis de polímero aniónico bajo una buena condición de mezclado. Este tipo de tratamiento puede

remover cerca de 80-85% de SST y 50-55% de DBO, y también puede implementarse en plantas existentes (Figura 2.4b).

3. Tratamiento químico primario, incorpora coagulante y un polímero aniónico a una combinación de floculación y tanques de sedimentación (Figura 2.4b). Este tipo de tratamiento es similar en configuración en la coagulación de tratamiento de aguas, floculación y sedimentación. Se emplea con frecuencia en Noruega y Suecia donde el criterio de diseño para la etapa primaria se basa en la eliminación de fósforo, en SST y DBO. Remueve más del 90% SST, 75% DBO y 95% en agua residual (Harleman, Morrissey and Murcott, 1991 Odegaard 1988).
4. Tratamiento químico secundario, es un proceso de dos etapas desarrollado en los 80's en el que se adicionan químicos en la primera y segunda etapa (Figura 2.4 d). La primera etapa es la que combina el tratamiento primario convencional y la precipitación permitiendo la remoción de SST y DBO. La segunda etapa del tratamiento químico requiere bajas dosis de químicos y volumen de tratamiento.

Los fundamentos teóricos del proceso primario avanzado tienen que ver con tres aspectos (Jiménez y Chávez, 1999):

- La desestabilización de sólidos suspendidos
- La formación de flóculos y
- La eliminación de estos de la suspensión

Los dos primeros aspectos están relacionados con la coagulación-floculación y el tercero con la sedimentación y/o filtración.

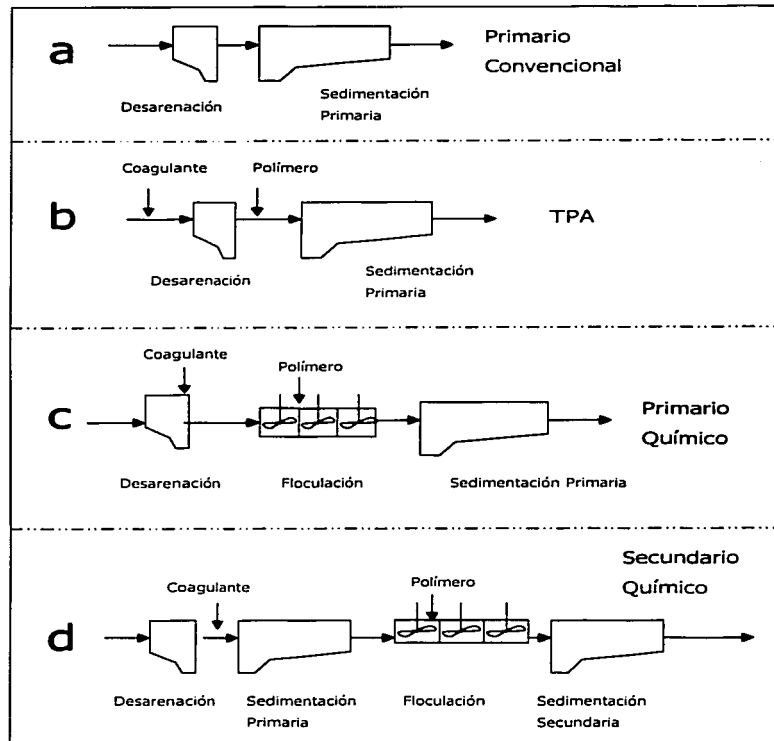


Figura 2.4 Diagrama de Flujo de las Diversas Formas de Tratamiento Primario. Fuente: Shao, et al., 1996

El TPA ha sido objeto de diversos casos de estudio, estos son usados para ilustrar una amplia gama de opciones, principalmente en las grandes ciudades, a continuación se citan algunos de ellos (Harleman y Murcott, 2000):

- Ciudad de México

El Valle de México, con 21 millones de habitantes, cubre un área de 1 300 km². La Ciudad produce en promedio 45 m³/s de agua residual, la cual es usada directamente para regar aproximadamente 85 000 ha de tierra agrícola en el valle del Mezquital, Estado de Hidalgo.

Estos cultivos son alimentados y suministran ingresos para la población local. Las aguas residuales sin tratar tiene un alto contenido de organismos, nutrientes como el fósforo y nitrógeno, así como Coliformes fecales y huevos de helmintos. Debido a que el suelo es muy pobre en materia orgánica, nitrógeno y fósforo; el empleo de aguas residuales ha incrementado los cultivos de maíz en un 150%, cebolla 100%, tomate 94%, etc. La irrigación en estas áreas recibe alrededor de 80 kg/ha de nitrógeno por año. El problema más importante del reúso del agua residual para riego en México es que predominan las enfermedades entéricas y parasitarias asociadas al contacto directo por parte de los agricultores con el agua sin tratar.

Entre 1993 y 1995, la autoridad nacional en agua de México tenía la urgencia de considerar y probar el TPA, como un tratamiento de una sola etapa que resultaría para remover altas concentraciones de SST, incluyendo huevos de helmintos, además de producir un efluente que pudiera ser desinfectado en una forma efectiva y económica. Esta propuesta se convirtió en la base de un gran número de pruebas a nivel piloto y a gran escala en la Ciudad de México.

Aunque el TPA fue muy efectivo en la remoción de huevos de helminto, con menos de 5 HH/L en el efluente. Las autoridades mexicanas realizaron una evaluación de costos del TPA en comparación con un tratamiento primario convencional con lodos activados para un número de plantas propuestas. Por ejemplo para la propuesta de la planta El Salto (con un gasto promedio de 10 m³/s) los costos de construcción (incluyendo la disposición de los lodos) de la planta del TPA fue estimado en \$70 millones de dólares mientras que el

tratamiento primario convencional fue demasiado alto por un factor de 1.85. Los costos de operación anual fueron de \$4 millones de dólares para el TPA y \$7 millones de dólares para la planta de tratamiento primario convencional (Harleman y Murcott, 2000).

- Sur de California

En 1985, tres de las cuatro plantas localizadas al Sur de California (la ciudad y el condado de Los Angeles, y el Condado de Orange), tenían un tratamiento secundario parcial mientras que la cuarta (San Diego) tenía solamente un tratamiento primario convencional. Esto fue debido al rápido crecimiento de la población, las plantas fueron sobrecargadas en un factor de dos o más, por arriba de su capacidad de diseño original, por lo que los operadores de las mismas se enfrentaron a un rendimiento bajo debido a las condiciones de sobrecarga y sólo cumplieron con los requerimientos del estado utilizando un sistema basado en el uso de sales de metales trivalentes para incrementar la remoción de sólidos por coagulación y floculación. Reinstalaron sus plantas por un TPA para un tratamiento rápido y menos costos.

El nuevo giro en California en 1985 fue la combinación de bajas dosis de cloruro férrico (aproximadamente 25 mg/L) como un coagulante primario, junto con una cantidad mínima de un polímero aniónico (aproximadamente 0.2 mg/L) como floculante. La eficiencia del tratamiento mejoró considerablemente en función de la remoción de sólidos con un incremento mínimo en la producción de lodos primarios.

En la planta de San Diego (Pt. Loma) después de instalar el TPA los sólidos suspendidos incrementaron hasta un 85% de remoción, la DBO a más del 55% y la de fósforo (debido a la precipitación como fosfato férrico) hasta 85%. Otras plantas, como la ciudad de Los Angeles (Hyperion) que tenía un tratamiento secundario parcial, se alcanzó un aumento del doble de su capacidad de flujo secundario después de la implementación del TPA, debido a

la disminución en la carga de DBO y a que la DBO remanente en el efluente del TPA fue muy soluble y fácilmente oxidable (Harleman y Murcott, 2000).

- Hong Kong

En 1994, el gobierno británico de Hong Kong designó a un grupo internacional de analistas para resolver un conflicto a través de proyectos para la limpieza del puerto de Hong Kong. El proyecto era una planta de tratamiento primario convencional dentro del puerto en Stonecutters Island (SCI) con desembocadura al océano. El gobierno se quejó de que este tratamiento era inadecuado y de que la contaminación del agua vertida desde el puerto era trasladada hacia aguas del territorio chino.

El grupo completó sus análisis en 1995 y recomendó un estudio a nivel planta piloto de un TPA, para SCI y la posterior desinfección del efluente. El estudio posterior de la planta piloto mostró que, con una dosis de cloruro férrico de sólo 10 mg/L y 0.1 mg/L de polímero, se removió un 80% de sólidos suspendidos y un 67% de DBO con una tasa de flujo superficial de 2.5 m/h; y el efluente del TPA puede ser efectivamente desinfectado.

En el posterior proyecto de la planta propuesta para SCI, el número de tanques de sedimentación primaria fue reducido de 54 a 38, para la tasa más alta de flujo superficial en el proceso de TPA. En mayo de 1997, Hong Kong completó la construcción de la planta de TPA más grande del mundo con capacidad máxima de flujo de 40 m³/s y 20 m³/s promedio. Los datos de operación de la nueva planta muestran que su rendimiento excede el pronosticado por el estudio en la planta piloto (Harleman y Murcott, 2000).

- Brasil

En 1997, el Banco Mundial solicitó una prueba tecnológica del TPA en una de las plantas de tratamiento existentes en Río de Janeiro. El objetivo era mostrar

si la tecnología del TPA debía ser usada en futuras plantas de tratamiento, planeadas para resolver graves problemas de eutroficación dentro de la Bahía Guanabara. En Río, uno de los objetivos más importantes del tratamiento es la remoción de fósforo a bajo costo, ya que éste es el nutriente que controla el crecimiento de algas, las cuales causan la disminución de oxígeno y producen olores en la Bahía. Las pruebas de laboratorio del TPA demostraron que éste es capaz de remover cerca del 90% de fosfatos, así como altos niveles de SST y DBO.

En 1998 se decidió usar el caso de Brasil para proveer tesis de maestría, en donde los puntos centrales de estudio fueron los municipios de alrededor de 100000 habitantes, los cuales tienen plantas de tratamiento sobrecargadas y con mal funcionamiento. En Brasil, la mayoría de las plantas de tratamiento que están en ciudades de este tamaño, son lagunas facultativas situadas a las orillas del área urbana. El método usual para aumentar el rendimiento de las lagunas y su capacidad de tratamiento, es la limpieza y reconstrucción de las lagunas, además de la instalación de unidades de aireación superficial en la primera laguna. Sin embargo, la mayoría de las ciudades no pueden solventar los costos iniciales y anuales para el mantenimiento y operación de los aireadores.

En 1998/99 los estudiantes, obtuvieron información de lagunas anaerobias y facultativas con el fin de servir a una comunidad costera con grandes variaciones en temporada alta. Un modelo numérico desarrollado en el Instituto Tecnológico de Massachussets para predecir el desempeño del tratamiento de agua residual en lagunas, resultó con buenos resultados al usarlo para simular el desempeño de lagunas por todo un año. El modelo de calibración se utilizó por los estudiantes para planear dos tratamientos alternativos mejorados para distintas ciudades.

En la primera alternativa, se instaló un pequeño tanque de TPA delante de la primer laguna, con el fin de reducir la carga de sólidos suspendidos y DBO en

las lagunas y eliminar la necesidad de los aireadores. El tamaño del tanque para el TPA y su funcionamiento, se fueron prediciendo por el comportamiento de la prueba de jarras en el sitio. La segunda alternativa se usó en una laguna con TPA con el concepto de que podrían agregarse químicos de coagulación directamente a la entrada de la primera laguna y de nuevo podrían eliminarse aireadores. Este tipo de laguna de TPA se ha usado con éxito en Escandinavia y se esperaría que su rendimiento mejore debido al clima caluroso de Brasil. Un estudio comparativo de costos mostró que ambas alternativas eran menos costosas, en capital y en costos de operación y mantenimiento que el diseño original de lagunas airadas.

Entre 1999/2000, fue construido un pequeño tanque de TPA para liberar la sobrecarga de la laguna causada por el rápido crecimiento de la población (Harleman y Murcott, 2000).

- Países Nórdicos

Antes de los 70's, Noruega sólo contaba con algunas plantas de tratamiento en aguas residuales. En la actualidad hay un total de 167 plantas con tratamientos químicos con una capacidad de menos de 100 personas equivalentes (pe) a más de 500,000 pe y un flujo de 20 m³/d a 315,000 m³/d. En la Tabla 2.9 se muestra la distribución de tamaño para 87 plantas.

Tabla 2.9 Distribución de tamaño de plantas de tratamiento de agua residual en Noruega. Fuente: Odegaard, 1992

Tamaño de diseño (pe)	Número de plantas			%	Flujo de diseño, m ³ /h			%
	PP ¹	SP ²	PP+SP	PP+SP	PP	SP	PP+SP	PP+SP
< 2,000	8	14	22	25.2	244	407	651	2.5
2,000-10,000	11	34	45	51.7	844	3155	3999	15.8
10,000-50,000	6	9	15	17.3	2254	3209	5463	21.5
> 50,000	3	2	5	5.8	12270	9795	15294	60.2
Total	28	59	87	100	15612	9795	25407	100

¹⁾ PP= Precipitación primaria

²⁾ SP= Precipitación secundaria

En la Tabla 2.10 se muestran los resultados para las 87 plantas químicas de Noruega. En la mayoría de los casos las muestras son tomadas diarias. Los datos que se muestran están basados en un promedio anual de los datos mensuales para cada planta.

Tabla 2.10 Resultados de tratamientos de 87 plantas químicas de Noruega. Fuente: Odegaard, 1992

Parámetros	Plantas con precipitación primaria				Plantas con precipitación secundaria		
	N ¹⁾	Afluente mg/L	Efluente mg/L	% Rem	Afluente mg/L	Efluente mg/L	% Rem
DBO	23	167± 95	27.2±12.7	80.9± 9.6	158± 69	28.0± 13.5	80.6± 10.0
COT	58	84± 39	26.8± 11.6	66± 11	72.6±48.6	21.9±10.6	64.6± 15.1
P Tot	87	5.4± 3.01	0.28 ± 0.14	93.3±4.2	5.32±2.45	0.24± 0.16	94.5± 6.0
SS	78	233 ± 171	17.3± 10	87.7± 11.3	238± 191	16.2± 9.4	91.8± 4.7
N Tot	37	36.5±31.4	28.5± 20.5	28 ± 8.2	33.9±14.3	28.8±8.8	27.9±6.2

¹⁾ Número de plantas

- Reino Unido

El TPA ha sido investigado por varios años, pero nunca ha ganado una amplia aceptación. Sin embargo no significa que no ha sido utilizado. Los usos más comunes del TPA en el Reino Unido son: *Reducción de carga temporalmente*. Aliviar las sobre cargas orgánicas de los tratamientos secundarios. *Tratamiento compacto*. Los sedimentadores de alta tasa, depende del uso de la incorporación química. El uso predominante del TPA en el Reino Unido es ahora las descargas hacia las costas. *Reducción de fósforo*. Hay un número de trabajos en el Reino Unido que requieren la reducción de fósforo, aunque la incorporación química es el método preferible, esto raramente se emplea en la primera etapa por traer varias desventajas (Cooper-Smith, 2001).

En 1991 Yorkshire Water construyó uno de los primeros sedimentadores de alta tasa del Reino Unido en Hedon, cerca de Kingston. Durante una extensiva evaluación, aparentemente los sedimentadores de alta tasa se convirtieron más eficientes con la incorporación de químicos pues permitió la operación en caudales más altos (por un factor de dos), dio mejores remociones (La remoción de sólidos se incremento de 35 % a 80 %) y un funcionamiento más constante. Pues el resultado era lógico pensado que el TPA se podría ampliar al establecimiento convencional existente. Por lo tanto un ensayo corto fue emprendido con todos los productos químicos intentados, dando una mejora significativa en el funcionamiento primario del tanque. Debido a las implicaciones de costo Yorkshire Water decidió no perseguir la ruta compacta de la tecnología para mejorar los trabajos costeros, en su lugar se empleó las tecnologías convencionales. Sin embargo, el uso del TPA se ha adoptado para algunos trabajos costeros pero se practica solamente durante la temporada de fiesta, ejemplo en Scarborough (Población en invierno de 53,000 y en verano de 110,000). Tal uso del TPA se considera como extremadamente rentable, ya que la temporada de fiesta es relativamente corta y reduce la capacidad biológica adicional requerida.

2.4. Factores que afectan el desempeño del proceso de TPA

Las impurezas del agua varían en tamaño, desde unos pocos angströms para sustancias solubles hasta unos pocos cientos de micrones para materia en suspensión (Weber, 1979). La eliminación de una gran proporción de estas impurezas se lleva a cabo por sedimentación, sin embargo, debido a que muchas de las impurezas son demasiado pequeñas para obtener un proceso de eliminación eficiente por sedimentación basado sólo en 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.

Se llama coagulación-floculación al proceso en el cual las partículas se aglutinan en pequeñas masas, con peso específico mayor al del agua, estos aglutinamientos son llamados flocs (CEPIS, 1981).

La coagulación-floculación remueve sólidos orgánicos e inorgánicos y precipitan las sales metálicas. Pero, con la materia orgánica es poco eficiente debido a la amplia gama de componentes que la conforman. Se considera que las moléculas orgánicas con alto peso molecular (10^4) son removidas tanto con la aplicación de hierro o aluminio si se emplea el pH y la dosis óptima; pero partículas con peso molecular inferior a 1000 o 1500 según su naturaleza química prácticamente no son removidas (Tambo, 1990).

2.4.1. Coagulación

Es el fenómeno de desestabilización de las partículas coloidales, que puede conseguirse por medio de la neutralización de sus cargas eléctricas negativas, este proceso es producto de la adición de un reactivo químico llamado coagulante (Aldana, 1996).

Según LaMer (en Weber 1979), la coagulación se refiere a la desestabilización producida por compresión de las dobles capas eléctricas que rodean a todas las partículas coloidales. Riddick (en Eckenfelder, 1991), describe cual es la secuencia ideal para que ocurra una coagulación efectiva (Figura 2.5) como se cita a continuación:

- Asegurar que el agua tenga alcalinidad suficiente. En caso contrario añadir en forma de bicarbonato para no modificar el pH
- Adicionar las sales de aluminio o hierro para abrir el coloide con iones Al^{+3} y Fe^{3+} y formar microfloculos con carga positiva (desestabilización del coloide)
- Efectuar una mezcla rápida durante 1 a 3 minutos

- Añadir los ayudantes de coagulación (silica o polielectrólitos) para formar el floculo y controlar el potencial Zeta
- Efectuar una mezcla lenta por 20 a 30 minutos

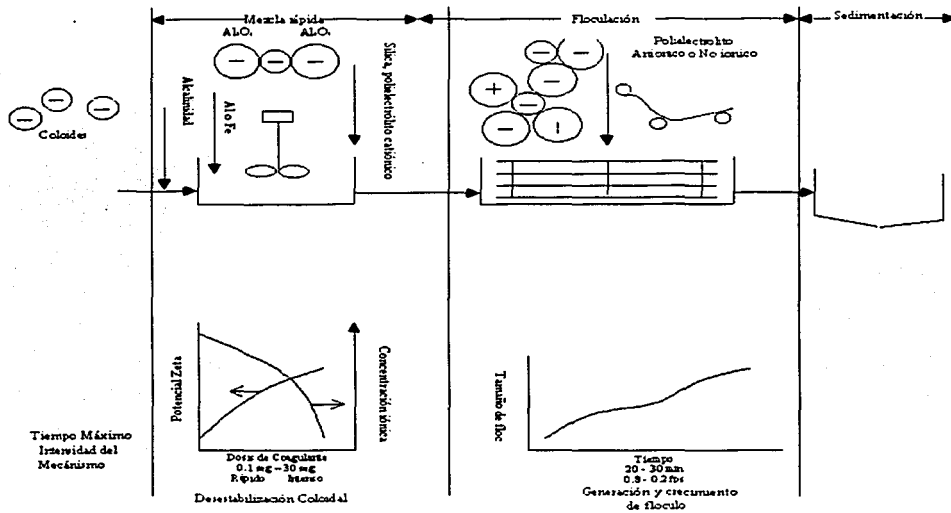


Figura 2.5 Secuencia ideal para una mejor coagulación. Fuente: Eckenfelder, 1991.

Factores que influyen en el proceso de coagulación

Muchos factores influyen en la coagulación del agua, debiéndose citar (Hernández, 1998):

TESIS CON
FALLA DE URGEN

- Tipo de coagulante

Cantidad de coagulante que requiere para llevar el agua al óptimo de coagulación. Aunque existe cierta relación entre la turbiedad del agua bruta y la dosis del coagulante apropiado, la cantidad exacta sólo puede ser determinada mediante ensayos en pruebas de jarras (Jar-Test). Aún así la cantidad puede variar con otros factores, como el tiempo de mezcla y la temperatura del agua.

- Características del agua, pH. Existe para cada coagulante una zona de pH, donde se produce una buena floculación en plazo corto y con una dosis dada de coagulante. La coagulación debe efectuarse dentro de esta zona óptima siempre que sea posible. Cuando se deja de operar en la zona óptima para cualquier agua, se da un desperdicio de productos químicos y un descenso del rendimiento de la planta.
- Tiempo de mezcla y floculación. Al conjunto se le suele denominar "período de coagulación" y se define como el tiempo transcurrido entre la adición del coagulante al agua y el final de la agitación del agua a una velocidad que impida la decantación de las materias floculadas. Antes de la entrada al decantador puede estimarse en la mayoría de los casos entre los diez y los treinta minutos.
- Efecto de la temperatura del agua. La influencia principal de la temperatura en la coagulación es su efecto sobre el tiempo requerido para una buena formación del flóculos. Generalmente, cuanto más fría esté el agua más largo será el tiempo requerido para producir buenos flóculos con una calidad determinada de coagulante.
- Fuerza de agitación. Se ha comprobado que una velocidad de 30 a 40 cm/s, en los tanques de coagulación, produce una fuerza de agitación adecuada.

- Presencia de núcleos. Las partículas sólidas en suspensión actúan como núcleos para la formación inicial de flóculos. Es un hecho bien conocido que el agua que contiene poca turbiedad coloidal es, frecuentemente, de floculación más difícil.

Gradiente y tiempo de mezcla rápida

Durante la fase inicial, las partículas y los microflóculos presentes en el agua son todavía similares en tamaño a la materia disuelta, orgánica e inorgánica. Las posibilidades de neutralizar las cargas y de que las partículas absorban las sustancias mencionadas dependerán del número obtenido de colisiones útiles, que a su vez dependerán de la turbulencia generada, y sobre todo de la calidad y la duración de la turbulencia generada (Calderón, 1998).

Además de incrementar el número posible de colisiones entre las partículas, otro objetivo de la mezcla rápida es la dispersión de los coagulantes aplicados u otros químicos a través del agua para ser tratada. La necesidad para una difusión uniforme de el coagulante es obvia, por que la dosis química es proporcional para el flujo total de agua dentro de la planta y la coagulación de materia coloidal en agua cruda (Kawamura, 1973).

Generalmente, la mezcla rápida proporciona un tiempo de detención de 20-60 s con una mezcla intensa y con un gradiente en orden de magnitud de 300 s^{-1} o más (Morrow y Rausch, 1974). Sin embargo, se encontró que un gradiente de 300 s^{-1} no siempre es efectivo en la desestabilización completa de las partículas. Para gradientes mayores a 400 s^{-1} , descubrieron que la coagulación óptima ocurría en menos de 2 min. En cambio si se aplicaban gradientes de 400 a 450 s^{-1} por periodos mayores a los 2 minutos, se obtenían flóculos pequeños que no se aglomeraban durante la floculación. Con gradientes de 300 a 1400 s^{-1} , el tiempo necesario para alcanzar la desestabilización decrecía, de tal forma de que con un gradiente de 1000 s^{-1} solo se necesitaban unos segundos para alcanzar la desestabilización.

Letterman *et al.*, (1973) sugieren valores de gradientes para cámaras de mezcla rápida de 1000 s^{-1} para un periodo de contacto de 205 y 700 s^{-1} para un periodo más largo de 40 s.

Tillman (1996) sugiere tiempos de mezcla cortos entre un promedio de 1 minuto y un mínimo de 30 segundos.

2.4.2. Floculación

El coagulante introducido da lugar a la formación del flóculo, pero es necesario aumentar su volumen, su peso y sobre todo su cohesión. Se favorecerá el engrosamiento del flóculo a través de (Aldana 1996):

- Una coagulación previa, tan perfecta como sea posible
- Una agitación homogénea y lenta con el fin de aumentar las posibilidades de que las partículas coloidales descargadas eléctricamente se encuentren entre sí
- El empleo de ciertos productos, llamados floculantes

La floculación es un proceso físico (Odegaard, 1985), donde las partículas se aglutinan. De acuerdo con Odegaard (1995) los propósitos de la floculación son:

- Aglutinar partículas coaguladas en flocs separables que sean posible precipitar
- Preparar las características de los flocs para que se puedan separar eficazmente como sea posible

Gradiente y tiempo de mezcla lenta

El propósito fundamental de la mezcla lenta es fomentar colisiones entre partículas para la formación de flocs. La frecuencia de contacto de partículas y por consiguiente la razón en la cual las partículas crecen es controlado por las propiedades del agua (temperatura, viscosidad y densidad), propiedades de las partículas (número de concentración, densidad y tamaño) y las características de la mezcla lenta (tiempo de retención e intensidad de la mezcla) (AWWA, 1989).

De acuerdo con Fettig, Odegaard y Ratnawera (1990) opinan que de 10 a 87 s^{-1} es el intervalo ideal para que se lleve a cabo la floculación, en cambio Kawamura (1973) sostiene que el gradiente se puede ampliar hasta 100 s^{-1} . El valor óptimo es cercano a 50 s^{-1} para estudiar el comportamiento de algunos polímeros para el acondicionamiento de lodos.

Hernzmann (1994) realizó pruebas con agua de alcantarillado pluvial y concluyó que es suficiente un tiempo de floculación de 6 min sin embargo, cuando el contenido de materia orgánica es alto, el tiempo de floculación debe ser mayor a 10 minutos., mientras que Fettig *et al.*, (1990) consideran que tiempos entre 10 y 19 minutos son suficientes para lograr una buena floculación y una buena remoción de sólidos suspendidos en el agua residual cuando se utilizan polímeros.

2.4.3. Coagulantes y floculantes empleados en el tratamiento del agua residual.

En general, se puede decir que coagulantes son aquellos compuestos de hierro o aluminio capaces de formar un flóculo y que pueden efectuar coagulación al ser añadidos al agua. Por otra parte, los floculantes o también llamados ayudantes de coagulación, son sustancias que producen poco o ningún flóculo

al ser usados solos, pero mejoran los resultados obtenidos con simples coagulantes (Romero, 1999).

Los coagulantes de más uso en el tratamiento de agua son:

Aluminio.- Es el más utilizado comúnmente y es aplicado como sulfato de aluminio o como aluminio líquido. Es un coagulante versátil y desempeña en un rango general de pH de 5.5 a 7.5. Puede ser también efectivo en rangos altos de pH con varias aguas. Remueve color, es usualmente mejor en un pH bajo con rango de 5 a 6.

Hierro.- Es usado en forma de sulfato férrico, sulfato ferroso o cloruro férrico. Los compuestos del hierro son generalmente muy baratos, produce un floc pesado y se desempeña en un rango amplio de pH. Han sido efectivos en la remoción de color (pH bajo) y ablandamiento (pH alto). No son usados a menudo como el aluminio, porque requiere de otros químicos como la cal o cloruro para ser efectivo, mancha los equipos y son extremadamente corrosivos.

En la Tabla 2.11 se lista algunos de los coagulantes más comunes derivados del hierro y el aluminio, así como los rangos de dosis y el rango de pH efectivo.

Tabla 2.11 Compuestos de hierro y aluminio mas comunes, empleados como coagulantes. Fuente: Tillman, 1996

Coagulante	Dosis típica mg/L	pH efectivo
Sulfato de Aluminio	10 a 100	5.5 a 8.0
Sulfato Férrico	5 a 50	4.0 a 6.0-8.8 a 9.2
Sulfato Ferroso	5 a 25	8.8 a 9.2
Cloruro Férrico	5 a 50	4.0 a 11.0

Policloruros de aluminio (PAC).- Comparado con otros productos, son relativamente nuevos en aplicaciones de tratamiento de agua. Los PAC's son coagulantes de aluminio prepolimerizado, que no se debe confundir con un polímero ya que éste no puede ser descrito sólo con una fórmula química debido a que él consiste de una serie de químicos con propiedades diferentes, que aseguran un rendimiento óptimo para una variedad de aplicaciones. El PAC puede ser representado por la fórmula general (Muotka, 2000):



El grado de neutralización, o el reemplazo de los iones Cl^- por los iones OH^- puede ser expresado usando la basicidad. La basicidad es el número de radicales oxhidrilos (OH^-), a mayor cantidad de OH^- , mayor será la basicidad, lo que implica mayor carga positiva, que al final puede formar largas cadenas complejas de aluminio; esto puede ser expresado por (Muotka, 2000):

$$\% \text{Basicidad} = 100 \times (\text{OH}) / 3 (\text{Al})$$

Las variaciones en las características de los PAC's que se pueden encontrar comercialmente son:

Contenido de Aluminio:	4 a 12.5 %
Basicidad:	15 a 83 %
Aditivos:	Sulfato, sílice, calcio, polímeros orgánicos, etc.
Diferentes condiciones de fabricación:	Diferente grado de polimerización

Todas estas variaciones crean diferentes policloruros de aluminio con pequeñas diferencias en las características y rendimientos esperados. Comparado con los productos comúnmente utilizados, como el alumbre, el uso de los policloruros de aluminio presentan los siguientes beneficios (Muotka, 2000):

- Alta eficiencia de remoción de partículas
- Baja producción de lodos
- Poco aluminio residual
- Trabaja en un amplio intervalo de pH
- Bajo consumo de alcalinidad
- Alto rendimiento en aplicaciones en agua fría
- Aumento en el rendimiento de los filtros

Floculantes de uso más común:

Los polielectrólitos o polímeros son probablemente los floculantes más comunes y han llegado a ser, cada vez más aceptados. Los polielectrólitos son polímeros orgánicos sintéticos de alto peso molecular y son moléculas largas que producen iones cuando se disuelven en agua y estos ayudan a producir flóculos grandes. Los tres tipos de polielectrólitos usados en el tratamiento del agua residual son (Tillman, 1996):

- ◇ Catiónico (carga positiva)
 - ◇ Aniónico (carga negativa)
 - ◇ No iónico (neutral)
-
- Los polímeros catiónicos son usados con frecuencia para neutralizar cargas, estos pueden ser usados solos como un coagulante primario, pero la mayoría de las veces son empleados con un coagulante primario para reducir la dosis requerida y reducir la cantidad de lodo producido. Los polímeros tienen un pequeño efecto sobre el pH y pueden incrementar el efecto. Los polímeros aumentan los flocs y también han sido una solución rápida en la mejoría de remoción de bacterias, virus y algas.
 - Los polímeros aniónicos se disuelven para formar iones negativos y han sido usados para proveer más reacciones por las cargas positivas de los coagulantes primarios. Pueden permitir una dosis más baja de coagulante

primario para formar flocs pesados, sin embargo, con una sobre dosis puede reducir el efecto de la coagulación.

- Los polímeros no iónicos son neutros, pero forman iones positivos y negativos cuando se disuelven en agua. Estos requieren de una alta dosis para ser efectivos, pero su bajo costo hacen de estos una alternativa atractiva. También pueden usarse como un coagulante primario.

En la Tabla 2.12 se muestran los intervalos de dosis sugeridas para polímeros catiónicos, aniónicos y no iónicos.

Tabla 2.12 Dosis recomendadas para polímeros. Fuente: Tillman, 1996

Tipo de polímero	Rango de dosis (mg/L)
Catiónico	0.1 a 1.0
Aniónico	0.1 a 1.0
No iónico	1.0 a 10

2.5. Sistemas coloidales

En general, los coloides son sólidos finamente divididos que no sedimentan por la simple acción de la gravedad, pero que pueden removerse del agua mediante coagulación, filtración o acción biológica (Romero, 1999).

Los principales tipos de coloides que se encuentran en el agua residual cruda son los materiales de silicato como arcilla o cuarzo y materiales orgánicos como pueden ser bacterias, sustancias orgánicas que originan color o coloides orgánicos. Existen dos razones que explican porque los coloides en el agua son estables o no se adhieren fácilmente cuando están cerca uno del otro: pueden estar cargados y/o pueden ser hidrofílicos. Un coloide puede ser estable debido a cualquiera de las dos características.

Un sistema coloidal es aquel en el cual las partículas finamente divididas se encuentran dispersas en un medio continuo, las partículas se llaman fase dispersa y el medio fase dispersante y pueden tener una composición variada, es decir, no se limitan a un grupo de sustancias, ya que éstas pueden ser orgánicas e inorgánicas (Benefield, 1982).

Según CEPIS, 1981 los sistemas coloidales podríamos dividirlos en: moleculares y no moleculares (micelares); liofílicos y liofóbicos; diuturnos y caducos y orgánicos e inorgánicos de acuerdo a la Figura 2.6

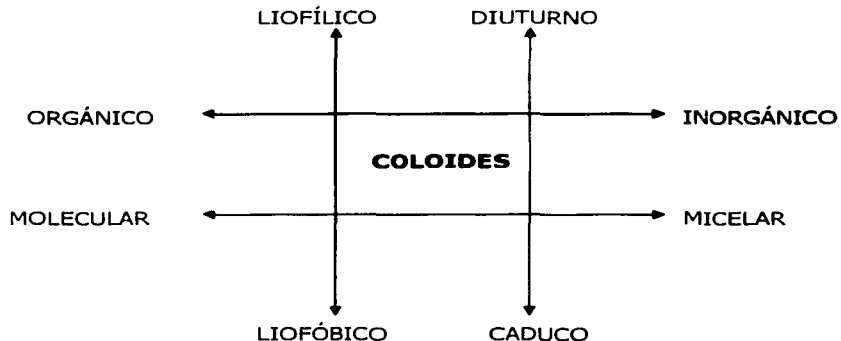


Figura 2.6 Clasificación de los sistemas coloidales

Los coloides moleculares están constituidos por sustancias polímeras formadas por largas cadenas orgánicas con pesos moleculares muy grandes (15000-100000) y tamaños entre 10^2 y 5×10^2 μm de longitud y 0.2 μm de grosor.

Los coloides no moleculares o micelares pueden formarse por asociación de moléculas mas pequeñas que los minerales o compuestos orgánicos que espontáneamente se aglutinan en presencia de un dispersante en partículas de tamaño coloidal.

Los coloides liofílicos están constituidos por las dispersiones moleculares de sustancias poliméricas o sustancias aglutinadas en tamaño coloidal, que tienen una fuerte atracción por el solvente y reaccionan químicamente con el agua en la cual están dispersos. Su estabilidad depende de la capa de hidratación que los rodea en la cual hay moléculas de agua adheridas que actúan como barrera e impiden el contacto entre partículas.

Los coloides liofóbicos se encuentran formados por sustancias insolubles en el dispersante, por lo cual son mucho más inestables que los liofílicos. Son el tipo de dispersiones que más interesa en el tratamiento de aguas potables.

Los coloides diuturnos son aquellos que no se modifican o se aglutinan durante mucho tiempo, comparado con el período de observación.

Los coloides caducos son los coloides transitorios que se aglutinan o cambian rápidamente.

También los coloides pueden ser orgánicos como las proteínas o las grasas, o inorgánicos como el oro o las arcillas minerales.

2.5.1. Suspensiones coloidales

En el agua aparecen partículas de pequeña dimensión, de milimicras a la decena de micras, formando una estructura coloidal. Los coloides constituyen una parte importante de la contaminación, causa principal de la turbiedad. Todo tratamiento impone un cambio de estado, que permite que las partículas se aglomeren y formen corpúsculos de mayor tamaño, fáciles de eliminar. Este engrosamiento se produce de forma natural, puesto que existen fuerzas cuya acción es específica de una suspensión coloidal, que la mantienen en un estado disperso a lo largo del tiempo, con una notable estabilidad. Se ha observado que dicha estabilidad se debe a que estas partículas soportan cargas eléctricas

del mismo signo, que por repulsión electrostática, dan lugar a su estabilidad en el líquido e impiden su agregación en partículas mayores decantables (Hernández, 1998); de igual forma dicha estabilidad es el resultado de una solvatación o de una acción protectora debida a ciertos cuerpos absorbidos.

En las aguas naturales, los coloides se encuentran siempre cargados negativamente. Lo mismo sucede con frecuencia en las aguas residuales. Como consecuencia de la solvatación, debe considerarse la partícula coloidal ionizada parcialmente en la superficie.

2.5.2. Forma de los coloides

La forma de las partículas coloidales influye en su comportamiento aunque sólo puede determinarse de manera aproximada, en la mayoría de los casos puede ser muy compleja.

Dicha forma tiene relación directa con sus propiedades. Sin embargo, no se ha hecho una clasificación adecuada de las formas coloidales. Algunos los clasifican en isométricas y anisométricas. Las primeras son las que tienen una dimensión igual en todas sus direcciones (esferas, poliedros); las segundas son las que se extienden preferentemente en una o dos dimensiones tales como los cilindros, láminas, cintas, etc. La Figura 2.7 incluye las formas más comunes de coloides. En un líquido turbulento, las formas filamentosas o cilíndricas tienen más oportunidad de contacto que las formas esféricas o poliédricas, lo cual influye en la posibilidad de aglutinación de las partículas y su velocidad de floculación.

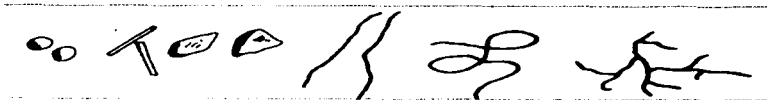


Figura 2.7 Formas de los coloides en el agua residual. Fuente: CEPIS, 1981

2.5.3. La interacción de los coloides

En cada caso las propiedades físicas y cualidades de las suspensiones están fuertemente afectadas por las propiedades de los coloides. Se pueden cambiar las características de una suspensión al comprender las interacciones de un coloide individual con otro. En ocasiones se busca maximizar las fuerzas repulsivas entre ellos, para así producir suspensiones estables. Las repulsiones mutuas entre partículas adyacentes impiden la unión de grandes y rápidas sedimentaciones de aglomerados. En los tratamientos de purificación de aguas se debe, por lo contrario, minimizar las fuerzas de repulsión entre las partículas que las enturbian, para que así se formen grandes aglomerados que sedimenten y filtren fácilmente. Por su tamaño microscópico, las fuerzas de unión en la superficie del coloide y el líquido son las que determinan su comportamiento (Zeta-Meter Inc). Cada coloide contiene una carga eléctrica que suele ser de naturaleza negativa, aunque también puede ser positiva, la magnitud de esta carga puede variar dependiendo de la naturaleza del coloide. Estas cargas producen fuerzas de repulsión electrostática entre los coloides vecinos. Si la carga es suficientemente elevada los coloides permanecen discretos, dispersos y en suspensión (Figura 2.8 a) reduciendo o eliminando estas cargas se obtiene el efecto opuesto y los coloides se aglomeran y sedimentan fuera de la suspensión (Figura 2.8 b).



Figura 2.8 Fuerzas de repulsión y atracción entre partículas

***METODOLOGÍA
EXPERIMENTAL***

3. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

3.1 Diseño experimental

El objetivo que se persiguió con el diseño experimental, en primera instancia, fue determinar el efecto del tipo de coagulante empleado y la dosis, así como evaluar el efecto de la carga presente en un polímero (catiónico o aniónico), con base a ciertos parámetros que se deben cumplir en el efluente con fines de reúso agrícola. Posteriormente se determinaron las condiciones de mezclado y tiempo de contacto óptimos para el desempeño del sistema tanto en la etapa de coagulación como en la de floculación.

Este estudio se hizo a partir de un diseño aleatorio por bloques completos (todos los tratamientos se probaron en cada bloque) y de efectos fijos (los tratamientos se establecieron previamente).

El diseño se llevó a cabo en cuatro etapas, con la finalidad de facilitar la determinación de la distribución del tamaño de partículas (DTP) y los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos a nivel laboratorio.

3.2 Muestreo del afluente

La técnica de muestreo utilizada en un estudio del agua residual deben asegurar la obtención de muestras representativas, ya que los datos que se deriven de los análisis de aquellas serán, en definitiva, la base para el proyecto de las instalaciones de tratamiento (Metcalf & Eddy, 1996). Estas muestras representan las condiciones que están en el punto y la hora de muestreo, y con lo cual deben contener el volumen

necesario para efectuar la determinación de los parámetros correspondientes, y los cuales recomiendan tomar las muestras en el centro del canal o colector, de preferencia en lugares donde el flujo sea turbulento a fin de asegurar un buen mezclado (NMX-AA-003-1980).

En este caso se hizo un muestreo sistemático basado en la toma de muestras a intervalos constantes en el tiempo, dos veces por semana (**martes y viernes**) y a la misma hora (**8:00-8:15 a.m.**) y en un punto fijo de muestreo (a la salida del **Emisor Central**, Figura 3.1). Este Emisor conduce aproximadamente $20 \text{ m}^3/\text{s}$, los cuales corresponden al 45% del total del agua residual de la Ciudad de México (Jiménez *et al.*, 2000).



Figura 3.1 Emisor Central (El Salto, Tepejí del Río, Hgo.)

En cada muestreo el volumen del afluente que se tomó dependió de las necesidades de cada una de las etapas experimentales variando desde 40 hasta 50 L, los cuales fueron

depositados en un envase de plástico previamente lavado, para posteriormente homogenizarlos.

Después de homogenizar el agua muestreada se tomaron 200 mL que correspondieron a la muestra del afluente, a la cual se le midió *in situ* los parámetros de pH, temperatura, conductividad eléctrica, alcalinidad y turbiedad. A continuación se realizó la homogenización de la muestra y el llenado de los vasos con 1 L del afluente para después realizar la simulación del TPA a través del equipo de prueba de jarras (Figura 3.3), empleando un floculador automatizado.

3.3 Primera Etapa: Determinación del efecto del coagulante sulfato de aluminio y PAC's (basicidad media, media-alta y alta)

En esta etapa se evaluaron cuatro coagulantes; sulfato de aluminio y tres PAC's (PAX XL-60, PAX XL-19 y PAX XL-13), que se caracterizaron por su basicidad (40 %, 84 % y 65 % respectivamente) acompañados de tres dosis distintas (100, 200 y 300 μmol de Al/L) para cada coagulante, en cuatro fechas diferentes (Tabla 3.1) de acuerdo a las variables de respuesta que fueron: distribución del tamaño de partículas (DTP), sólidos suspendidos totales (SST), turbiedad, coliformes fecales y *Salmonella* spp., además, se midieron los parámetros de pH, alcalinidad, conductividad, fósforo (P) y nitrógeno (N).

La determinación de huevos de helmintos únicamente se realizó en la última fecha con las tres dosis del coagulante que mostraron la mayor eficiencia de remoción de contaminantes en las fechas anteriores (ver Anexo III), ya que el análisis lleva mucho tiempo (tres días) además de que es cara la determinación de estos.

Tabla 3.1 Diseño aleatorio por bloques completos para la primera etapa

TRATAMIENTO	BLOQUES			
	05-06-01	12-06-01	15-06-01	19-06-01
Sulfato de aluminio	100 $\mu\text{mol Al/L}$	100 $\mu\text{mol Al/L}$	100 $\mu\text{mol Al/L}$	100 $\mu\text{mol Al/L}$
	200 $\mu\text{mol Al/L}$	200 $\mu\text{mol Al/L}$	200 $\mu\text{mol Al/L}$	200 $\mu\text{mol Al/L}$
	300 $\mu\text{mol Al/L}$	300 $\mu\text{mol Al/L}$	300 $\mu\text{mol Al/L}$	300 $\mu\text{mol Al/L}$
Basicidad media	100 $\mu\text{mol Al/L}$	100 $\mu\text{mol Al/L}$	100 $\mu\text{mol Al/L}$	100 $\mu\text{mol Al/L}$
	200 $\mu\text{mol Al/L}$	200 $\mu\text{mol Al/L}$	200 $\mu\text{mol Al/L}$	200 $\mu\text{mol Al/L}$
	300 $\mu\text{mol Al/L}$	300 $\mu\text{mol Al/L}$	300 $\mu\text{mol Al/L}$	300 $\mu\text{mol Al/L}$
Basicidad media-alta	100 $\mu\text{mol Al/L}$	100 $\mu\text{mol Al/L}$	100 $\mu\text{mol Al/L}$	100 $\mu\text{mol Al/L}$
	200 $\mu\text{mol Al/L}$	200 $\mu\text{mol Al/L}$	200 $\mu\text{mol Al/L}$	200 $\mu\text{mol Al/L}$
	300 $\mu\text{mol Al/L}$	300 $\mu\text{mol Al/L}$	300 $\mu\text{mol Al/L}$	300 $\mu\text{mol Al/L}$
Basicidad alta	100 $\mu\text{mol Al/L}$	100 $\mu\text{mol Al/L}$	100 $\mu\text{mol Al/L}$	100 $\mu\text{mol Al/L}$
	200 $\mu\text{mol Al/L}$	200 $\mu\text{mol Al/L}$	200 $\mu\text{mol Al/L}$	200 $\mu\text{mol Al/L}$
	300 $\mu\text{mol Al/L}$	300 $\mu\text{mol Al/L}$	300 $\mu\text{mol Al/L}$	300 $\mu\text{mol Al/L}$

Las experiencias en México han descartado el uso de cloruro férrico, debido a la formación de flóculos muy finos de color negro (Jiménez y Chávez, 1996 y 1997), por este motivo dicho coagulante fue descartado del estudio, además se ha determinado que un efluente tratado con este coagulante produce un ensuciamiento en las lámparas de UV (Gehr and Wright, 1998).

Los gradientes empleados para simular cada etapa que compone el tratamiento se indican en la Tabla 3.2 donde los gradientes fueron tomados de estudios anteriores y el tiempo de sedimentación fue grande debido a que en esta etapa no se acompañó con ningún floculante.

Tabla 3.2 Condiciones de mezclado y tiempo de contacto empleado, primera etapa

Etapas de tratamiento	Régimen, en s^{-1}	Tiempo de contacto
Coagulación	380	30 s
Floculación	15	10 min
Sedimentación	0	15 min

3.4 Segunda Etapa: Determinación de la carga y dosis de polímero

Una vez seleccionado el coagulante óptimo (basicidad media-alta) se evaluó el efecto de la carga y la dosis de polímero; para este caso se probó un polímero aniónico y otro catiónico, en dos distintas dosis (1 y 2 mg/L para el primer caso y 1 y 2% para el segundo) y se utilizaron las mismas variables de respuesta de la primera etapa, y de esta manera se determinó el tipo y la dosis de floculante que presentó las mejores condiciones de operación (Tabla 3.3).

Las dosis de coagulante con basicidad media-alta que se probaron están mostradas en la Tabla 3.3, quedando el siguiente diseño experimental.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Tabla 3.3 Diseño aleatorio por bloques completos, segunda etapa

Coagulante con basicidad media-alta (PAX XL-13, μmol de Al/L)	TRATAMIENTO	BLOQUES		
		29-06-01	03-07-01	06-07-01
50	POLÍMERO CATIONICO	1 %	1 %	1 %
100				
200				
300				
50	POLÍMERO ANIONICO	1 mg/L	1 mg/L	1 mg/L
100				
200				
300				

En la Tabla 3.4. se muestran las condiciones de mezclado y tiempos de contacto que se utilizaron durante la etapa experimental; para cada uno de los polímeros empleados las condiciones de mezclado y tiempos de contacto fueron distintas debido a que la adición de cada uno de los polímeros fue distinta. Cuando se adicionó el polímero catiónico se mezcló con el coagulante empleado, mientras que el polímero aniónico se adicionó por separado en su etapa correspondiente.

Tabla 3.4 Condiciones de mezclado y tiempo de contacto empleados, segunda etapa

Etapa de tratamiento	Polímero aniónico		Polímero catiónico	
	s^{-1}	Tiempo	s^{-1}	Tiempo
Coagulación	463	30 s	380	30 s
Floculación	58	5 min	15	10 min
Sedimentación	0	5 min	0	5 min

3.5 Tercera Etapa: Evaluación del efecto del gradiente y tiempo de contacto durante la etapa de coagulación

Debido a que ya se contaba con un coagulante y un polímero, en esta tercera etapa se evaluó el efecto del gradiente de velocidad y el tiempo de contacto durante la etapa de coagulación (Tabla 3.5), utilizando tres gradientes (164, 300 y $463 s^{-1}$) a tres tiempos de contacto (15s, 30s y 60s), basado en las variables de respuesta de la primera etapa y así, de esta forma se obtuvo el gradiente y el tiempo de contacto que proporcionaron los mejores resultados. Durante la floculación en un gradiente $G = 15 s^{-1}$ y un tiempo de contacto $t = 10$ min y la etapa de sedimentación a $G = 0 s^{-1}$ y $t = 5$ min que se mantuvieron fijos durante la etapa.

Tabla 3.5 Diseño aleatorio por bloques completos, tercera etapa

TRATAMIENTO	BLOQUES		
	10-07-01	13-07-01	17-07-01
$164 s^{-1}, 300 s^{-1}, 463 s^{-1}$	15 s	15 s	15 s
	30 s	30 s	30 s
	60 s	60 s	60 s

El cálculo de los gradientes empleados en las pruebas de jarras se hizo con base a Kawamura (1991). De acuerdo a esto, se realizó la conversión de rpm a s^{-1} para los gradientes empleados en este estudio, en la Figura 3.2 se muestra la curva de calibración.

$$G = \sqrt{\frac{C_D * A * v^3}{2 * \mu * V}}$$

Donde:

C_D = Coeficiente de arrastre, este depende de la forma de la paleta y de las condiciones de flujo = 2.0

A = Área transversal de las paletas = $1.5 * 10^{-3} m^2$

v = Velocidad relativa de la paleta con respecto al fluido, y se encuentra en el intervalo de 0.5 a 0.75, para este caso se empleo el valor de 0.5 = $0.5 * \pi * D * n$

μ = Viscosidad cinemática del fluido = $1.003 * 10^{-6} m^2/s$

V = Volumen del tanque de sedimentación = $1 * 10^{-3} m^3$

n = rpm/60 s

Cálculos

$$G = \sqrt{\frac{2 * 1.5 * 10^{-3} m^2 * \left(\frac{1}{2} * \pi * D * n\right)^3}{2 * \mu * V}}$$

$$G = \sqrt{\frac{0.003 m^2 * \frac{1}{8} * \pi^3 * (0.05 m)^3 * n^3}{2 * 1.003 * 10^{-6} \frac{m^2}{s} * 1 * 10^{-3} m^3}}$$

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

$$G = \sqrt{\frac{1.45341 \times 10^{-6} * n^3}{2.006 \times 10^{-9}}}$$

$$G = \sqrt{724.5314 * n^3}$$

$$G = 26.917 * n^{3/2}$$

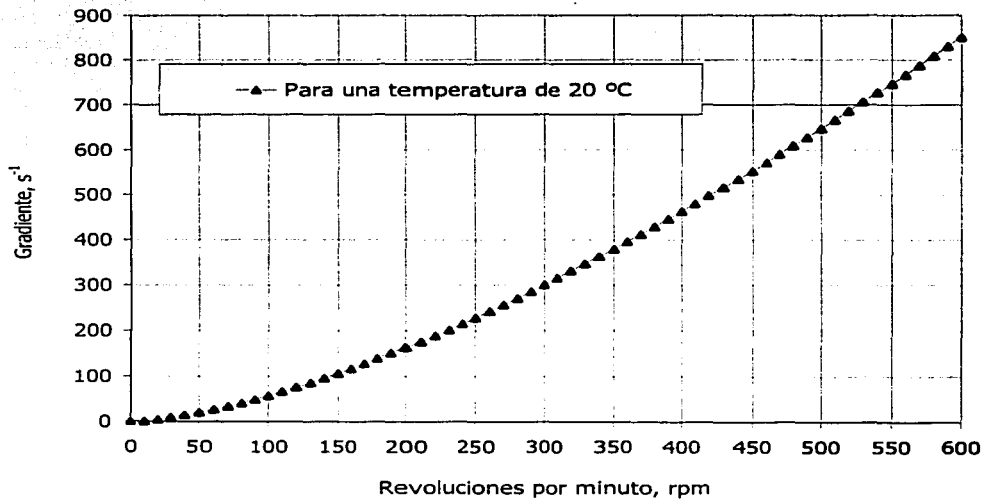


Figura 3.2 Curva de calibración de la velocidad del gradiente

3.6 Cuarta Etapa: Evaluación del efecto del gradiente y tiempo de contacto durante la etapa de floculación

En la cuarta etapa (Tabla 3.6) se evaluó el efecto del gradiente de velocidad y el tiempo de contacto durante la etapa de floculación, para ello se utilizaron tres gradientes (20, 44 y 58 s^{-1}) y tres tiempos de contacto (5, 10 y 15 min), manteniendo la etapa de coagulación constante (mejores resultados de la tercera etapa); la evaluación de los tres gradientes y los tres tiempos, en tres fechas diferentes, se hizo utilizando las mismas variables de respuesta que se utilizaron en la etapa anterior y de esta manera se obtuvo el gradiente y el tiempo de contacto en la etapa de floculación que proporcionan los mejores resultados, teniendo en cuenta el reúso para el cual el efluente esta destinado.

Tabla 3.6 Diseño aleatorio por bloques completos, cuarta etapa

TRATAMIENTO	BLOQUES		
	24-07-01	31-07-01	07-08-01
20 s^{-1} , 44 s^{-1} , 58 s^{-1}	5 min	5 min	5 min
	10 min	10 min	10 min
	15 min	15 min	15 min

3.7 Prueba de tratamiento (prueba de jarras)

Para llevar a cabo las pruebas de jarras se siguieron los siguientes procedimientos:

- Se programó el equipo de pruebas de jarras (Figura 3.3) para los diferentes gradientes y tiempos de mezcla, tanto para la etapa de coagulación como para la floculación.

- Se homogenizó el agua residual durante algunos minutos y se vaciaron 1000 mL en cada vaso de precipitado.
- Durante la etapa de coagulación se aplicaron los coagulantes al afluente en sus distintas dosis, según los gradientes y tiempos establecidos para el estudio.



Figura 3.3 Equipo de prueba de jarras

- Se aplicaron los polímeros durante la etapa de floculación (con excepción del primer estudio) en sus distintas dosis según los gradientes y tiempos establecidos para cada etapa.
- Se dió el tiempo de sedimentación determinado para cada caso.
- Después de terminar la prueba de jarras (etapa de sedimentación), se tomaron aproximadamente 250 mL de muestra (Figura 3.4a), en envases previamente lavados y etiquetados, a los cuales se les añadió 330 μL de formaldehído por cada 100 mL de muestra, con el fin de preservar la muestra y garantizar un resultado analítico más exacto.
- En otro envase más pequeño (Figura 3.4b) se tomaron aproximadamente 50 mL de muestra, sin aplicar el formaldehído ya que esta muestra iba destinada para un análisis de N-Total y N-NH₃.

- Para análisis microbiológico, se emplearon bolsas de plástico estériles (Figura 3.4c), previamente etiquetadas, las cuales contenían en su interior una pastilla de tiosulfato (preservante), en estas bolsas se vaciaron aproximadamente 50 mL de agua (afluente y/o efluente).
- Todos los envases y bolsas que contenían a las muestras fueron transportados en una hielera, para su posterior análisis en laboratorio (68 km).



Figura 3.4 Envases de muestreo para análisis de DTP, fisicoquímicos y microbiológicos

- Para el caso del muestreo para determinar el contenido de los huevos de helminto, se emplearon garrafones de plástico aforados (Figura 3.5) en los cuales se recogían 5 L de muestra tanto de agua cruda como tratada. Estos envases fueron previamente desinfectados y se etiquetaron.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

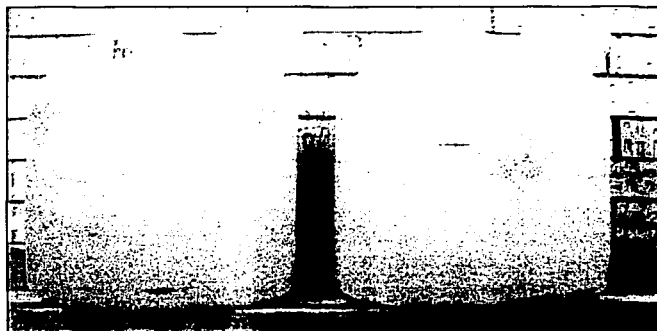


Figura 3.5 Envases de muestreo para análisis de huevos de helmintos

3.8 Métodos y técnicas de análisis

Los métodos y técnicas utilizados para la determinación de los parámetros a estudiar se presentan en la Tabla 3.7

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Tabla 3.7 Métodos y técnicas para la determinación de parámetros de evaluación

Parámetro	Método	Técnica
Fisicoquímicos		
STT (mg/L)	Gravimétrico	* 2540 B
SST (mg/L)	Gravimétrico	* 2540D
Turbiedad (UNT)	Método Nefelométrico	*2130B
Conductividad (dS/m)	Conductímetro	*2510B
Temperatura (°C)	Termómetro	*2550B
Alcalinidad (mgCaCO ₃ /L)	Método de Titulación	*2320B
pH	Potenciómetro	*4500-HB
N-NH ₃ (mg/L)	Colorimétrico	Salicilato, HACH (*4500-NORGB)
NT (mg/L)	Colorimétrico	Digestión con persulfato, HACH (*4500-NORGB)
P-PO ₄ (mg/L)	Colorimétrico	Molibdeno-vanadio, HACH (*4500-PC)
PT (mg/L)	Colorimétrico	Digestión con ácido persulfatado, HACH (*4500-PB Y 4500-PC)
Microbiológicos		
Coliformes fecales (NMP/100 mL)	Membrana	NMX-AA-042-87
Salmonella (NMP/100 mL)	Filtro de membrana	*9222B

Parámetro	Método	Técnica
Huevos de Helminto (únicamente a las mejores condiciones de tratamiento, HH/L)	Flotación por diferencia de densidades y función difásica	NMX-AA-113-99

*Standard Methods (1995)

3.9 Determinación de la distribución de tamaño de partículas

Para determinar el tamaño de partículas y su distribución (DTP), se utilizó un Coulter Counter® Multisizer™ II (Figura 3.6) equipado con dos tubos de 100 y 280 μm , esto se utilizaron durante la primera, segunda y tercer etapas, mientras que para la cuarta etapa se emplearon tres tubos de 15, 100 y 280 μm .

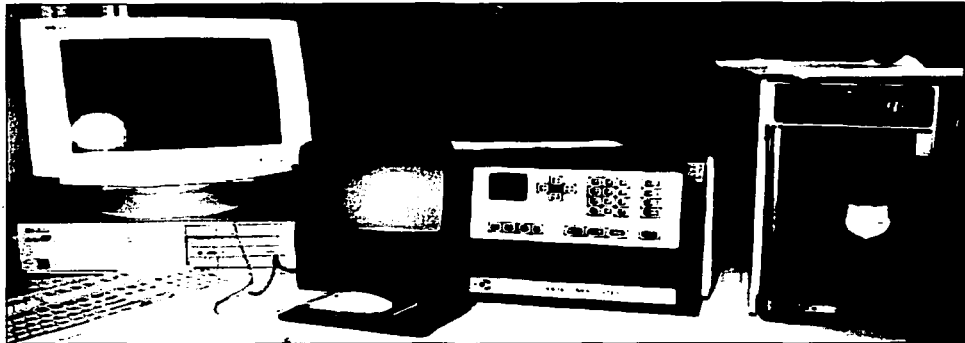


Figura 3.6 Equipo para el análisis de tamaño de partículas

Para determinar la DTP en el contador de partículas se realizaron los siguientes pasos:

- Antes de analizar las muestras se realizó la calibración de todos los tubos que se iban a emplear.
- Una vez encendido el contador, se introdujeron ciertos valores a la memoria del contador, estos valores corresponden a datos obtenidos de la calibración del tubo, del tamaño del orificio de dicho tubo y de la cantidad de muestra a analizar.
- Se añadieron 200 mL de ISOTON a la copa, dentro de esta solución se diluyeron 5 mL de la muestra de agua (afluente y efluente).
- Se colocó la copa dentro del stan de muestra del contador y se agitó la muestra.
- El conteo de partículas se inició cuando la llave de paso del sistema se abrió, con lo cual se produjo un vacío que provocó que las partículas pasaran a través del orificio del tubo, en ese momento se produjo un desequilibrio en una columna que contiene mercurio y este avanzó cierta distancia dentro de un manómetro, durante un tiempo limitado (dependiendo del volumen empleado para la determinación), acción que activa el sistema de conteo y de esta manera las partículas que atravesaron el tubo fueron contadas.
- Una vez que la columna de mercurio llegó a su nivel original, se activó el paro del sistema y se interrumpió el conteo de partículas en la zona eléctrica.
- El resultado del conteo de partículas se mostró en el stan de control del contador, para después enviar todos los datos a la memoria de la computadora.

RESULTADOS Y ANÁLISIS

4. RESULTADOS Y ANÁLISIS

4.1 Primera etapa: Determinación del efecto del coagulante sulfato de aluminio y PAC's (basicidad media, media-alta y alta)

Parámetros fisicoquímicos

Durante la evaluación de los cuatro coagulantes, los SST constituyeron uno de los parámetros de mayor importancia para evaluar el efecto de cada uno de los tratamientos, ya que constituyen una de las características físicas más importantes del agua residual, la Figura 4.1 muestra el porcentaje de remoción de SST para cada uno de los coagulantes empleados, de acuerdo a las dosis de coagulantes aplicadas. El AR presentó en promedio una concentración de SST de 245 mg/L (las concentraciones de AR para cada una de las fechas se muestran en el Anexo III) y como se puede observar en la figura, el coagulante con basicidad media-alta (PAX XL-13) fue el que mejor lo removió, alcanzando remociones del 85, 91 y 92 %, cuando se aplicó dosis de 100, 200 y 300 $\mu\text{mol Al/L}$ respectivamente, es decir, a medida que se aumentó la dosis, el porcentaje de remoción mejoró hasta 7 unidades. Como se puede apreciar en la figura el efecto de la basicidad sólo se dió cuando se aplicó una dosis de 100 $\mu\text{mol Al/L}$ siendo el coagulante de basicidad media-alta el que presentó el más alto porcentaje de remoción (85 %), a medida que se aumentó la dosis de coagulante la variación en los porcentajes de remoción alcanzados es insignificante en los cuatro efluentes tratados con los diversos coagulantes.

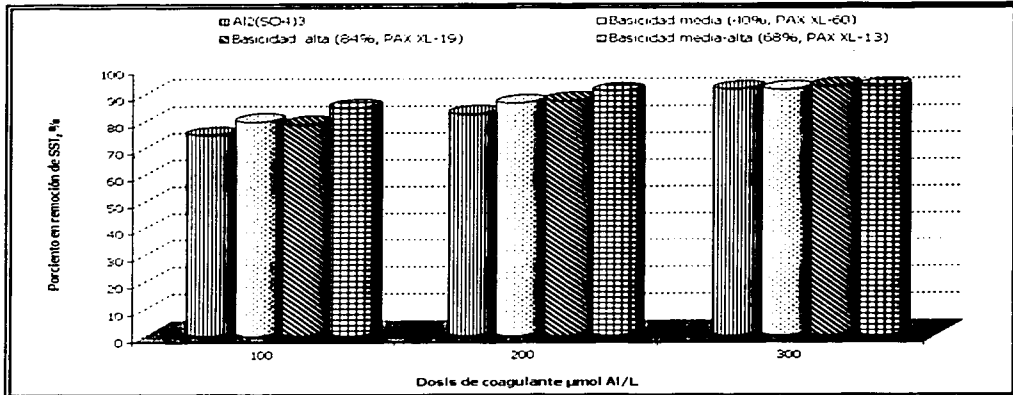


Figura 4.1 Porcentaje en remoción de SST con diferentes dosis de coagulantes

La turbiedad, parámetro que proporciona de una manera rápida y visual la eficiencia de un proceso fisicoquímico, al igual que en el caso anterior el efecto de la basicidad del coagulante dejó de tener efecto a medida que se incrementó la dosis de este (Figura 4.2), sobre todo con la dosis de 300 µmol de Al/L donde los porcentajes de remoción entre los cuatro coagulantes empleados fueron similares; la mejor remoción que se obtuvo fue con el coagulante de basicidad media-alta presentando una remoción del 80, 87 y 91 % para 100, 200 y 300 µmol Al/L respectivamente, en cambio el coagulante que removió menos fue el Al₂(SO₄)₃ con remociones del 66, 81 y 89 % para las mismas dosis probadas en el caso anterior. Durante esta primera etapa tanto los SST como la turbiedad se comportaron de manera similar, ya que ambos parámetros alcanzaron su mayor remoción con el coagulante de basicidad media-alta; como se puede ver en la Figura 4.3 la correlación determinada entre estos dos parámetros es buena indicando además, que cuando se incrementó la dosis de coagulante se mejoró la remoción tanto de turbiedad como de SST.

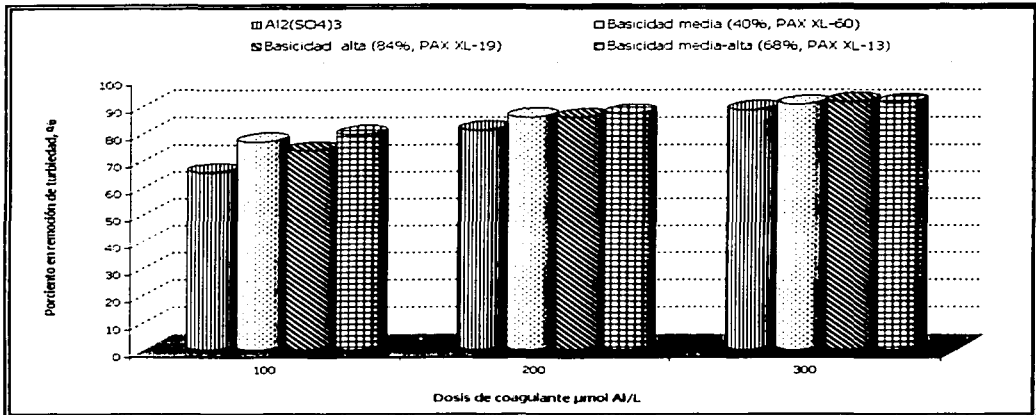


Figura 4.2 Porcentaje en remoción de turbiedad con diferentes dosis de coagulantes

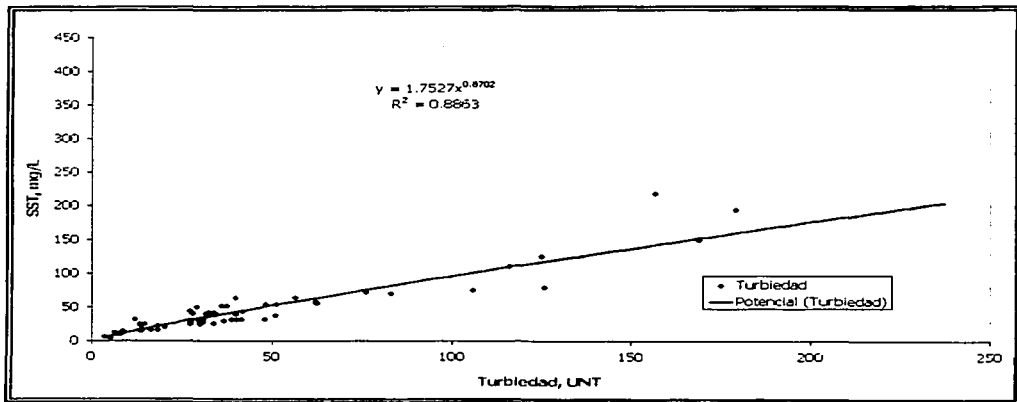


Figura 4.3 Correlación entre turbiedad y SST

En la Tabla 4.1 se muestran los porcentajes de remoción alcanzados respecto al contenido de nutrientes. En cuanto a la remoción de nitrógeno total y nitrógeno amoniacal no se encontró gran diferencia de remoción para los cuatro coagulantes aplicados, es decir, la basicidad presente en cada uno no es determinante para remover este parámetro ya que todos proporcionaron baja remoción de este parámetro (menor al 30 %); en cambio para el fósforo total y ortofosfato la selectividad de remoción fue $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ > PAX XL-60 (40% de basicidad) > PAX XL-13 (68 % de basicidad) > PAX XL-19 (84 % de basicidad); es decir a mayor basicidad menor remoción de P. De la misma manera que el nitrógeno total y amoniacal, en el contenido de STT no se encontró gran diferencia en los porcentajes de remoción para cada uno de los coagulantes empleados.

Tabla 4.1 Porcentajes en remoción del contenido de nutrientes y STT

Coagulante	$\mu\text{mol Al/L}$	NT	N-NH ₃	PT	P-PO ₄ ³⁻	STT
Al ₂ (SO ₄) ₃	100	19	19	26	21	14
	200	19	19	42	52	15
	300	29	19	55	70	16
Basicidad media	100	21	19	38	20	14
	200	23	19	45	47	17
	300	21	20	56	48	24
Basicidad alta	100	23	20	27	2	12
	200	23	20	37	19	20
	300	23	19	42	41	19
Basicidad media-alta	100	23	20	22	10	16
	200	29	21	44	31	18
	300	25	21	55	40	19

Parámetros microbiológicos

En cuanto al contenido microbiológico de CF y *Salmonella* spp., se observa en la Figura 4.4 que cuando se aplicó una dosis de 100 $\mu\text{mol Al/L}$ se removieron los CF hasta 1.3; 1.01, 0.90 y 1.6 unidades logarítmicas para $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ y PAC's con basicidad media, alta y media-alta respectivamente, encontrando para el caso de la remoción de este microorganismo que el coagulante de basicidad media-alta fue mejor. A diferencia de la remoción de SST y turbiedad, al aumentar la dosis del coagulante de basicidad media-alta no hubo gran diferencia en los porcentajes de remoción encontrados, inclusive cuando se aplicó una dosis de 200 $\mu\text{mol Al/L}$ la remoción fue mucho menor, obteniendo una remoción de sólo el 1.2 log. Debido al alto contenido de microorganismos, un incremento de la dosis no favorece de manera relevante la remoción de estos por lo que una dosis mínima puede ser utilizada para remover hasta dos unidades logarítmicas. Posteriormente es necesario aplicar un proceso de desinfección para remover el residual de CF, es decir remover cinco unidades logarítmicas más.

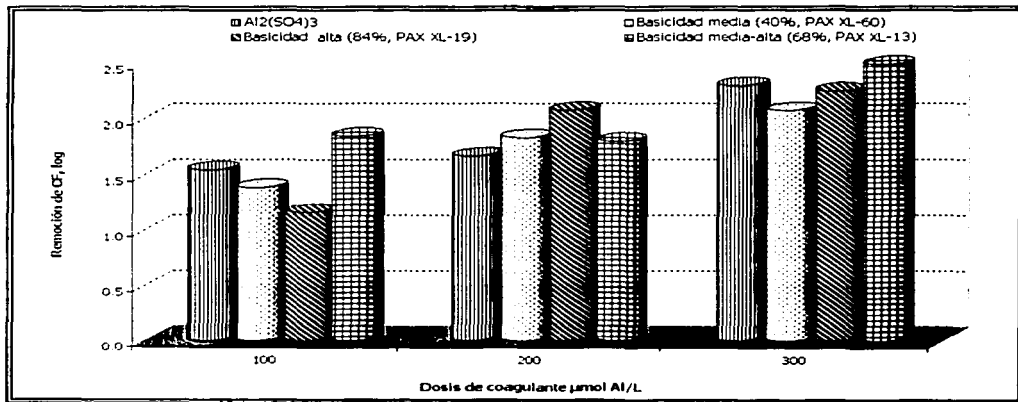


Figura 4.4 Remoción en log de coliformes fecales con diferentes dosis y coagulantes

Por otro lado, el coagulante antes mencionado (basicidad media-alta) fue el que mejor removió la *Salmonella* spp. encontrando remociones de 1.23, 1.42 y 1.57 log para dosis de 100, 200 y 300 $\mu\text{mol Al/L}$ respectivamente (Figura 4.5). En cuanto a la remoción de HH, este parámetro sólo fue determinado cuando el efluente provinó del tratamiento con el coagulante de basicidad media-alta, alcanzando remociones considerables con las tres dosis empleadas y encontrando que una dosis de 300 $\mu\text{mol Al/L}$ se produjo una remoción del 100 % del contenido HH y con dosis menores (100 y 200 $\mu\text{mol Al/L}$) únicamente hubo una variación del 5 % con respecto a la dosis más alta.

De cualquier manera con la menor dosis de coagulante de basicidad media-alta que fue de 100 $\mu\text{mol Al/L}$ se encontró con un efluente de calidad exigida por la norma para riego no restringido que es de $< 1 \text{ HH/L}$.

Cabe aclarar que estos resultados se realizaron a partir de pruebas lote, por lo que en un sistema continuo las eficiencias de remoción podrán diferir.

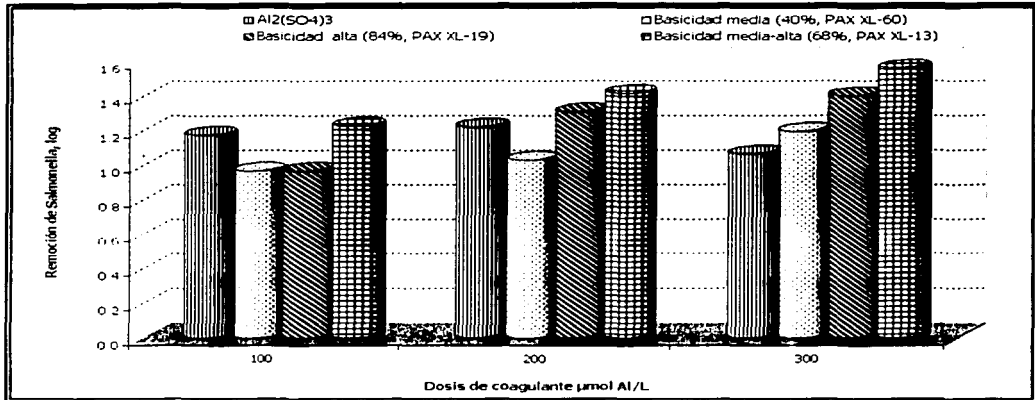


Figura 4.5 Remoción en log de *Salmonella* spp. con diferentes dosis y coagulantes

Determinación de la distribución de tamaño de partícula

Con lo que respecta a la distribución de tamaño de partículas (DTP) que es un parámetro de medición directa del contenido de contaminantes, el coagulante que removió más partículas fue el coagulante de basicidad media-alta el cual tuvo porcentajes de remoción del 91 % para partículas < 5 µm (intervalo donde se encuentran los CF y la *Salmonella* spp.) y de 95 % para las partículas > 5 µm. Cuando se incrementó la dosis del coagulante, este favoreció la remoción de las partículas más pequeñas (< 5 µm) de 83 % hasta un 91 % cuando se aumentó de una dosis de 100 hasta 300 µmol de Al/L (Figura 4.6); en cambio para las partículas > 5 µm la variación en cuanto al porcentaje de remoción entre las distintas dosis fue mínima. En el intervalo de partículas entre 20 y 80 µm, intervalo donde se encuentran los huevos de helmintos, la remoción de éstas aplicando 100 µmol de Al/L fue del 93 %, con lo cual se considera que existe una alta

probabilidad de que estos microorganismos patógenos sean eliminados del sistema durante el tratamiento aun con la baja dosis aplicada.

El emplear la DTP nos proporcionó grandes ventajas, ya que nos permitió saber el tamaño y la cantidad de partículas presentes tanto en el AR como en el efluente y debido a que los microorganismos presentan intervalos de tamaño de 0.7 a 5 μm para el caso de la *Salmonella* spp., de 0.4 a 2.5 μm para los CF y de 20 a 80 μm para los HH (Jawetz *et al*; 1996); se pudo determinar la remoción de estos, debido a la remoción de partículas dentro de estos intervalos, además que se realizó de una manera rápida la cuantificación de estas (< 5 min).

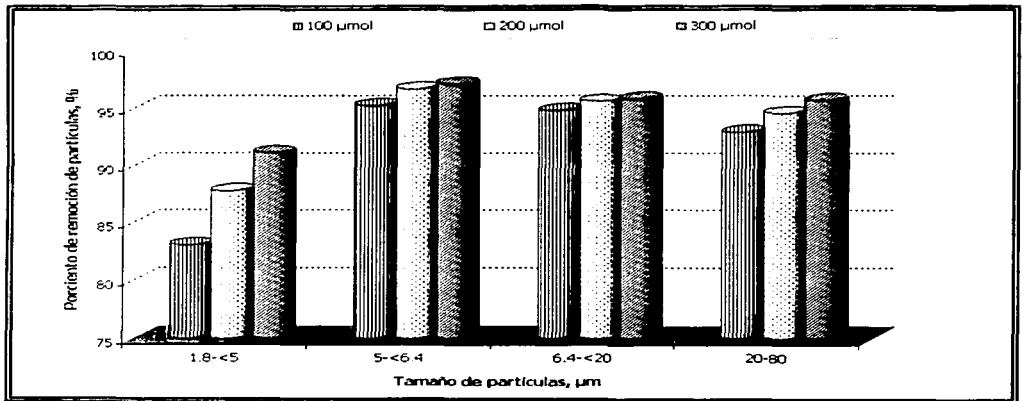


Figura 4.6 Porcentaje en remoción de partículas empleando un coagulante de basicidad media-alta a diferentes dosis

Con base en lo antes expuesto es claro que si existe un efecto en los diferentes coagulantes aplicados y que la basicidad presente afecta la remoción de los parámetros evaluados, así como la dosis que se aplicó; en este estudio el coagulante que fue mejor fue el de basicidad media-alta con dosis de 100 μmol de

Al/L, ya que este fue el que removió más parámetros además de que este removió las partículas con mayor eficiencia que los otros. En la Tabla 4.2 se muestra la calidad promedio del agua antes del tratamiento (AR) como después de haberla tratado con un proceso fisicoquímico y utilizando un coagulante de basicidad media-alta (efluente) en donde podemos apreciar sobre todo la concentración de SST, turbiedad, HH, el volumen y el tamaño de partículas presentes antes y después del tratamiento. Las concentraciones puntuales en el AR para cada tratamiento se muestran en el Anexo III.

Tabla 4.2 Calidad del agua en el AR y efluente tratado con un coagulante de basicidad media-alta (PAX XL-13) con 100 μmol Al/L

Parámetros	AR	Efluente
SST (mg/L)	244.5	37
Turbiedad (UNT)	185.5	37.95
STT (mg/L)	910	769
P _T (mg/L)	9.3	7.2
P-PO ₄ ³ (mg/L)	4.8	4.3
N _T (mg/L)	24	18.5
Coliformes fecales (NMP/100 mL)	3.3 E+08	8.3 E+06
<i>Salmonella</i> spp. (NMP/100 mL)	2.0 E+07	1.2 E+06
HH (HH/L)	7.6	0.4
Volumen de partículas (mL partículas /m ³ de agua)	2,624	139
Tamaño de partículas (μm)	1.8 - > 80	< 80

4.2 Segunda etapa: Determinación de la carga y dosis de polímero

Parámetros fisicoquímicos

Durante el proceso de tratamiento fisicoquímico la adición del polímero permitió mejorar el desempeño del proceso, como se puede ver en la Figura 4.7 para los parámetros de SST y turbiedad. Los SST se mejoraron de un 85 % de remoción (sin polímero) a un 96 % aproximadamente, utilizando el coagulante de basicidad media-alta en dosis de 100 $\mu\text{mol Al/L}$. De igual manera la turbiedad presentó la misma tendencia, ya que los porcentajes de remoción fueron de 80 % (sin polímero) hasta un 92 %; además de que se aumentó la velocidad de sedimentación cuando se aplicó el polímero aniónico (5 m/h), en cambio con el polímero catiónico y sin la aplicación de estos la velocidad de sedimentación fue de sólo 1.2 m/h. Como se mencionó en la metodología experimental el polímero catiónico se sometió a las mismas condiciones de mezclado y tiempos de contacto que en la primera etapa (cuando no se aplicó polímero); pero a pesar de que fueron las mismas condiciones de operación, con la aplicación del polímero mejoró la remoción de los SST y turbiedad.

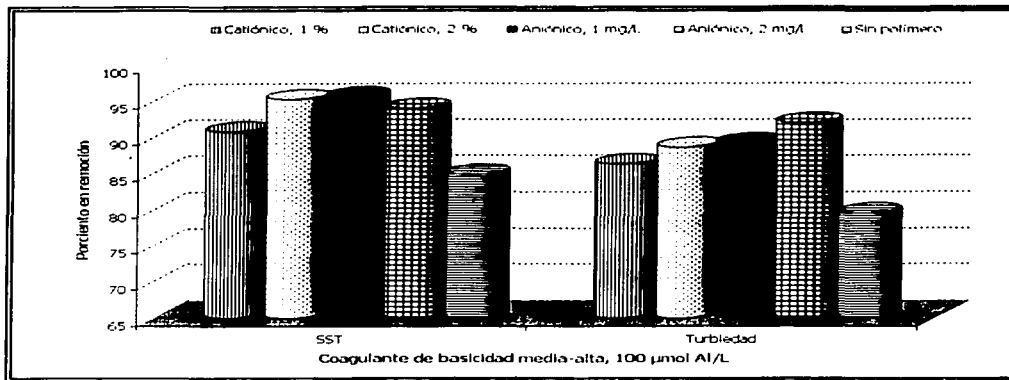


Figura 4.7 Porcentaje en remoción de SST y turbiedad con un coagulante de basicidad media-alta, 100 $\mu\text{mol Al/L}$ con polímero y sin polímero

En la Figura 4.8 se muestra el efecto de la carga y la dosis de polímero aplicado a un tratamiento al agua y utilizando un coagulante de basicidad media-alta a distintas dosis, como se puede ver en la Figura, a medida que incrementamos la dosis de coagulante ($> 50 \text{ mg/L}$) el efecto de la carga de polímero aplicado dejó de ser importante, ya que los porcentajes de remoción fueron similares para cada uno de los polímeros. De hecho con la dosis de $50 \mu\text{mol Al/L}$ se observa la diferencia entre las cargas de los polímeros aplicados, donde se nota que la carga del polímero aniónico removió una mayor concentración de SST, alcanzando remociones de más del 90 %, en cambio con el polímero catiónico y una dosis de 2 % sólo removió el 85 % de SST; como podemos ver que con la aplicación de un polímero aniónico se puede reducir la dosis de coagulante de basicidad media-alta (50 mg/L) ya que los porcentajes de remoción son aceptables.

Aplicando una dosis de coagulante de $100 \mu\text{mol Al/L}$ sólo hubo efecto de la carga de polímero para las dosis de 1 % (catiónico) y 1 mg/L (aniónico), siendo mejor el polímero aniónico, ya que removió 96 % de SST, mientras que el polímero

catiónico sólo removió el 91 % estos; mientras que como se observa en la Figura la aplicación de polímero aniónico y catiónico con dosis de 2 mg/L y 2 % respectivamente no tuvo efecto la carga del polímero, ya que removieron el 94 % y 95 % de SST, únicamente el efecto de la dosis se vió para el polímero catiónico cuando se aplicó una dosis de 50 y 100 μmol de Al/L de coagulante, mientras que para las dosis de 200 y 300 μmol de Al/L no hubo efecto de la dosis para ambos polímeros.

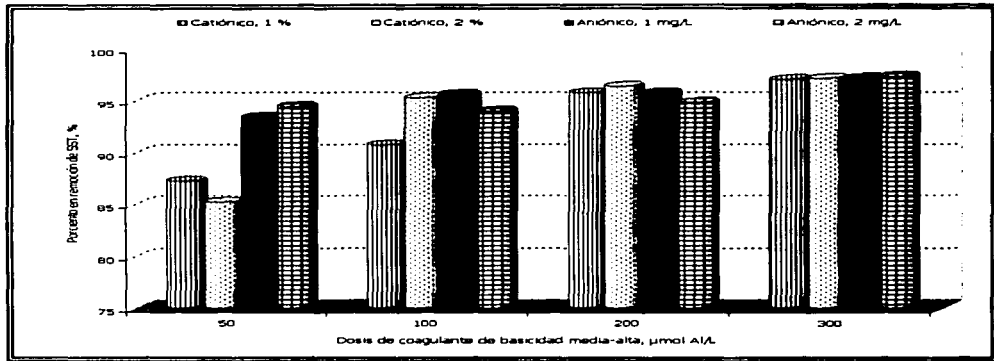


Figura 4.8 Porcentaje en remoción de SST a distintas dosis de coagulante y distintos polímeros con diferentes concentraciones

En el caso de la turbiedad los mayores porcentajes de remoción que se alcanzaron fueron también con el polímero aniónico, pero al igual que en los SST el incrementar la dosis de coagulante la carga del polímero que se aplicó dejó de ser importante, ya que los porcentajes de remoción de turbiedad fueron similares (mayores al 90 %), este efecto de la carga se puede apreciar cuando se empleó una dosis de 50 μmol de Al/L de coagulante de basicidad media-alta, donde se observa la gran diferencia entre las cargas de los polímeros empleados (Figura 4.9), ya que con el polímero catiónico lo que más removió fue de solamente el 76 % de remoción empleándose una dosis de 1% de polímero, en cambio con el

polímero aniónico y una dosis de 1 mg/L, se alcanzaron remociones de 86 % de turbiedad; mientras que para las dosis mayores de polímero catiónico y aniónico (2 % y 2 mg/L) las remociones fueron del 73 y 87 % de turbiedad respectivamente, notándose de manera significativa el efecto de la carga de los polímeros: También con la dosis de 100 $\mu\text{mol Al/L}$ de coagulante de basicidad media-alta se puede apreciar el efecto de la carga, los porcentajes de remoción que se alcanzaron con el polímero catiónico fueron de 86 y 87 % con dosis de 1 y 2 %, en cambio con el polímero aniónico los porcentajes de remoción aumentaron de 89 % hasta un 92 % cuando se emplearon dosis de polímero de 1 y 2 mg/L respectivamente. En la Figura también podemos observar que a media que incrementamos la dosis de coagulante, también se incrementó los porcentajes de remoción de la turbiedad, sin embargo este incremento es despreciable como para poder justificar una aplicación de altas dosis de coagulante.

Al igual que en la primera etapa se hizo una correlación de la turbiedad vs SST (Figura 4.10), a diferencia de la primera etapa donde se encontró una buena correlación, en esta etapa la correlación no fue tan buena debido a que el AR muestreado presentó menor concentración de turbiedad en una de las fechas del estudio, lo que repercute al mismo tiempo las eficiencias de remoción alcanzadas.

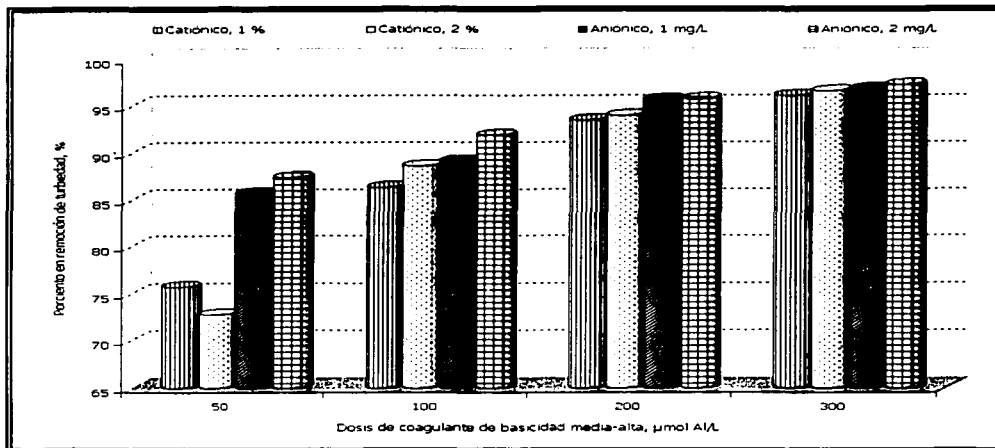


Figura 4.9 Porcentaje en remoción de turbiedad a distintas dosis de coagulante y distintos polímeros con diferentes concentraciones

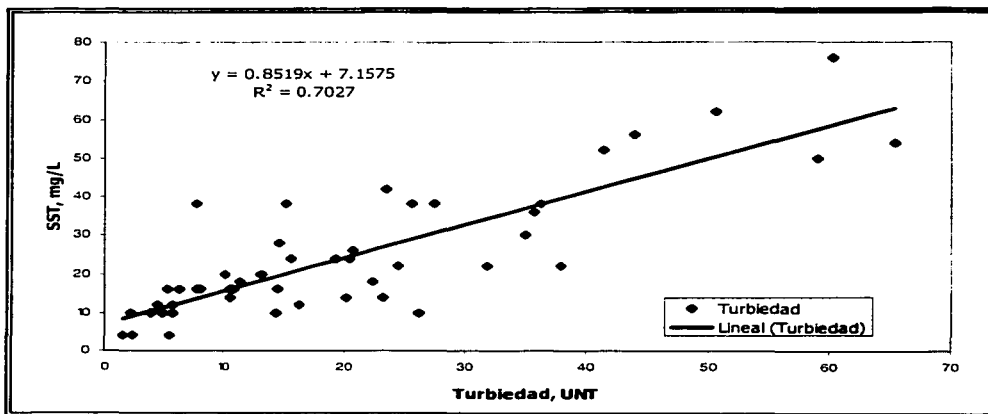


Figura 4.10 Correlación de turbiedad y SST

En lo que corresponde al ortofosfato no se encontró una diferencia entre la carga de polímero empleado, así como en cada dosis aplicada, ya que la remoción de moles de P por cada mol de Al fue de 0.4-1.1, en cambio para el nitrógeno se encontraron variaciones de hasta 10 unidades de remoción cuando se empleó un polímero aniónico (Tabla 4.3), este comportamiento fue similar con los STT pero sólo con la dosis de 100 $\mu\text{mol Al/L}$, por lo tanto las mayores remociones se determinaron con esta dosis y una concentración de polímero de 2 mg/L, alcanzando a separar el 65 % de este contaminante.

Tabla 4.3 Porcentaje en remoción de nutrientes y STT

Dosis de coagulante de basicidad media-alta, $\mu\text{mol Al/L}$	Polímero	Concentración	NT	PT	P- PO_4^{3-}	STT	
50	Catiónico	1 %	32	12	25	47	
		2 %	9	39	31	52	
100		1 %	44	30	41	57	
		2 %	41	36	43	56	
200		1 %	44	41	60	56	
		2 %	44	40	63	55	
300		1 %	38	49	66	52	
		2 %	38	55	64	59	
50		Aniónico	1 mg/L	41	33	25	59
			2 mg/L	29	37	32	51
100	1 mg/L		35	36	46	54	
	2 mg/L		41	36	40	65	
200	1 mg/L		41	50	53	53	
	2 mg/L		53	52	54	51	
300	1 mg/L		27	58	61	53	
	2 mg/L		47	60	65	54	

Parámetros microbiológicos

El efecto del polímero incide directamente sobre la remoción de microorganismos y los CF fue un parámetro que se vió reducido circunstancialmente cuando se

empleó un proceso fisicoquímico y como se observa en la Figura 4.11 el polímero aniónico con una dosis de 2 mg/L fue el mejor para removerlos. Con dosis de 50 mg/L de coagulante acompañado de cualquier polímero (catiónico o aniónico) se alcanzó a remover sólo una unidad logarítmica de estos, independientemente de la dosis de polímero que se aplicó, mientras que con un aumento de la dosis de coagulante se favoreció la remoción de este parámetro, pero sólo se vió reflejado para el polímero aniónico con una dosis de 2 mg/L, siendo las remociones de 1.3, 2.0, 2.1 y 2.1 unidades logarítmicas para las dosis de coagulante de 50, 100, 200 y 300 $\mu\text{mol Al/L}$, mientras que el polímero catiónico (1 y 2 %) y aniónico (1 mg/L) con el aumento de la dosis las remociones fueron similares.

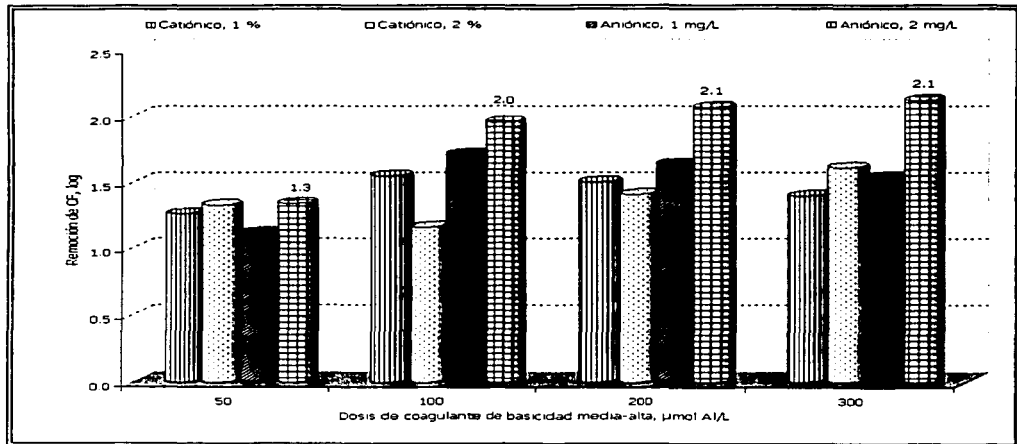


Figura 4.11 Remoción en log de coliformes fecales a diferentes concentraciones de polímeros y diferentes dosis de coagulante

En el caso de la remoción de *Salmonella* spp., al igual que la remoción de los CF, el polímero aniónico con una dosis de 2 mg/L fue el polímero que removió más de

este parámetro alcanzando remociones de 1.6, 1.6, 1.9 y 2.3 unidades logarítmicas para las dosis de 50, 100, 200 y 300 $\mu\text{mol Al/L}$ respectivamente (Figura 4.12). Sin embargo, no fueron tan grandes las diferencias de remoción cuando se aplicó una dosis de 1 mg/L a excepción del tratamiento con 50 y 300 $\mu\text{mol Al/L}$, ya que con la primera dosis sólo removió el 0.9 de unidades logarítmicas, mientras que para la segunda dosis se atribuye un error en la cuantificación de este parámetro por sólo remover el 0.8 de unidades logarítmicas, ya que a medida que se incrementa la dosis de coagulante las remociones también aumentaron para ambos polímeros, excepto para la dosis de 200 $\mu\text{mol Al/L}$ cuando se utilizó un polímero catiónico con una dosis de 2 %, donde al igual que en la dosis de 300 $\mu\text{mol Al/L}$ y el empleo de un polímero aniónico se realizó mal la cuantificación de este parámetro.

Estos valores corroboran que tanto los CF como la *Salmonella* spp. tienen una pobre eficiencia de remoción ya que en ambos casos lo más que se removió fueron solamente dos unidades logarítmicas, por lo que para cumplir con lo establecido en la norma (en el caso de los CF) se deberá implementar un sistema posterior que puede ser la desinfección tal que se alcance remociones de más de cinco unidades logarítmicas que equivalen al 99.99 % de remoción para ambos casos.

En cuanto al remoción de HH, en este parámetro se determinó grandes remociones, con el polímero catiónico de 1 y 2 % removiéndose hasta un 97 % de este parámetro, el mismo comportamiento se tuvo para el polímero aniónico en dosis de 1 mg/L, en cambio para la concentración de 2 mg/L se alcanzó sólo una remoción del 94 %; todos los polímeros fueron aplicados con el coagulante de basicidad media-alta con una dosis de 100 $\mu\text{mol Al/L}$, sólo se realizó la determinación de los HH con esta dosis debido a que fue la mejor y esto se debió a que la determinación de este parámetro es una técnica que requiere mucho tiempo además de que no es barata.

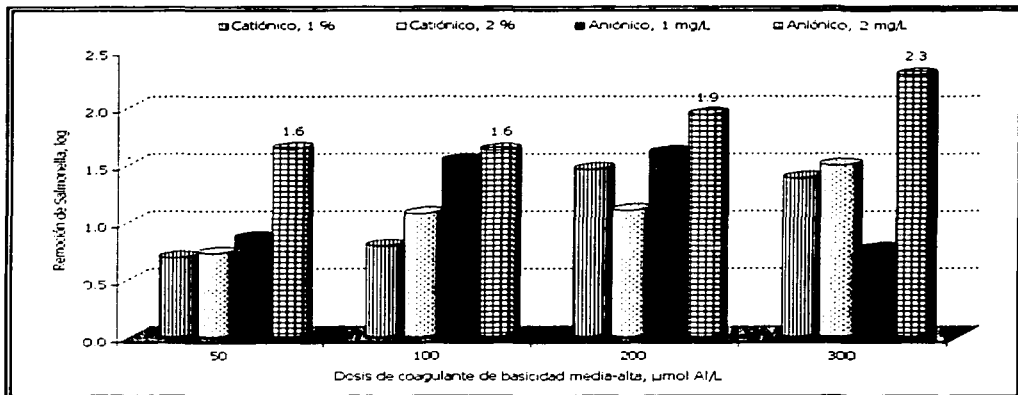


Figura 4.12 Remoción en log de *Salmonella* spp. a diferentes concentraciones de polímeros y diferentes dosis de coagulante

Determinación de la distribución de tamaño de partícula

En cuanto a la DTP el aplicar un polímero, este mejoró la remoción de partículas < 5 µm, ya que sin la aplicación de este sólo se obtuvo porcentajes de remoción del 84 % de partículas, en cambio la aplicación de polímero como ayudante de coagulación permitió remover más del 95 % con ambos polímeros (Figura 4.13). Por lo que respecta a las partículas > 5 µm, estas se removieron por encima del 95 % en todos los casos. El efecto de la carga del polímero se vió para las partículas < 5 µm empleándose las dosis de 2 % y 2 mg/L de polímero catiónico y aniónico respectivamente siendo mejor este último aunque no de manera significativa ya que removió 98 % de partículas dos unidades más que el polímero catiónico.

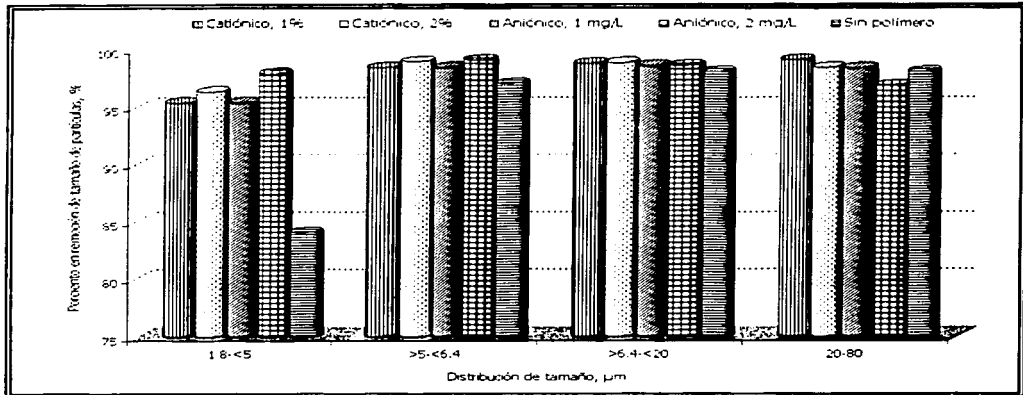


Figura 4.13 Porcentaje en remoción de partículas empleado diferentes cargas de polímeros con un coagulante de basicidad media-alta y 100 $\mu\text{mol Al/L}$

Debido a lo antes expuesto se puede asegurar que en un proceso fisicoquímico se puede mejorar el desempeño y que el polímero aniónico con dosis de 1 mg/L es suficiente para que el sistema funcione de manera óptima, junto con esto se puede incrementar la velocidad de sedimentación. En la Tabla 4.4 se muestra la calidad promedio del AR y del agua tratada con un coagulante de basicidad media-alta en dosis de 100 $\mu\text{mol Al/L}$ acompañado de 1 mg/L de un polímero. Como se puede observar las concentraciones de contaminantes determinados para el AR fueron altas, especialmente en los SST, Turbiedad, SST, CF, *Salmonella* spp. y HH (ver Anexo IV); después del tratamiento todos estos parámetros cumplen con los límites establecidos por la norma para uso en riego agrícola a excepción del indicador de contaminación por patógenos (CF) y la *Salmonella* spp., el cual sólo se redujo en dos unidades logarítmicas. Sin embargo, como ya se había mencionado anteriormente la implementación de un sistema de desinfección no

deberá de tener problemas para producir una calidad de agua que cumpla con los límites permisibles.

Tabla 4.4 Calidad del agua en el AR y efluente tratado con un coagulante de basicidad media-alta con 100 $\mu\text{mol Al/L}$ y un polímero aniónico con 1 mg/L

Parámetros	AR	Efluente
SST (mg/L)	425	19
Turbiedad (UNT)	207	23
STT (mg/L)	1030	472
P _T (mg/L)	8.67	5.53
P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)	5.4	4.07
N _T (mg/L)	23	15
Coliformes Fecales (NMP/100 mL)	3.9 E+08	9.3 E+06
<i>Salmonella</i> spp. (NMP/100 mL)	2 E+07	5.9 E+05
HH (HH/L)	7.2	0.2
Volumen de partículas (mL partículas /m ³ de agua)	2938	130
Tamaño de partículas (μm)	1.8 - > 80	< 80

4.3 Tercera etapa: Evaluación del efecto del gradiente y tiempo de contacto durante la etapa de coagulación

Parámetros fisicoquímicos

Durante esta etapa el AR presentó una concentración promedio de SST de 283 mg/L; al someter la cámara de coagulación a tres gradientes diferentes (163, 300 y 463 s⁻¹) acompañados con tres tiempos de contacto (15, 30 y 60 s) se

encontraron pequeñas diferencias en los porcentajes de remoción de los SST (Figura 4.14), tan sólo de seis unidades. Al emplear un gradiente de 463 s^{-1} y un tiempo de contacto de 15 s se removió cerca del 93 % de SST, en cambio para los gradientes 164 y 300 s^{-1} con el mismo tiempo de contacto removieron 88 y 90 % de SST respectivamente, con lo que podemos ver que cuando se aplicó el tiempo de contacto menor (15 s) al aumentar el gradiente, este favoreció la remoción de este parámetro. Como se puede ver en la Figura, cuando se empleó un gradiente pequeño (164 s^{-1}) el tiempo de contacto aplicado durante la coagulación fue importante, ya que al aumentar el tiempo de contacto se aumentó el porcentaje de remoción de 88, 90 y 92 % de SST para tiempos de contacto de 15, 30 y 60 s respectivamente, en cambio cuando se incrementó el gradiente (hasta 300 y 463 s^{-1}) el tiempo paso a segundo término y de hecho, hubo una resuspensión de partículas por la alta concentración de estas, esto se pudo deber a que en dos fechas del muestreo (ver Anexo V) la concentración en el AR fueron demasiado grandes (204 y 448 mg/L), además de que también se presume el rompimiento de las mismas durante la etapa de coagulación.

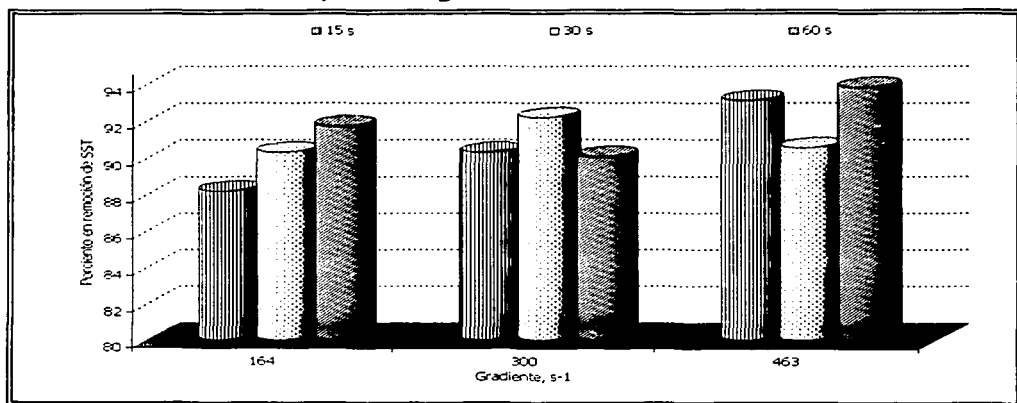


Figura 4.14 Porcentaje en remoción de SST a diferentes tiempos de contacto y diversos gradientes

A diferencia de los SST, la turbiedad fue un parámetro más sensible ante el incremento de gradiente y tiempo de contacto, ya que a medida que se aumentó el gradiente y el tiempo de contacto los porcentajes de remoción de la turbiedad también lo hicieron (Figura 4.15). Como se puede apreciar en la figura, el gradiente que removió más este parámetro fue el de 463 s^{-1} , removiendo 90, 92 y 93 % de turbiedad para tiempos de contacto de 15, 30 y 60 s respectivamente, cabe mencionar que todos los tiempos de contacto de 60 s presentaron remociones por encima del 90 % de este parámetro para cada uno de los gradientes empleados, además de que en esta Figura se puede apreciar que a medida que se aumenta el gradiente, el tiempo de contacto pasa a segundo término, ya que los porcentajes de remoción son casi similares.

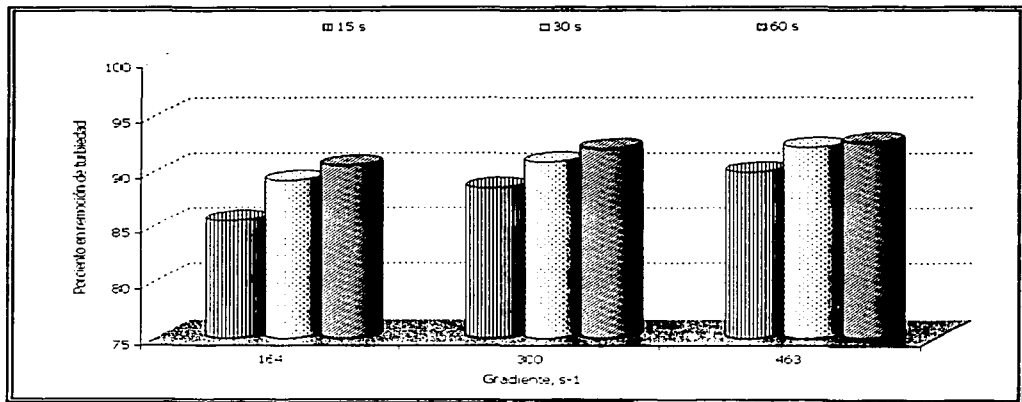


Figura 4.15 Porcentaje en remoción de turbiedad a diferentes gradientes y tiempos de contacto

En la tercera etapa a diferencia de la primera y segunda etapa, en lo que corresponde a la remoción de ortofosfato no se observó variación alguna esto se

debe a que se utilizó el mismo coagulante (basicidad media-alta) en una misma dosis (100 $\mu\text{mol Al/L}$) por lo tanto la remoción de moles de fósforo por cada mol de Al fue de 0.6-0.8 para todos los casos. Con lo que respecta al nitrógeno se encontraron remociones de hasta siete unidades de diferencia para los gradientes de 164 y 463 s^{-1} , en cambio para el gradiente de 300 s^{-1} solamente hubo diferencia de una unidad, como se puede ver en la Tabla 4.5 los porcentajes de remoción de los nutrientes son inferiores al 40 % por lo que se muestra que el TPA tiene una gran ventaja sobre los procesos biológicos, debido a la remoción de nutrientes lo hace de manera parcial. En la misma Tabla se muestra los porcentajes de remoción de los STT observándose que la baja remoción de este parámetro se debe a que la mayor proporción se encuentra en la fase disuelta, materia difícil de remover por este proceso.

Tabla 4.5 Porcentajes en remoción del contenido de nutrientes y STT

Gradiente (s^{-1})	Tiempo (s)	NT	N-NH ₃	PT	P-PO ₄ ³⁻	STT
164	15	14	12	33	38	38
	30	21	12	35	35	31
	60	10	16	31	37	37
300	15	21	7	30	32	33
	30	21	10	34	33	38
	60	21	5	35	35	38
463	15	21	7	35	32	32
	30	7	8	36	33	36
	60	15	10	37	35	32

Parámetros microbiológicos

En cuanto a la remoción de CF, cuando se aplicó el gradiente de 164 s^{-1} y un tiempo de contacto de 60 s hubo una remoción logarítmica de tan sólo 0.4 (Figura

4.16), como se pudo apreciar en la Figura la mayor remoción que se obtuvo con este gradiente fue de 0.9 aplicando un tiempo de contacto de 30 s, en cambio con un incremento de gradientes de 300 y 463 s^{-1} con este mismo tiempo de contacto se obtuvieron remociones similares de 1.3 para ambos gradientes.

A diferencia de los SST y turbiedad donde al aplicar el gradiente de velocidad menor, los porcentajes de remoción aumentaban cuando se incrementaba el tiempo de contacto, en este caso los CF no se comportaron de la misma forma, ya que cuando se aplicó el gradiente menor las remociones de estos no aumentaron a medida que se incrementó el tiempo de contacto, por lo que se presume que la determinación de este parámetro se realizaron de forma equivocada; esto se observa también cuando se aplicó el gradiente de 463 s^{-1} que fue el que tuvo las mayores remociones siendo estas de 1.3, 1.3 y 0.8 de CF en unidades logarítmicas para los tiempos de contacto de 15, 30 y 60 s respectivamente.

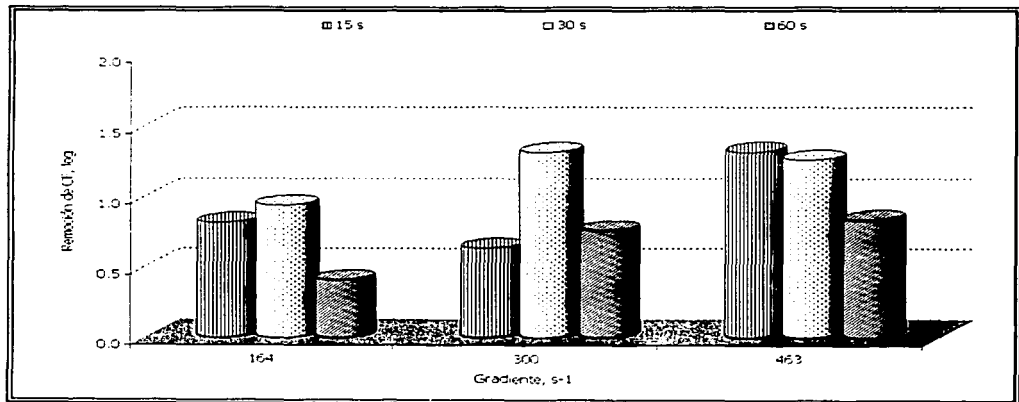


Figura 4.16 Remoción en log de coliformes fecales a diferentes gradientes y diferentes tiempos de contacto

En la Figura 4.17 se muestran las remociones en unidades logarítmicas de la *Salmonella* spp. a diferentes gradientes, como se puede observar en la Figura con el gradiente de 164 s^{-1} no hay diferencia en la remoción de *Salmonella* spp. al emplear diferentes tiempos de contacto, ya que la remoción es de sólo una unidad logarítmica en cambio cuando se incrementó el gradiente a 300 y 463 s^{-1} hubo cambios drásticos en la remoción, ya que con un mayor tiempo de contacto (60 s) se encontraron remociones todavía más bajas de tan sólo 0.5 y 0.6 unidades logarítmicas de *Salmonella* spp. (50 %) respectivamente; como se había comentado anteriormente se presume que existió una mala determinación de este microorganismos, ya que experiencias en diversos estudios se ha demostrado que la remoción alcanzada en el sistema es de 99 % (2 log), además la mayor remoción que se espero alcanzar era de dos unidades logarítmicas por el hecho de ser tratado el AR con un tratamiento fisicoquímico (USEPA, 1992). Respecto a la remoción de los Huevos de helmintos el TPA fue capaz de removerlos hasta un 96 %, cuando se empleo un gradiente de 463 s^{-1} con un tiempo de contacto de 60 s.

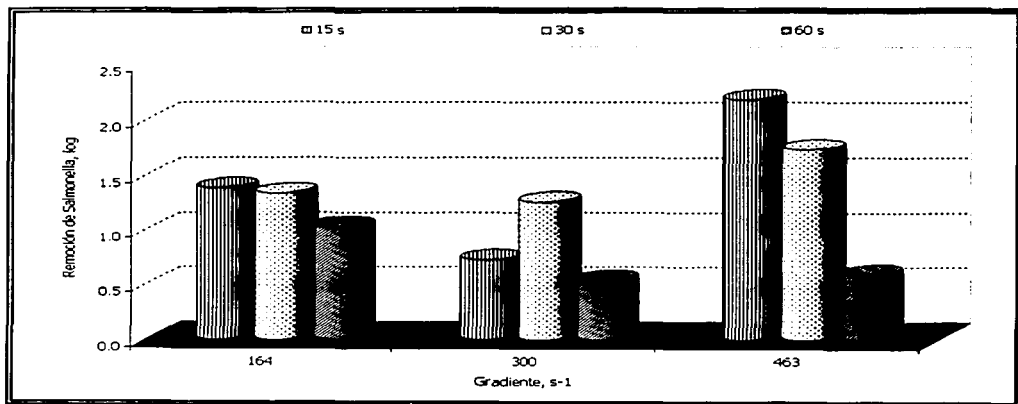


Figura 4.17 Remoción en log de *Salmonella* spp. a diferentes tiempos de contacto y diferentes gradientes

Determinación de la distribución de tamaño de partículas

En lo que respecta a la DTP todos los gradientes y tiempos de contacto utilizados alcanzaron remociones mayores al 90 % para todos los intervalos de tamaño de partículas; para las partículas $< 5 \mu\text{m}$ hubo efecto en el tiempo de contacto para todos los gradientes de velocidad empleados (Figura 4.18), ya que cuando se aumentó el tiempo de contacto también hubo una mayor remoción de partículas, ya que con un gradiente de 164 s^{-1} y un tiempo de 15 s hubo remociones del 93 % de partículas y al incrementar el tiempo hasta 60 s se alcanzó una remoción del 96 % de partículas, en cambio para los de mas gradientes solamente se aumentó en una unidad de porcentaje. Para las partículas $> 5 \mu\text{m}$ se tuvieron buenas remociones y no hubo una diferencia entre los gradientes de velocidad y los tiempos de contacto empleados, con lo que se puede observar que al mejorar las condiciones de operación (coagulante, floculante y dosis) la remoción de partículas también mejoran.

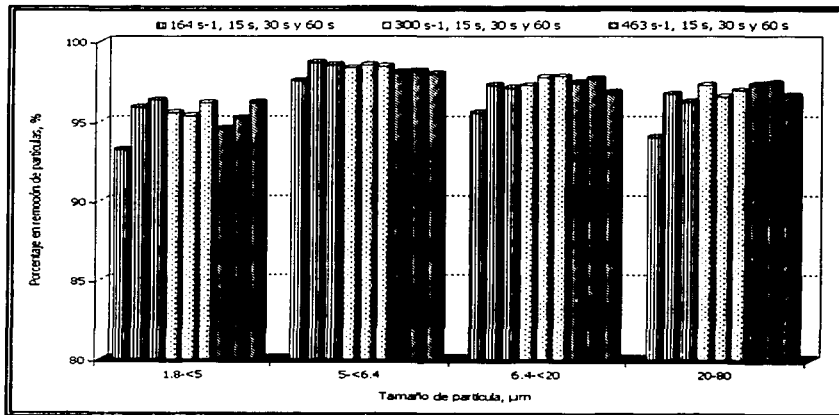


Figura 4.18 Porcentaje en remoción de partículas empleando diferentes gradientes a distintos tiempos de contacto

Debido a lo antes escrito se tomó al gradiente de velocidad de 463 s^{-1} con un tiempo de contacto de 60 s por ser el mejor en cuanto a la remoción turbiedad, ya que este parámetro proporcionó de una manera rápida y visual la eficiencia del proceso fisicoquímico; en la Tabla 4.6 se muestra la calidad promedio de agua antes y después del tratamiento, en donde se puede observar la gran concentración de contaminantes presentes en el AR y la poca concentración de estos en el efluente y en especial de los SST, turbiedad y HH, en los cuales las eficiencias de remoción fueron por arriba del 90 %.

Tabla 4.6 Calidad del agua en el AR y efluente tratado con un gradiente de velocidad de 463 s^{-1} y con un tiempo de contacto de 60 s

Parámetros	AR	Efluente
SST (mg/L)	283	17
Turbiedad (UNT)	217	16
STT (mg/L)	887	602
P_T (mg/L)	8.6	5.4
$P\text{-PO}_4^3$ (mg/L)	6	4
N_T (mg/L)	19	18
Coliformes fecales (NMP/100 mL)	6.1 E + 07	8.9 E + 06
<i>Salmonella</i> spp. spp.(NMP/100 mL)	1.6 E + 07	3.9 E + 06
HH (HH/L)	9.8	0.4
Volumen de partículas (mL partículas /m ³ de agua)	2658	118
Tamaño de partículas (µm)	1.8 - >80	< 80

4.4 Cuarta etapa: Evaluación del efecto del gradiente y tiempo de contacto durante la etapa de floculación

Parámetros fisicoquímicos

La optimización de las condiciones de operación como la elección del coagulante, el ayudante de floculación y sus dosis correspondientes, así como el gradiente y el tiempo de contacto empleado durante la coagulación, se vio reflejada en la remoción de cada uno de los contaminantes determinados en esta etapa. En esta etapa aplicando diferentes gradientes con diferentes tiempos de contacto todos los porcentajes de remoción de SST estuvieron por encima del 95 % (Figura 4.19) a diferencia de las etapas anteriores donde sólo se alcanzaba esta remoción bajo las mejores condiciones de operación; como se muestra en la Figura el efecto sobre el tiempo de contacto, así como en los gradientes empleados fue poco evidente, ya que la mayor variación entre los tratamientos fue de tres unidades porcentuales. Al emplear el gradiente de 44 s^{-1} y un tiempo de contacto de 5 min se obtuvieron remociones del 97 % de SST mientras que con gradientes de 20 y 58^{-1} con tiempos de contacto de 5 y 10 min respectivamente se produjeron remociones de este parámetro de 94 %.

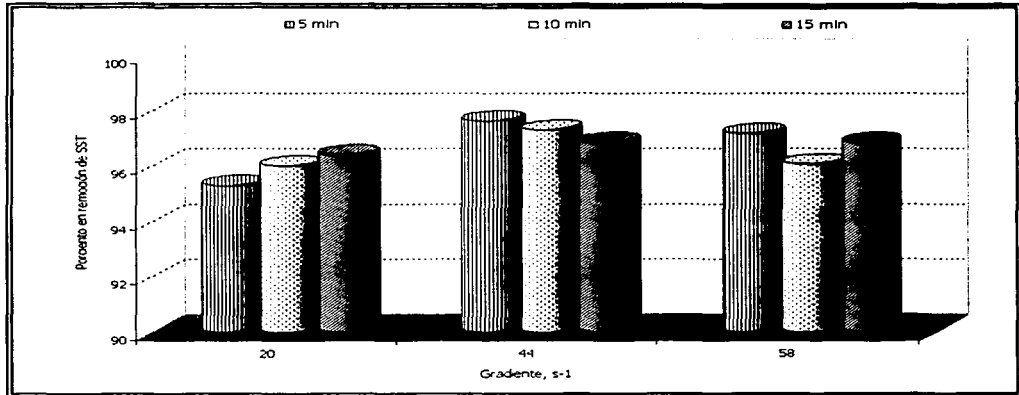


Figura 4.19 Porcentaje en remoción de SST a diferentes tiempos de contacto y diversos gradientes

Del mismo modo que los SST la turbiedad también se comportó de la misma manera presentando altos porcentajes de remoción de este parámetro para cada uno de los tratamientos. Como se puede observar en la Figura 4.20 los porcentajes de remoción para todos los gradientes (20, 44 y 58 s⁻¹) y tiempos de contacto (5, 10 y 15 min) utilizados estuvieron entre el 96 y 97 %, con lo cual es notorio que no hay una diferencia entre los gradientes y los tiempos de contacto empleados, además se corroboró que el proceso de tratamiento se mejoró ya que estos porcentajes de remoción son altos superando a todas las etapas anteriores.

Debido a esto la elección del gradiente y tiempo de contacto óptimo económico se dejó al criterio de los otros parámetros de contaminación, tales como los parámetros microbiológicos.

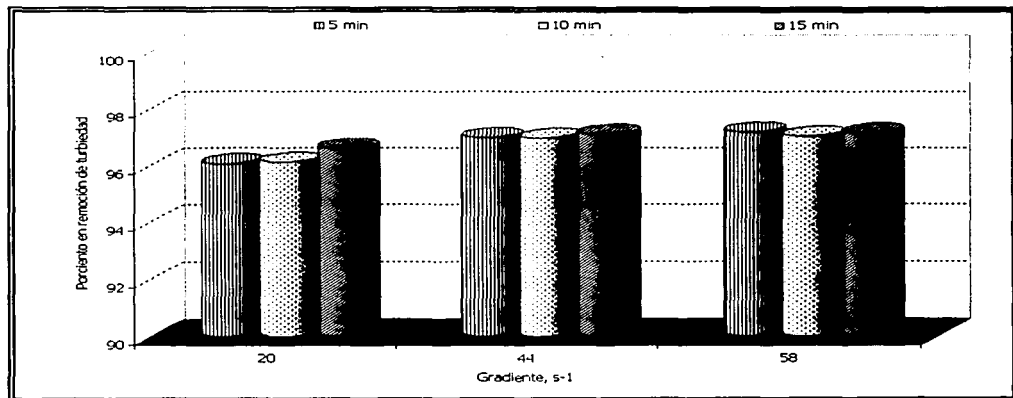


Figura 4.20 Porcentaje en remoción de turbiedad a diferentes gradientes y tiempos de contacto

En cuanto a la remoción de nutrientes estos se removieron por debajo del 60 % (Tabla 4.7), la mayor remoción de nitrógeno que se alcanzó fue del 41 % y esto sucedió cuando se aplicó un gradiente de velocidad de 20 s^{-1} con un tiempo de contacto de 15 min. De la misma forma que en tercera etapa, al emplear un mismo coagulante (basicidad media-alta) y una misma dosis ($100 \mu\text{mol Al/L}$) la remoción de ortofosfato fue similar entre los tratamientos ya que por cada mol de Al se removió entre 0.6 y 0.8 moles de P. En cuanto a la remoción de STT la menor remoción fue del 45 % cuando se empleó un gradiente de 20 s^{-1} con un tiempo de 5 min, ya que cuando se aumentó el tiempo de contacto a 10 y 15 min los porcentajes fueron superiores al 50 % de remoción, de hecho los de mas gradientes tuvieron remociones semejantes sin importar el tiempo de contacto.

Tabla 4.7 Porcentajes en remoción del contenido de STT y nutrientes

Gradiente (s⁻¹)	Tiempo (min)	NT	N-NH₃	PT	P-PO₄³⁻	STT
20	5	27	10	46	32	45
	10	38	9	41	38	54
	15	41	11	44	42	53
44	5	29	11	44	37	52
	10	29	9	46	39	54
	15	16	7	45	40	54
58	5	20	9	47	34	51
	10	33	9	45	38	54
	15	29	11	46	39	53

Parámetros microbiológicos

A diferencia de los parámetros fisicoquímicos en donde no hubo variación entre los gradientes y los tiempos de contacto empleados, la remoción de los Coliformes fecales se vieron favorecidos de acuerdo a los tiempos de contacto y los gradientes empleados (Figura 4.21). Cuando se aplicó un gradiente pequeño (20 s⁻¹) el incremento del tiempo no favoreció la remoción de este parámetro donde al emplear un tiempo de 5 min removió el 1.2 log de CF, mientras que al ir aumentando el tiempo de contacto a 15 min los porcentajes de remoción disminuyeron hasta un 0.8 log, debido a las altas concentraciones de SST en el AR (494, 748 y 1486 mg/L) de tres fechas, donde las remociones fueron menores al 0.7 log en esas fechas, por lo que repercutió en la remoción de este parámetro. Por lo tanto estas concentraciones afectaron también a los gradientes de 44 y 58 s⁻¹. Cuando se aplicó el gradiente de 44 s⁻¹ hubo un efecto debido al tiempo de contacto presente en la floculación. En efecto, utilizando este gradiente y

aumentando el tiempo de contacto a 5, 10 y 15 min se presentaron remociones de 0.7, 0.7 y 0.8 log de CF, con lo cual se observa el mínimo incremento de la remoción de este parámetro a medida que se aumentó el tiempo de contacto. Con lo que respecta al gradiente de 58 s^{-1} con un tiempo de contacto de 5 min se removieron 1.2 unidades log de este parámetro, siendo este tiempo el mejor ya que para los tiempos de 10 y 15 min las remociones fueron parecidas.

Debido a que las altas concentraciones de SST en el AR afectaron en la remoción de los CF, es engañoso escoger al gradiente de 20 s^{-1} con un tiempo de contacto de 5 min como la mejor condición, así como excluir a los gradientes de 44 y 58 s^{-1} .

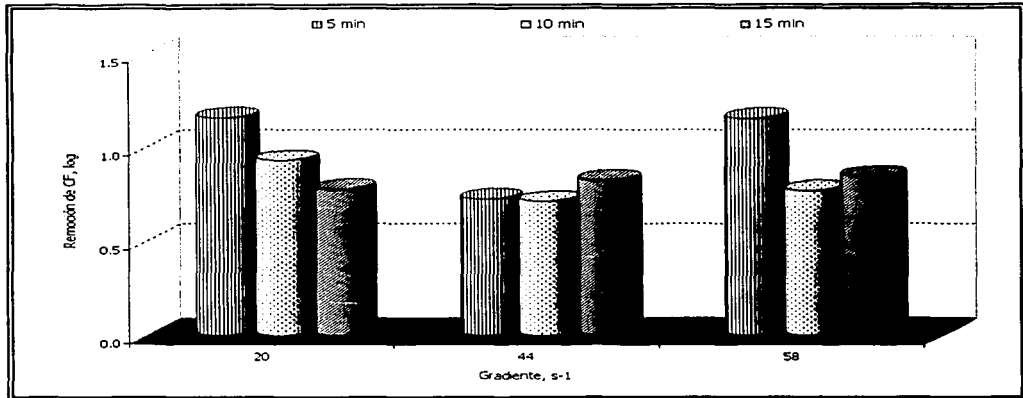


Figura 4.21 Remoción en log de CF a diferentes tiempos de contacto y diferentes gradientes

En la Figura 4.22 se muestra la gráfica de los porcentajes de remoción de la *Salmonella* spp. en donde se ve que no hay diferencia en el gradiente de 20 s^{-1} y los diferentes tiempos de contacto donde las remociones fueron de 1.5 log de *Salmonella* spp. para todos los casos. Cuando se aplicó el gradiente de 44 s^{-1}

medida que se aumentó el tiempo de contacto los porcentajes de remoción tendieron a disminuir desde 1.5 log hasta 1.1 log de este parámetro, esto sucedió cuando se aumentó de un tiempo de 5 min hasta 15 min. Lo mismo sucedió con el gradiente de 58 s^{-1} donde al emplear un tiempo de contacto de 5 min las remociones fueron de 1.9 log de *Salmonella* spp. y cuando se aumentó a un tiempo de 15 min la remoción fue menor de sólo el 1.3 log de este parámetro, se presume que estas determinaciones fueron realizadas de manera equivocada, ya que con base en la experiencia no puede haber una reducción de este microorganismo al aumentar el gradiente y el tiempo.

De acuerdo a los resultados de SST, turbiedad y lo que marca la literatura (Kawamura, 1973) que el gradiente óptimo en la etapa de floculación es cercano a 50 s^{-1} , por esta razón para determinar el parámetro de HH sólo se hizo esta consideración para su determinación ya que como se indicó previamente, resulta una técnica cara y sus resultados se dan en un periodo $>$ a 5 días, por lo que se tomaron los gradientes de 44 y 58 s^{-1} para el análisis de HH. Al emplear el gradiente de 44 s^{-1} a dos tiempos de contacto de 10 y 15 min la remoción de HH fue de 98 y 96 % respectivamente; mientras que cuando se empleó el gradiente de 58 s^{-1} y un tiempo de 15 min las remociones de este parámetro fue también de 96 %, ambos tratamientos cumplieron con los estándares establecidos en la norma para el uso de riego agrícola no restringido.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

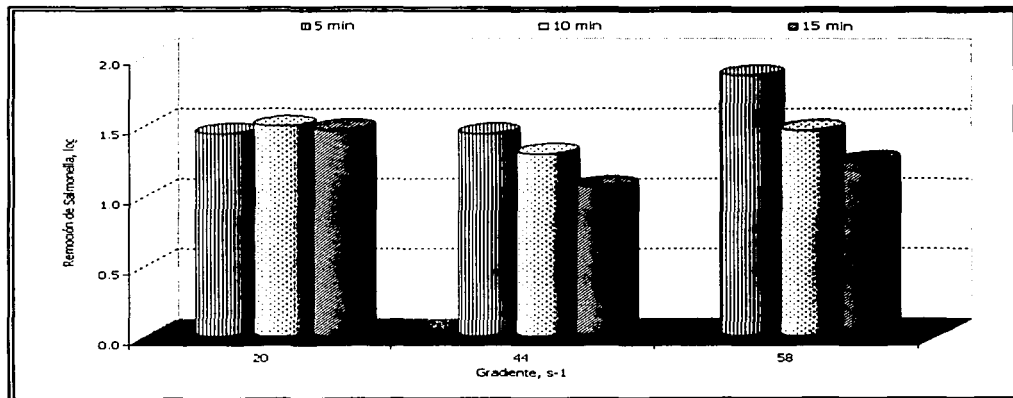


Figura 4.22 Remoción en log de *Salmonella* spp. a diferentes tiempos de contacto y diferentes gradientes

Determinación de la distribución de tamaño de partículas

De igual manera que los parámetros fisicoquímicos la remoción de tamaño de partículas se mejoraron > a 90 % para todos los intervalos de tamaño sin importar las condiciones de operación del sistema (Figura 4.23). Para las partículas < a 5 μm el mejor gradiente fue el de 20 s^{-1} ya que hubo remociones del 95 y 97 % de partículas cuando se aplicaron tiempos de contacto de 5 min para la primera y 10 y 15 min para la segunda, en cambio cuando se aplicaron los gradientes de 44 y 58 s^{-1} con los tres diferentes tiempos (5, 10 y 15 min) no se encontraron diferencias relevantes, ya que ambos gradientes removieron entre el 95 y 96 % de partículas. En lo que respecta a las partículas > a 5 μm las remociones de estas se vieron favorecidas a medida que se aumentó el gradiente (44 y 58 s^{-1}) y dejando de tener efecto el tiempo de contacto, donde los porcentajes de remoción fueron del 98 % para el intervalo de partículas de 5 a 6.4 μm y del 97 % para las partículas > a 6.4 μm ; en cambio cuando se aplicó el gradiente de 20 s^{-1} se hubo efecto en el tiempo

de contacto para las partículas $>$ a $5 \mu\text{m}$, ya que a medida que se incrementó el tiempo de contacto también se incrementaron los porcentajes de remoción de las partículas; para el intervalo de partículas de 5 a $6.4 \mu\text{m}$ hubo porcentajes de remoción desde 93% (cuando se empleó un tiempo de 5 min) hasta un 96% (con tiempos de 10 y 15 min); un comportamiento parecido en el intervalo de partículas de 6.4 a $20 \mu\text{m}$ donde se encontraron remociones de 91% para el tiempo de 5 min y del 95% para los tiempos de 10 y 15 min, de igual manera para el intervalo $>$ a $20 \mu\text{m}$ donde las remociones fueron de 91% para los tiempos de 5 y 10 min y del 95% para un tiempo de 15 min.

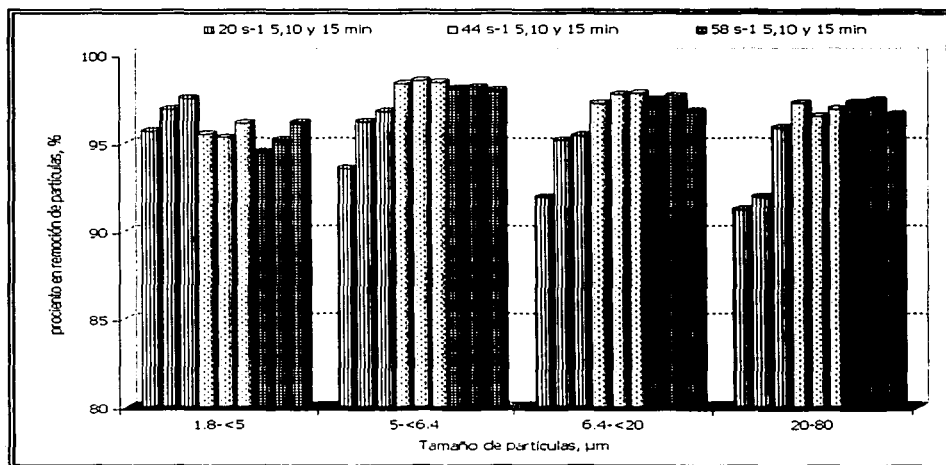


Figura 4.23 Porcentaje en remoción de partículas empleando diferentes gradientes a distintos tiempos de contacto

De acuerdo con los resultados presentados anteriormente se determinó que el gradiente de 44 s^{-1} con un tiempo de 10 min produce un efluente de buena calidad apto para ser destinado al riego agrícola, puesto que cumple con los límites

permisibles de la norma con excepción de lo CF; a pesar de que en esta etapa el AR presentó las más altas concentraciones de SST y turbiedad (ver Anexo VI), las concentraciones de estos parámetros en el efluente son aceptables ya que hubo remociones del 96 % para ambos casos (Tabla 4.8). Como se a descrito en las etapas anteriores el TPA sólo alcanzo a remover como máximo dos unidades logarítmicas de CF y *Salmonella* spp. por lo que es recomendable utilizar un proceso de desinfección posterior al tratamiento. De la misma forma que en las etapas anteriores el AR presento partículas > a 80 μm y posteriormente al tratamiento sólo se encontraron partículas menores a estas.

Tabla 4.8 Calidad del agua en el AR y efluente tratado con un gradiente de velocidad de 44 s^{-1} y con un tiempo de contacto de 10 min

Parámetros	AR	Efluente
SST (mg/L)	770	21
Turbiedad (UNT)	514	16
STT (mg/L)	1288	598
P_T (mg/L)	8	4
P-PO_4^3 (mg/L)	5	3
N_T (mg/L)	25	18
Coliformes fecales (NMP/100 mL)	1.9 E + 08	3.5 E + 07
<i>Salmonella</i> spp. (NMP/100 mL)	5.9 E+ 07	2.9 E + 06
HH (HH/L)	10.6	0.2
Volumen de partículas (mL partículas / m^3 de agua)	2544	63
Tamaño de partículas (μm)	1.8 - >80	< 80

*CONCLUSIONES Y
RECOMENDACIONES*

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Cabe destacar que durante el estudio no se tomaron en cuenta los parámetros de alcalinidad y pH, además de que en los análisis del AR las concentraciones de los SST estuvieron variando en todas las fechas de cada una de las etapas del estudio (ver Anexo II) y que pudieron influir en los resultados del experimento y que no se consideraron.

Con base a los resultados obtenidos se llegó a las siguientes conclusiones; al someterse a un TPA las aguas con diferentes coagulantes de distintas basicidades y diferentes dosis, se encontró que la basicidad contenida en el coagulante tuvo un efecto sobre el tratamiento fisicoquímico, pero este efecto solamente se dió para dosis bajas (100 $\mu\text{mol Al/L}$), ya que a medida que se fue incrementando la dosis el efecto de la basicidad dejó de ser importante. En la Tabla 5.1 se realizó una ponderación de evaluación de los parámetros medidos cuando se aplicaron 100 $\mu\text{mol Al/L}$ de diversos coagulantes; la comparación de los coagulantes se realizó con base en los porcentajes de remoción de cada parámetro, donde se calificó el desempeño de cada coagulante por medio de un valor que se le fue asignando. El valor de 4 es el coagulante que mejor remociones alcanzó en cada uno de los parámetros, el valor de 3 se le asignó al segundo mejor coagulante y así hasta llegar al valor de 1 quien representa el peor de los cuatro coagulantes empleados. Con base a lo establecido en la Tabla, se encontró para el coagulante que presentó una basicidad media-alta (PAX XL-13) fue mejor, ya que con este se obtuvo mejores porcentajes de remoción en cada parámetro, determinando una calidad de agua tratada de 37 mg/L de SST, 38 UNT de turbiedad, un volumen de partículas de 139 mL partículas/ m^3 de agua y una concentración de huevos de helmintos de sólo 0.4 HH/L, cumpliendo con este último con lo establecido en la norma oficial mexicana (NOM-001-ECOL-1996) que es de 1 HH/L para riego no restringido. Cabe mencionar también que

todos los coagulantes empleados cumplieron con esta norma, en lo que respecta al parámetro de los SST.

Tabla 5.1 Calificación de los coagulantes empleados durante la primera etapa

Parámetros	Al ₂ (SO ₄) ₃	Basicidad alta (PAX XL-19)	Basicidad media (PAX XL-60)	Basicidad media-alta (PAX XL-13)
SST	1	2	3	4
Turbiedad	1	2	3	4
CF	3	1	2	4
<i>Salmonella spp.</i>	3	2	2	4
TP	1	2	3	4
STT	3	1	2	4
*NT	4	3	2	2
*P-PO ₄ ⁻³	2	4	2	3
Total/parámetros	2	2	2	4

Durante la segunda etapa con la adición de un polímero se mejoró el desempeño del tratamiento y los porcentajes de remoción de turbiedad y de SST fueron superiores a los de la primera etapa además, de incrementar la velocidad de sedimentación, la carga de polímero empleado en el sistema tuvo un efecto sobre el tratamiento, pues se encontraron diferencias en los porcentajes de remoción de turbiedad y SST pero solamente estas diferencias se dió cuando se trabajó con una dosis de coagulante de 50 y 100 µmol Al/L, ya que a medida que se fue aumentando la dosis de coagulante el efecto de la carga del polímero dejo de ser esencial. Además con la aplicación de un polímero aniónico se puede reducir la dosis de coagulante de basicidad media-alta hasta 50 mg/L.

El efecto del polímero fue calificado de la misma manera que en el caso anterior sólo que esta vez la mayor calificación alcanzada fue de 2 por sólo comparar dos

* Se da el valor mayor al que removió un menor contenido de nutrientes por ser útiles en el agua de riego

tipos de polímeros. Como se muestra en la Tabla 5.2 el polímero aniónico fue el mejor floculante para remover los diferentes parámetros de evaluación además de que formo un mejor floc (más compacto). Por lo tanto con un polímero aniónico como ayuda de floculación en dosis de 1 mg/L se alcanzó una calidad del agua de 19 mg/L para SST, 23 UNT de turbiedad, 130 mL de partículas/m³ de agua y una reducción en la concentración de huevos de helmintos de 0.2 HH/L.

Tabla 5.2 Calificación del polímero catiónico (1 %) y aniónico (1 mg/L) empleados en la segunda etapa, con un coagulante de basicidad media-alta y una dosis de 100 µmol Al/L

Parámetros	Catiónico	Aniónico
SST	1	2
Turbiedad	1	2
CF	1	2
<i>Salmonella</i> spp.	1	2
TP	1	2
STT	2	1
*NT	2	1
*P-PO ₄ ⁻³	2	1
Total/parámetros	1	2

Durante la etapa de coagulación se determinó que hubo un efecto al emplear el gradiente de 164 s⁻¹ a tres tiempos de contacto (15, 30 y 60 s), donde al aumentar el tiempo se mejoró el porcentaje de remoción de los SST y turbiedad, en cambio cuando se aumentó el gradiente a 300 y 463 s⁻¹ el tiempo dejo de ser significativo. En la Tabla 5.3 se muestran los gradientes y los tiempos de contacto utilizados en la tercera etapa, donde destaca el gradiente de 463 s⁻¹ con los tiempos de contacto de 15 y 30 s, se presentó como las mejores, debido a la importancia que tiene esta etapa para garantizar la buena dispersión del coagulante, de hecho tomando el mejor gradiente que fue de 463 s⁻¹ con tiempo de contacto de 15 s se redujo el volumen de partículas hasta llegar a 52 mL de partículas/m³ de agua, reduciendo también la turbiedad a 22 UNT y 19 mg/L de SST.

Tabla 5.3 Calificación de los diferentes gradientes y tiempos de contactos empleados durante la tercera etapa

Parámetros	164 s ⁻¹			300 s ⁻¹			463 s ⁻¹		
	15 s	30 s	60 s	15 s	30 s	60 s	15 s	30 s	60 s
SST	4	5	7	5	7	5	8	6	9
Turbiedad	3	5	6	4	7	8	6	8	9
CF	6	8	3	4	9	5	9	9	7
<i>Salmonella</i> spp.	7	6	4	3	5	1	9	8	2
TP	8	9	9	9	9	9	9	9	9
STT	9	5	8	6	9	9	5	7	5
*NT	7	5	8	5	5	5	5	8	6
*P-PO ₄ ⁻³	5	7	6	9	8	7	9	8	7
Total/parámetros	6	6	6	6	7	6	8	8	7

La optimización de las condiciones de operación se vieron reflejadas en la cuarta etapa (etapa de floculación) principalmente en la turbiedad y SST donde la remociones fueron altas (> 90 %) a pesar de que en esta etapa las concentraciones en el AR fueron altísimas de 514 UNT de turbiedad y 770 mg/L de SST, donde el mejor gradiente fue el de 58 s⁻¹ con un tiempo de contacto de 5 min, obteniéndose una calidad de agua de 22 mg/L de SST, 14.4 UNT de turbiedad y un volumen de partículas de 56 mL de partículas/m³ de agua.

Tabla 5.4 Calificación de los diferentes gradientes y tiempos de contactos empleados durante la cuarta etapa

Parámetros	20 s ⁻¹			44 s ⁻¹			58 s ⁻¹		
	5 min	10 min	15 min	5 min	10 min	15 min	5 min	10 min	15 min
SST	6	7	7	9	8	8	8	7	8
Turbiedad	8	8	8	9	9	9	9	9	9
CF	9	8	5	4	3	6	9	5	7
<i>Salmonella</i> spp.	5	8	6	5	4	2	9	6	3
TP	7	8	9	9	9	9	9	9	9
STT	5	8	8	7	9	9	6	8	8
*NT	7	5	4	6	6	9	8	5	6
*P-PO ₄ ⁻³	9	6	4	7	6	5	8	6	6
Total/parámetros	7	7	6	7	7	7	8	7	8

Es factible utilizar un TPA para un agua que se destina al riego agrícola se debe de tratar por medio de un tratamiento fisicoquímico como es el TPA, ya que las remociones de nutrientes es mínima (60 %). Para este caso, en el sistema TPA fue el PAX XL-13 con dosis de $100 \mu\text{mol Al/L}$, como ayudante de coagulación un polímero aniónico con una dosis de 1 mg/L y por último los gradientes y el tiempo de contacto de 463 s^{-1} y 58 s^{-1} con tiempos de contacto de 15 s y 5 min durante la etapa de coagulación y floculación respectivamente. Debido a que bajo estas condiciones no se cumple con la norma en cuanto al contenido de CF se recomienda emplear un sistema de desinfección (como ya se había mencionado anteriormente) como es la desinfección por luz ultravioleta (UV), ya que con el TPA sólo se logra remover dos unidades logarítmicas y con la UV se remueven más de 5 unidades logarítmicas.

Cabe destacar que para realizar un mejor estudio sobre la comparación de coagulantes se debe de tomar en cuenta la condición óptima de pH para cada coagulante que se desea emplear, así como realizar un estudio de costo-beneficio de los mismos.

REFERENCIAS

6. REFERENCIAS

- ❑ Adin, A. And Asano, T; (1998). The Role of Physical-Chemical Treatment in Wastewater Reclamation and Reuse, *Wat. Sci. Tech.* **37**(10), pp. 79-90.
- ❑ Aldana, J; (1996). Evaluación de la Cal como Coagulante y Estudio de Mezclado para tratar Agua Residual del Valle de México. Instituto de Ingeniería, UNAM, México.
- ❑ American Public Health Association, American Water Works Association y Water Pollution Control Federation (APHA, AWWA, WPCF) (1995). Standard Methods for the Emamination of Water and Wastewater. American Public 19th ed., ISBN: 84-7978-031-2, USA.
- ❑ American Water Works Association (AWWA) (1990). Water Quality and Treatment. A Handbook of Comunity Water Supples. Fourth Edition, McGrall-Hill, ISBN: 0-07-001540-6, New York, 1194p.
- ❑ American Water Works Association (AWWA) (1989). Comitte Report: Coagulation as an Integrated Water Treatment Process. Journal American Water Works Association, October, pp. 72-78.
- ❑ Armijo, F; (1992). Tendencias en las Técnicas Analíticas de las Aguas. Jornadas de aguas minerales y mineromedicinales de España, Instituto Tecnológico Geominero, pp. 3-20.
- ❑ Bahri, A; (1999). Agricultural Reuse of Wastewater and Global Water Management. *Wat. Sci. Tech.* **40** (4-5), pp. 339-346.
- ❑ Benefield, L; (1982). Process Chemistry for Water and Wastewater Treatment. Prentice Hall Inc, Englewood Cliffs, New York, pp. 199-263.
- ❑ Bitton, G; (1994). Wastewater Microbiology. Jonh Wiley & Sons, ISBN: 0-471-30985-0, USA, 247p.
- ❑ Broadwell, M; (2001). A Practical Guide to Particle Counting for Drinking Water Treatment. Lewis Publishers, ISBN: 1-56670-306-9, USA, 222p.
- ❑ Calderón, C; (1998). Influencia del Régimen de Mezclado y del Momento de Adición del Polímero en el Tratamiento Primario Avanzado. Facultad de Ingeniería, DEFI-UNAM, México, 73p.

- ❑ Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente "CEPIS" (1981). Teoría, Diseño y Control de los Procesos de Clarificación del Agua. Organización Panamericana de la Salud, 558p.
- ❑ Chávez, A; Maya, C; Canales, A. Y Jiménez, B. (2001). Aplicación del Densadeg para la Remoción de Huevos de Helmintos. Instituto de Ingeniería, UNAM, México, 29p.
- ❑ Cifuentes, E; Blumenthal, U; y Ruiz, G; (1999). Valle del Mezquital: Reúso de Agua Residual y Riesgos para la Salud. Ingeniería y Ciencias Ambientales, No. 43, julio-agosto, pp. 23-27.
- ❑ Comisión Nacional del Agua (CNA) (2000). Normas Oficiales Mexicanas. Subdirección General de Administración del Agua, México.
- ❑ Conesa, V. y Fernández, V; (1997). Guía Metodológica para la Evaluación del Impacto Ambiental. 3ª edición, Ediciones Mundi-Prensa, ISBN: 84-7114-64-9, España.
- ❑ Cooper-Smith, G; (2001). Chemically-Enhanced Primary Treatment: The UK Experience. *Water* 21, August, pp. 10.
- ❑ Eckenfelder, W; (1991). Principles of Water Quality Management. Krienger Publishing Company, ISBN: 0-89464-517-X, USA,
- ❑ Fair, G; Geyer, J. y Okun, D; (1999). Purificación de Aguas y Tratamiento y Remoción de Aguas Residuales. Ingeniería Sanitaria y de Aguas Residuales. Editorial Limusa, Vol. 2, ISBN: 968-18-0167-9, México, 764p.
- ❑ Fettig, J; Ratnaweera, H. and Odegaard, H; (1990). Synthetic Organic Polymers as Primary Coagulants in Wastewater Treatment. *Water Supply*, vol. 8, Jönköping, pp. 19-26.
- ❑ Gehr, R. and Wright, H; (1998). Uv Disinfection of Wastewater Coagulated with Ferric Chloride: Recalcitrance and Fouling Problems. *Wat. Sci. Tech.* **38**(3), pp. 15-23.
- ❑ Hall, E. and A.R.C.S. (1996). The Coagulation Process, Part 3. *Water Research Association*. Technical paper, No.33, pp. 59-64.
- ❑ Harleman, D. and Murcott, S; (2000). An Innovative Approach to Urban Wastewater Management in the Developing World. 3^{er} Seminario en Tratamiento Químico del Agua, 25 de mayo, Instituto de Ingeniería, UNAM, México.

- ☐ Harleman, D., Morrissey, S. and Altshu J; (1992). Preparatory Bench Scale Testing for Chemically Enhanced Primary Treatment, Final MIT/AUB Report, Massachusetts Institute of Technology, February 10, pp. 18.
- ☐ Harleman, D., Morrissey, S. and Murcott, S; (1991). The case for using Chemically Enhanced Primary Treatment in New Cleanup Plan for Boston Harbor, Boston Soc. Civil Engrs. Section I, ASCE, 6, 69.
- ☐ Hausen B; (1996). Practical Manual of Wastewater Chemistry. Ann Arbor Press, Inc. ISBN: 1-57504-012-3, USA, 135p.
- ☐ Heinzmann, B; (1994). Coagulation and Flocculation of Stormwater from a Separate Sewer System a New Possibility for Enhanced Treatment. *Wat. Sci. Tech.* **29**(12), pp. 267-278.
- ☐ Henry, J. y Heinke, G; (1996). Ingeniería Ambiental, 2ª edición, Ediciones Prentice Hall, ISBN: 970-17-0266-2, México, 778p.
- ☐ Hernández A; (1998). Depuración de Aguas Residuales. 4ª edición, Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, ISBN: 84-380-0138-6, España, pp. 1006.
- ☐ Hurtado C; (1996). Elección de un Coagulante y un Floculante para el Tratamiento del Agua del Valle de México por un TPA. Facultad de Química, UNAM, México, 99p.
- ☐ Jawetz E., Melnick J. y Adelberg E; (1996) Microbiología Médica. 15ª edición, Editorial El Manual Moderno, ISBN: 968-426-717-7, pp. 807.
- ☐ Jiménez B. (2001). La Contaminación Ambiental en México: Causas, Efectos y Tecnología Apropiaada. Ed. Limusa, 15BM; 6042-x, México, pp. 925.
- ☐ Jiménez B. y Chávez A; (2000). El Reúso de Aguas Residuales en Riego Agrícola. The Water Mirror, The Magazine on Water Treatment from Kemwater (2), December, pp 6-8.
- ☐ Jiménez B., Chávez A., Barrios A., Maya C. y Salgado G; (2000). Curso: Determinación y Cuantificación de Huevos de Helminto. Técnica Norma Oficial NMX-AA-113-SCFI-1999, Grupo Tratamiento y Reúso. Instituto de Ingeniería. UNAM, México, 162 p.
- ☐ Jiménez B. y Chávez A; (1999). Tratamiento Primario Avanzado. Series del Instituto de Ingeniería, 618, Diciembre, ISSN: 0185-2345, México, 94p.

- ❑ Jiménez B. y Ramos J; (1997). Revisión de los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua para Riego Agrícola. Elaborado para la Comisión Nacional del Agua. Informe Final-Diciembre, México, 196p.
- ❑ Jiménez B., Maya C. y Pulido M; (1996). Evaluación de las Diversas Técnicas para Detección de los Huevos de Helminos y Selección de una para conformar la NMX Correspondiente. Informe Final, Instituto de Ingeniería, UNAM. Elaborado para Comisión Nacional del Agua, México, 54p.
- ❑ Kawamura, S; (1991) *Integrated Design of water Treatment Facilities*, Wiley-Intercience Publication, John Wiley & Sons, Inc. ISBN: 0-471-61591-9, New York, pp 104-127.
- ❑ Kawamura, S; (1973) *Coagulation Considerations*. Journal American Water Works Association, June, pp. 417-423.
- ❑ Lamb, J; (1985). *Water Quality and Hs Control*, John Wiley & Sons, ISBN: 0-471-80047-3, USA, pp. 384.
- ❑ Landa H., Capella A. y Jiménez B; (1997). Particle Size Distribution in an Effluent from and Advanced Primary Treatment and its Removal During Filtration. *Wat. Sci. Tech.*, **36**(4), pp. 159-165.
- ❑ Levine, A., Tchobanoglous, G. and Asano, T; (1991a) Particle Contaminants in Wastewater: A Comparison of Measurement Techniques and Reported Particle Size Distribution. *Flui Particle Separation*, Vol. 4 No. 2 pp. 89-106.
- ❑ Levine, A., Tchobanoglous G. and Asano T; (1991b). Size Distribution of Particulate Contaminants in Wastewater and their Impact on Treatability, *Wat Res*. Vol. 25, No. 8, pp 911-922.
- ❑ Levine A., Tchobanoglous G., and Asano T; (1985). Characterization of the size distribution of Contaminants in Wastewater: Treatment and Reuse Implications, *Journal WPCF*, **57**(7), pp. 805-845.
- ❑ Lopera A; (2001). Comparación de la Calidad Fisicoquímica y Microbiológica entre efluente de un Tratamiento Primario Avanzado aplicando Sulfato de Aluminio, PAX XL 60 y PAX XL 19 como coagulantes. Instituto de Ingeniería, UNAM, México, p. 118.

- ❑ Matsuo, T; (2000). Japanese Experiences in Water Pollution Control and Wastewater Treatment Technologies, *Wat. Sci. Tech.* **42**(12) pp 163-172.
- ❑ McCarty P; (2000). Novel Biological Removal of Hazardous Chemicals at Trace Levels. *Wat. Sci. Tech.*, **42**(12), pp. 49-60.
- ❑ Metcalf & Eddy (1996). Ingeniería de Aguas Residuales, Tratamiento, Vertido y Reutilización, Vol. I, Ed. McGraw-Hill, ISBN: 84-335-6416-1, España, 835p.
- ❑ Metcalf & Eddy (1981). Tratamiento y Depuración de las Aguas Residuales. 2ª Edición, Editorial McGraw-Hill, ISBN: 84-335-6416, España, 837p.
- ❑ Morrow, J. and Rausch, E; (1974). Colloid Destabilization with Cationic Polyelectrolytes as Affected by Velocity Gradients. Journal of American Water Works Association, November, Vol. 66, pp 646-653.
- ❑ Mouotka B; (2000). Selection of the Optimal Coagulant in Industrial Water Treatment Processes. Tratamiento Químico de Aguas Residuales, Industriales y Municipales, 3er Seminario en Tratamiento Químico del Agua, 25 de mayo, México, D.F.
- ❑ Mugica V. y Figueroa J; (1991). Contaminación Ambiental Causas y Control, Universidad Autónoma Metropolitana, México, 91p.
- ❑ Norma Mexicana NMX-AA-003-1980. Muestreo de aguas residuales. [WWW] URL: <http://www.se.gob.mx>
- ❑ Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL/1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales."Diario Oficial de la Federación". Enero 6 de 1997. 67-87
- ❑ Norma Oficial Mexicana. Método de Muestreo de Aguas Residuales. DGN-AA-3-1975, Que establece los lineamientos generales y recomendaciones para muestrear las descargas de aguas residuales, con el fin de determinar sus características físicas, químicas y bacteriológicas
- ❑ Odegaard, H; (1995). Optimization of Flocculation/Flotation in Chemical Wastewater Treatment; *Wat. Sci. Tech.* **31**(3-4) pp. 73-82.
- ❑ Odegaard, H; (1992). Norwegian Experiences with Chemical Treatment of Raw Wastewater, *Wat. Sci. Tech.* **25**(12) pp. 255-264.

- ❑ Odegaard, H; (1988). Coagulation as the First Step in Wastewater Treatment, Chemical Water and Wastewater Treatment. Hahn, H. and Klute, R. eds. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 249p.
- ❑ Odegaard, H; (1985). Engineering Aspects of Flocculation Chemical Water and Wastewater Treatment, Vol. 62, pp. 81-102, New York.
- ❑ O´Melia C., Hahn M. and Chen C; (1997). Some Effects of Particle Size in Separation Processes Involving Colloids. *Wat. Sci. Tech.*, **36**(4), pp. 119-126.
- ❑ Parker D., Barnard J., Daigger G., Tekippe R. and Wahlber E; (2001). The Future of Chemically Enhanced Primary Treatment: Evolution not Revolution. *Water* 21, June, pp. 49-56.
- ❑ Rodier J; (1990). Análisis de las Aguas, Aguas Naturales, Aguas Residuales y Aguas de Mar. Ediciones Omega, ISBN: 84-282-0625-2, España, 1059p.
- ❑ Romero A; (1999). Calidad del Agua. 2ª edición, Editorial Alfaomega, ISBN: 970-15-0405-4, México, 270p.
- ❑ Samar P., Sarai N., Razeghi N., Jamshidnia G and Hakimipour M; (1976). Physical-Chemical Treatment Improves Iran´s Urban Runoff, *Water & Sewage Works*, August, pp. 77-79.
- ❑ Sans R. y Ribas J; (1999). Ingeniería Ambiental. Contaminación y Tratamientos, Editorial Alfaomega, ISBN: 84-267-0742-4, México, 145p.
- ❑ Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH) (1985). Evaluación del Control de la Contaminación por el Reúso Agrícola del Agua Residual. Comisión del Plan Nacional Hidráulico, México, 45p.
- ❑ Secretaría de Salud (SSA) (2001). Boletín Epidemiológico. Tomado de Internet. www.ssa.gob.mx.
- ❑ Seoanez M; (1995). Aguas Residuales Urbanas. Tratamientos Naturales de Bajo Costo y Aprovechamientos, Ediciones Mundi-Prensa, ISBN: 84-7114-545-6, España, 368p.
- ❑ Shao Y., Liu A., Wada F., Crosse J. and Jenkins D; (1996). Advanced Primary Treatment: An Alternative to Biological Secondary Treatment: The city of the Los Angeles, C.A. Hyperion Treatment Plant Experience. *Wat. Sci. Tech.* 34(3-4), pp. 223-233.

- ❑ Snoeyink V. y Jenkins D; (1999). Química del Agua. Editorial Limusa, ISBN: 968-18-1608-0, México, 508p.
- ❑ Tambo N; (1990). Basic concepts and Innovative Turn of Coagulation/Flocculation. Water Supply, Vol. 8, Jonkoping, pp 1-10.
- ❑ Tay Z., Aguilera L., Quiroz G y Castrejón V; (1991). Parasitología Médica. Ed. Francisco Méndez Cervantes, 327p.
- ❑ Tebbutt T; (1990). Fundamentos de Control de la Calidad del Agua, editorial Limusa, ISBN: 968-18-3317-1, México, 239p.
- ❑ Tillman G; (1996). Water Treatment Troubleshooting and Problem Solving. Ann Arbor Press, Inc., ISBN: 1-51504-001-8, U.S.A., 156p.
- ❑ USEPA (United States Environmental Protection Agency) (1992). *Guidelines for Water Reuse*, US Agency for International Development, EPA/625/R-921004.
- ❑ Weber W; (1979). Control de la Calidad del Agua, Procesos Físicoquímicos, Editorial Reverté, ISBN: 84-291-72522-9, España, 37p.
- ❑ Zetar-Meter Inc. [WWW] URL: <http://www.zeta-meter.com/redchile.pdf>

ANEXOS

ANEXO I

Fichas técnicas de los coagulantes estudiados.

Kemwater

MR

SAL

Kemwater SAL es un sulfato de aluminio en presentación líquida. Es un coagulante eficiente para el tratamiento de agua potable y residual; tanto municipal como industrial.

SAL es un coagulante de aluminio con muy bajo contenido de hierro usado también en el proceso de encolado en la industria de papel.

Especificación del producto

Análisis típico

Apariencia	Líquido ámbar transparente
Aluminio	4.1 +/- 0.1 %
Al ₂ O ₃	7.5 +/- 0.2 %
Hierro (Fe)	< 0.02 %
Acidez libre	< 1.5 %
Densidad	1.30 +/- 0.2 g/cm ³

Elementos traza / Sustancias Tóxicas

Análisis típico

Arsénico (As)	<1.0	mg/kg SAL
Cromo+6 (Cr+6)	<1.0	mg/kg SAL
Plomo (Pb)	<1.0	mg/kg SAL

Nota: 1 mg/kg = 1 ppm

Almacenaje

Los tanques de almacenamiento, tubería y válvulas deben de ser de material resistente a la corrosión, tales como fibra de vidrio, PVC u otros plásticos apropiados. SAL es ligeramente corrosivo y durante un tiempo largo atacará la mayoría de los metales, tales como aluminio, cobre o acero inoxidable. SAL puede ser almacenado a temperatura ambiente y no debe de ser almacenado en forma diluida.

Dilución y dosificación

Se recomienda el uso de bombas de diafragma de material no corrosivo para la dosificación.

Manejo seguro

Usar ropa apropiada de protección, guantes y protección para ojos y rostro. En caso de emergencia lavar con abundante agua por lo menos durante 15 minutos y contactar a un médico.

Entrega

Pipas de 30-40 toneladas.

Calidad

SAL es un coagulante que cumple con la Norma Europea EN 878 para productos químicos utilizados en el tratamiento del agua destinada al consumo humano.

Producción y ventas

Kemwater SAL es producido en varios países en plantas de Kemwater. Ventas en México y Centro América a través de Kemwater de México, S.A. de C.V.

Toda información en esta publicación es proporcionada de buena fe. Se ha realizado un gran esfuerzo para asegurar su veracidad, sin implicar ni otorgar garantía.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

PAX-XL60 S

Kemwater PAX-XL60 S es un policloruro silicato de aluminio en presentación sólida. Es un coagulante eficiente para el tratamiento de agua potable y residual; tanto municipal como industrial. PAX-XL60 S se disuelve fácilmente en agua.

PAX-XL60 S es un coagulante de aluminio prepolimerizado usado en dosis bajas, lo que reduce el volumen de lodos generados y la necesidad de ajustar el pH. PAX-XL60 S también mejora la filtración del agua sedimentada; ofreciendo mayor tiempo entre retrolavados y una alta remoción de turbiedad, con menor consumo de alcalinidad.

Especificación del producto

Análisis típico

Apariencia	Polvo granulado,
amarillo claro	
Aluminio	15.4 +/- 0.4 %
Al ₂ O ₃	29.1 +/- 0.7 %
Hierro (Fe)	< 0.01 %
Densidad a granel	Aprox. 0.85 tm/m ³
Basicidad	Mediana
Materia activa	5.7 moles/kg

Elementos de traza / Sustancias tóxicas

Análisis típico

Plata (Ag)	<0.2	mg/kg PAX-XL60 S
Arsénico (As)	<0.1	mg/kg PAX-XL60 S
Cadmio (Cd)	<0.05	mg/kg PAX-XL60 S
Cromo (Cr)	<0.6	mg/kg PAX-XL60 S
Cobre (Cu)	2.0	mg/kg PAX-XL60 S
Mercurio (Hg)	<0.006	mg/kg PAX-XL60 S
Manganeso (Mn)	<0.1	mg/kg PAX-XL60 S
Níquel (Ni)	0.6	mg/kg PAX-XL60 S
Plomo (Pb)	<0.6	mg/kg PAX-XL60 S
Antimonio (Sb)	<0.5	mg/kg PAX-XL60 S
Selenio (Se)	<0.1	mg/kg PAX-XL60 S
Zinc (Zn)	2.0	mg/kg PAX-XL60 S

Nota: 1 mg/kg = 1 ppm

Almacenaje

PAX-XL60S es higroscópico, por lo tanto se recomienda almacenarlo en un lugar seco y fresco, mantenerlo en su empaque original hasta su uso.

Dilución y dosificación

PAX-XL60 S se disuelve fácilmente; tanto en lotes como en forma continua. Durante la dilución se requiere una buena agitación para evitar grumos. Para más detalles dirigirse a la hoja técnica "Como disolver PAX sólido de Kemwater".

Inmediatamente después de la dilución se observa una turbiedad ligera.

Manejo seguro

Usar ropa apropiada de protección, máscara de respiración, guantes y protección de ojos / rostro.

Entrega

Bolsas de polietileno de 25 kilogramos. Superbolsas de polipropileno de 850 kilogramos con una bolsa de polietileno interna.

Calidad

PAX-XL60 S es un coagulante aprobado para el tratamiento de agua potable por la Administración Nacional de Alimentos en Suecia, SLV y la Autoridad de Control de Alimentos en Noruega, SNT. Certificado según el Estándar 60 de ANSI / NSF para efectos de salud con una dosis máxima de 158 mg/L como químico para el tratamiento de agua potable.

Producción y ventas

Kemwater PAX sólido es producido en Suecia y en China. Ventas en México y Centro América a través de Kemwater de México, S.A. de C.V.

Toda información en esta publicación es proporcionada de buena fe. Se ha realizado un gran esfuerzo para asegurar su veracidad, sin implicar ni otorgar garantía.

TESIS CON
 FALLA DE ORIGEN

PAX-XL19

Kemwater PAX-XL19 es un polihidroxiclورو de aluminio en presentación líquida. Es un coagulante eficiente para el tratamiento de agua residual; tanto municipal como industrial.

PAX-XL19 es un coagulante de aluminio prepolimerizado usado en dosis bajas, lo que reduce el volumen de lodos generados y la necesidad de ajustar el pH. PAX-XL19 también mejora la filtración del agua sedimentada; ofreciendo mayor tiempo entre retrolavados y una alta remoción de color y turbiedad, con menor consumo de alcalinidad.

Especificación del producto*Análisis típico*

Apariencia	Líquido ligeramente turbio
Aluminio	12.4 +/- 0.7 %
Al ₂ O ₃	23.0 +/- 1.0 %
Hierro (Fe)	< 0.03 %
Basicidad	80 +/- 5 %
Gravedad específica	1.34 +/- 0.02

Almacenaje

PAX-XL19 debe ser almacenado en un lugar accesible y en contenedores de fibra de vidrio o en tanques de polietileno.

Dosificación

PAX-XL19 se dosifica en bombas de diafragma con calibración y resistentes a la corrosión, el producto normalmente se dosifica sin dilución.

Manejo seguro

Usar ropa apropiada de protección, máscara de respiración, guantes y protección de ojos / rostro. En caso de contacto con los ojos, se debe lavar suavemente con abundante agua.

Entrega

PAX-XL19 se surte en tambores de polietileno de alta densidad conteniendo 280 kgs de peso neto, también se surte en pipas de 10-30 tm.

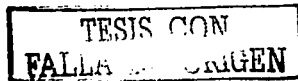
Calidad

PAX-XL19 producido en México es un coagulante eficiente para el tratamiento de agua residual.

Producción y ventas

Kemwater PAX-XL19 es producido en México. Ventas en México y Centro América a través de Kemwater de México, S.A. de C.V.

Toda información en esta publicación es proporcionada de buena fe. Se ha realizado un gran esfuerzo para asegurar su veracidad, sin implicar ni otorgar garantía



PAX-XL13

Kemwater PAX-XL13 es un policloruro de aluminio en presentación sólida. Es un coagulante eficiente para el tratamiento de agua potable y residual; tanto municipal como industrial.

PAX-XL13 es un coagulante de aluminio prepolimerizado usado en dosis bajas, lo que reduce el volumen de lodos generados y la necesidad de ajustar el pH. PAX-XL13 también mejora la filtración del agua sedimentada; ofreciendo mayor tiempo entre retrolavados y una alta remoción de turbiedad, con menor consumo de alcalinidad.

Especificación del producto*Análisis típico*

Apariencia	Líquido amarillo claro
Aluminio	5.3 +/- 0.2 %
Al ₂ O ₃	10.0 +/- 0.4 %
Hierro (Fe)	< 0.01 %
Densidad a granel	1.25 +/- 0.2 g/cm ³
Basicidad	Mediana alta

Almacenaje

Los tanques de almacenamiento, tubería y válvulas deben de ser de materia resistente a la corrosión, tales como fibra de vidrio, PVC, u otros plásticos apropiados. PAX-XL13 es ligeramente corrosivo y durante un tiempo largo atacará la mayoría de los metales, tales como aluminio, cobre o acero inoxidable. PAX-XL13 puede ser almacenado en temperatura ambiente y no debe de ser almacenado en forma diluida.

Dilución y dosificación

PAX-XL13 debe de ser dosificado sin diluirlo. Se recomienda el uso de bombas de diafragma de materia no corrosiva para la dosificación.

Manejo seguro

Usar ropa apropiada de protección, guantes y protección de ojos / rostro. En caso de emergencia lavar con abundante agua por lo menos durante 15 minutos y contactar a un médico.

Entrega

Pipas de 10-30 toneladas. Tambores de 200 litros y contenedores de 1,000 litros.

Producción y ventas

Kemwater PAX-XL13 es producido en varios países en plantas de Kemwater. Ventas en México y Centro América a través de Kemwater de México, S.A. de C.V.

Toda información en esta publicación es proporcionada de buena fe. Se ha realizado un gran esfuerzo para asegurar su veracidad, sin implicar ni otorgar garanti

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Fecha	Hora	pH	T	C. E.	ALCALINIDAD	TURBIEDAD	SST	STT	P	P-PO4	N	N-NH3	CF	Salmonella	HH
			°C	ms/cm	mgCaCO3/L	UNT	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	UFC/100ml	UFC/100ml	MM/L
05-Jun-01	08:15	7.46	20.50	1.37	416	169	150	990	11.5	6.3	26.0	23.50	7.30E+07	7.30E+06	
12-Jun-01	08:10	7.19	20.20	0.98	294	157	218	770	7.2	4.7	26	17.40	9.40E+07	1.70E+07	
15-Jun-01	08:13	7.07	19.20	0.86	254	237	416	850	7.4	3.0	22	10.80	2.40E+08	1.10E+07	
19-Jun-01	08:04	7.08	19.70	1.21	380	179	194	1030	10.4	5.1	22	24.00	9.30E+08	4.60E+07	7.6
29-Jun-01	08:15	7.22	19.9	1.05	364	170	184		9.2	5.2	24	18.6	1.10E+09	4.60E+07	
03-Jul-01	08:05	6.97	18.4	0.66	200	275	442		8.7	2.6	20	10.5	4.60E+07	7.50E+06	
06-Jul-01	8:11	7.02	20	0.99	308	177.3	648		8.1	8.4	24	14.8	3.60E+07	7.50E+06	7.2
10-Jul-01	8:10	7.31	19.9	1.09	284	170	196	810	8.6	6.6	20	19.3	7.30E+07	2.30E+07	
13-Jul-01	8:11	7.31	20	1.14	340	162	204	910	8.8	6.8	22	17.8	6.40E+07	1.20E+07	
17-Jul-01	8:11	7.33	20	0.92	280	319	448	940	8.4	5.2	16	15.7	4.60E+07	1.20E+07	9.8
20-Jul-01	08:10	7.54	19.4	0.93	290	330	494	810	8.1	3.9	18	15.1	1.50E+08	7.50E+07	
24-Jul-01	08:11	7.58	20	1.10	300	296	350	1075	7.5	7.2	36	18.8	1.20E+08	3.90E+07	
31-Jul-01	08:13	7.87	19.2	1.05	350	541	748	1355	7.7	6.1	24	16.8	2.30E+08	4.60E+07	
07-Ago-01	08:10	7.24	19	0.93	300	890	1486	1910	9.4	4.1	20	14.1	2.40E+08	7.50E+07	10.6

TESIS CON
FALTA DE CUBIEN

Fuente: Enxos Central
Coag/Ainte: Base de med. alta (PAX XL-13)

Fecha	Hora	Dosis Coag/Ainte		Polimero	Dosis	pH	T	CF	Alcalinidad	Turbiedad	SST	P	P-PO4	N	N-NH3	CF	Salmonella	HW
		Clave	µ mol Al/l															
29-Jun-01	08:15	0				7.22	19.9	1.05	364	170	184	9.2	5.2	24	18.6	1.10E+09	4.60E+07	
29-Jun-01		1	50	Catiónico	1%	7.38	19.3	1.06	344	65.4	54	8.1	5.4	20	18.5	3.90E+07	1.00E+07	
29-Jun-01		2	100	Catiónico	1%	7.23	19.3	1.15	348	36.2	38	7.2	4.3	8	19.8	2.20E+07	6.40E+06	
29-Jun-01		3	200	Catiónico	1%	7.23	19.3	1.12	336	22.4	18	6.2	3.5	8	19.4	3.20E+07	1.00E+06	
29-Jun-01		4	300	Catiónico	1%	7.2	19.4	1.14	332	16.3	12	5.5	2.6	16	17.7	4.30E+07	1.10E+06	
29-Jun-01		5	50	Catiónico	2%	7.38	19.3	1.12	340	58.9	50	7.4	4.7	26	18.7	7.10E+06	1.00E+06	
29-Jun-01		6	100	Catiónico	2%	7.24	19.3	1.12	344	31.8	22	6.6	4.0	10	19.4	6.70E+07	3.60E+06	
29-Jun-01		7	200	Catiónico	2%	7.24	19.3	1.12	336	20.4	24	6.0	1.7	16	18.2	4.10E+07	4.30E+06	
29-Jun-01		8	300	Catiónico	2%	7.13	19.4	1.15	336	13.2	20	4.6	2.9	18	18.4	2.70E+07	1.60E+06	
29-Jun-01		9	50	Aniónico	1 mg/L	7.08	19.9	1.13	344	35.7	36	7.0	4.8	14	20.1	5.20E+07	2.30E+06	
29-Jun-01		10	100	Aniónico	1 mg/L	7.2	19.9	1.15	352	37.9	22	6.5	3.3	10	20.4	9.30E+06	7.50E+05	
29-Jun-01		11	200	Aniónico	1 mg/L	7.14	19.8	1.16	336	14.5	28	5.0	3.5	16	20.8	2.40E+07	9.50E+05	
29-Jun-01		12	300	Aniónico	1 mg/L	7.14	19.4	1.14	332	10.9	16	4.4	3.4	10	19.5	9.30E+06	1.00E+06	
29-Jun-01		13	50	Aniónico	2 mg/L	7.24	19.3	1.13	348	34.9	30	6.7	4.7	20	20.2	4.60E+07	6.40E+05	
29-Jun-01		14	100	Aniónico	2 mg/L	7.5	19.7	1.13	344	24.5	22	6.8	4.0	14	20.2	4.30E+06	5.30E+05	
29-Jun-01		15	200	Aniónico	2 mg/L	7.1	19.8	1.13	336	14.4	16	5.0	3.1	8	20.1	1.50E+06	1.20E+05	
29-Jun-01		16	300	Aniónico	2 mg/L	7.11	19.7	1.16	328	10.6	14	4.4	2.9	12	21.5	4.30E+06	1.20E+05	
03-Jul-01	08:05	0				6.97	18.4	0.66	200	275	442	8.7	2.6	20	10.5	4.60E+07	7.50E+06	
03-Jul-01		1	50	Catiónico	1%	6.96	18.5	0.67	180	44	56	8.2	2.2	12	10.9	2.30E+07	1.00E+06	
03-Jul-01		2	100	Catiónico	1%	6.98	18.5	0.68	168	23.5	42	4.7	2.0	12	9.8	2.00E+06	1.00E+06	
03-Jul-01		3	200	Catiónico	1%	6.89	18.15	0.69	168	7.8	16	4.0	1.1	14	11.2	4.20E+06	1.00E+06	
03-Jul-01		4	300	Catiónico	1%	6.83	18.2	0.71	168	2.22	10	3.3	0.7	12	11.8	1.50E+06	7.50E+05	
03-Jul-01		5	50	Catiónico	2%	7.02	18.5	0.67	172	50.6	62	2.4	2.8	16	10.9	2.40E+07	6.40E+06	
03-Jul-01		6	100	Catiónico	2%	6.92	18.4	0.67	172	19.2	24	4.9	1.7	14	11.7	9.50E+06	1.20E+06	
03-Jul-01		7	200	Catiónico	2%	6.88	18.5	0.69	168	5.53	4	4.1	1.2	10	11.1	4.30E+06	3.90E+05	
03-Jul-01		8	300	Catiónico	2%	6.84	18.2	0.70	168	2.47	4	2.6	0.7	12	12.1	9.10E+06	2.30E+05	
03-Jul-01		9	50	Aniónico	1 mg/L	6.92	18	0.67	176	26.2	10	4.3	2.4	12	12	1.90E+05	7.30E+05	
03-Jul-01		10	100	Aniónico	1 mg/L	6.95	18	0.67	172	14.3	10	3.8	1.8	12	11.7	9.30E+06	3.90E+05	
03-Jul-01		11	200	Aniónico	1 mg/L	6.91	18.1	0.68	160	4.89	10	3.1	1.3	10	11.8	9.10E+05	1.20E+05	
03-Jul-01		12	300	Aniónico	1 mg/L	6.83	17.9	0.70	164	3.97	10	2.4	0.7	24	12.3	9.10E+05	1.20E+05	
03-Jul-01		13	50	Aniónico	2 mg/L	6.98	18	0.67	172	23.2	14	4.1	2.3	12	12.1	7.50E+06	1.10E+05	
03-Jul-01		14	100	Aniónico	2 mg/L	6.97	18	0.67	172	10.6	16	3.7	1.9	12	12.2	4.30E+06	1.40E+05	
03-Jul-01		15	200	Aniónico	2 mg/L	6.94	20	0.68	164	4.5	12	3.0	1.1	12	12.4	4.30E+06	2.90E+05	
03-Jul-01		16	300	Aniónico	2 mg/L	6.86	18	0.71	160	1.58	4	2.4	0.5	12	12.6	3.60E+05	7.50E+04	
06-Jul-01	08:11	0				7.02	20	0.99	308	177.3	648	8.1	8.4	24	14.8	3.60E+07	7.50E+06	7.2
06-Jul-01		1	50	Catiónico	1%	7.17	19.9	1.02	292	41.5	52	6.6	4.6	14	13.3	2.30E+06	1.20E+06	
06-Jul-01		2	100	Catiónico	1%	7.28	19.9	1.02	284	25.6	38	6.3	3.2	18	14.5	9.30E+06	2.30E+06	0.2
06-Jul-01		3	200	Catiónico	1%	7.13	20	1.03	284	10.2	20	5.2	2.7	16	14.2	9.10E+05	1.00E+05	
06-Jul-01		4	300	Catiónico	1%	7.11	20	1.04	276	6.4	16	4.4	2.2	14	15.4	2.60E+06	6.40E+05	
06-Jul-01		5	50	Catiónico	2%	7.23	19.8	1.02	292	60.2	76	6.0	3.7	20	14.2	2.40E+07	3.90E+06	
06-Jul-01		6	100	Catiónico	2%	7.12	19.9	1.02	284	20.1	14	5.2	3.6	16	14.1	4.30E+06	2.90E+05	
06-Jul-01		7	200	Catiónico	2%	7.17	20	1.03	284	11.4	18	5.5	3.1	12	14.6	2.30E+05	1.00E+05	0.2
06-Jul-01		8	300	Catiónico	2%	7.14	19.9	1.04	280	5.84	12	4.6	2.2	12	15	9.10E+05	1.00E+05	
06-Jul-01		9	50	Aniónico	1 mg/L	7.37	19.9	1.01	284	27.5	38	6.2	5.0	14	15	2.40E+07	5.30E+06	
06-Jul-01		10	100	Aniónico	1 mg/L	7.36	19.9	1.02	284	15.5	24	6.3	3.6	22	14.9	4.30E+06	6.40E+05	0.2
06-Jul-01		11	200	Aniónico	1 mg/L	7.28	20	1.03	280	8.02	16	5.0	2.8	14	15.1	2.30E+06	4.30E+05	
06-Jul-01		12	300	Aniónico	1 mg/L	7.5	20	1.04	272	5.82	10	4.1	2.3	16	14.1	2.40E+07	1.00E+05	
06-Jul-01		13	50	Aniónico	2 mg/L	7.4	20	1.01	288	20.6	26	5.7	4.0	16	15.2	0.00E+00	6.40E+05	
06-Jul-01		14	100	Aniónico	2 mg/L	7.36	20	1.01	284	15.2	38	6.1	3.8	14	15	4.30E+06	7.50E+05	0.4
06-Jul-01		15	200	Aniónico	2 mg/L	7.26	20	1.02	284	7.76	38	6.6	3.3	12	14.6	4.30E+06	2.90E+05	
06-Jul-01		16	300	Aniónico	2 mg/L	7.24	20	1.03	276	5.32	16	3.6	2.2	12	14.7	4.30E+06	1.20E+05	

TESIS COAT
 FALLA DE ORIGEN

Fuente: Emisor Central

Condiciones: 100µmol Al/L basicidad meda-alta, 1 mg/L polímero aniónico, 58 s⁻¹ y 5 min de mezcla lenta

Fecha	Hora	Clave	Mezcla rápida		pH	T	CE	Alcalinidad	Turbiedad	SST	STT	P	P-PO ₄	N	N-NH3	CF	Salmonella	HM
			Gradiente, s ⁻¹	Tiempo, s														
10-Jul-01	8:10 a.m.	1			7.31	19.9	1.09	284	170	196	810	8.6	6.6	20	19.3	7.30E+07	2.30E+07	
10-Jul-01		2	164	15	7.15	19.9	1.06	0	28.8	44	550	5.8	4.0	20	15.7	9.30E+06	1.00E+06	
10-Jul-01		3	164	30	7.17	19.9	1.06	0	22.7	30	600	5.6	3.7	16	17	7.50E+06	6.40E+05	
10-Jul-01		4	164	60	7.15	19.9	1.06	0	19.3	10	490	5.8	3.9	22	15	4.60E+07	3.90E+06	
10-Jul-01		5	300	15	7.15	19.9		268	21.9	26	540	5.7	4.1	14	17.5	9.30E+06	1.20E+05	
10-Jul-01		6	300	30	7.23	19.9		276	19.2	22	465	5.4	4.1	18	15.3	2.30E+06	7.50E+05	
10-Jul-01		7	300	60	7.19	19.9		272	17.6	32	625	5.7	4.0	16	16.2	3.00E+05	1.00E+05	
10-Jul-01		8	463	15	7.2	19.9		0	21.1	18	570	5.4	4.3	16	16.8	2.30E+05	6.40E+04	
10-Jul-01		9	463	30	7.23	19.9		0	17.1	34	490	5.1	4.2	16	16.4	2.30E+06	7.30E+05	
10-Jul-01		10	463	60	7.25	19.9		0	15.4	16	585	5.1	3.9	16	15.4	2.30E+06	4.30E+05	
Fecha	Hora	Clave	Mezcla rápida		pH	T	CE	Alcalinidad	Turbiedad	SST	STT	P	P-PO ₄	N	N-NH3	CF	Salmonella	HM
			Gradiente, s ⁻¹	Tiempo, s														
13-Jul-01	8:11 a.m.	1			7.31	20	1.14	340	162	204	910	8.8	6.8	22	17.8	6.40E+07	1.20E+07	
13-Jul-01		2	164	15	7.36	20	1.13	320	32.9	30	640	6.1	4.4	18	16.8	9.30E+06	4.60E+05	
13-Jul-01		3	164	30	7.36	20	1.13	320	26.4	30	690	6.0	4.9	18	15.2	9.30E+06	7.50E+05	
13-Jul-01		4	164	60	7.42	20		320	23	34	655	6.6	4.5	20	16.4	1.50E+06	2.30E+05	
13-Jul-01		5	300	15	7.33	20		-	25.2	24	700	6.2	4.9	20	17.1	2.40E+07	4.30E+06	
13-Jul-01		6	300	30	7.36	20	1.13	-	24.2	24	685	6.4	5.2	18	17.5	4.30E+06	9.10E+05	
13-Jul-01		7	300	60	7.44	20		320	19.9	28	620	6.1	4.9	20	18.4	2.40E+07	6.70E+06	
13-Jul-01		8	463	15	7.32	20		-	26.8	24	735	6.5	5.3	20	17	4.30E+06	1.20E+05	
13-Jul-01		9	463	30	7.34	20	1.13	-	21.7	26	665	6.1	5.2	26	16.8	2.30E+05	6.40E+04	
13-Jul-01		10	463	60	7.46	20		320	18.4	18	715	6.1	5.0	30	17.4	2.40E+07	5.70E+06	
Fecha	Hora	Clave	Mezcla rápida		pH	T	CE	Alcalinidad	Turbiedad	SST	STT	P	P-PO ₄	N	N-NH3	CF	Salmonella	HM
			Gradiente, s ⁻¹	Tiempo, s														
17-Jul-01	8:11 a.m.	1			7.33	20	0.92	280	319	448	940	8.4	5.2	16	15.7	4.60E+07	1.20E+07	9.8
17-Jul-01		2	164	15	7.22	20	0.93	0	32.9	26	470	5.5	3.2	12	14	9.30E+06	4.60E+05	
17-Jul-01		3	164	30	7.29	20	0.93	0	21.7	22	540	5.1	3.5	12	14.4	4.30E+06	7.50E+05	
17-Jul-01		4	164	60	7.36	20		270	19.6	26	525	5.3	3.3	10	13	2.40E+07	2.30E+05	0.6
17-Jul-01		5	300	15	7.26	20		0	27.8	32	550	6.1	3.6	12	14.5	9.30E+06	4.30E+06	
17-Jul-01		6	300	30	7.34	20	0.93	0	16.5	20	495	5.3	3.2	10	14.9	2.30E+06	9.10E+05	
17-Jul-01		7	300	60	7.34	20		260	14.6	24	400	5.1	3.2	10	15.4	7.50E+06	6.70E+06	1
17-Jul-01		8	463	15	7.27	20		0	17.9	16	515	5.0	3.1	10	15.5	4.30E+06	1.20E+05	
17-Jul-01		9	463	30	7.3	20		0	12.5	20	545	5.4	3.1	12	15.5	7.50E+06	6.40E+04	
17-Jul-01		10	463	60	7.36	20		0	14.9	18	505	5.0	3.2	12	15	3.60E+05	5.70E+06	0.4

**TESIS CON
FALLA DE CALIBRE**

125

Anexo V Resultados fisicoquímicos y microbiológicos de la 3 Etapa

Fuente: Emisor Central

Condiciones: 100 µmol Al/L basicidad media-alta, 1 mg/L polímero aniónico, 463 s⁻¹ y 60 s de mezcla rápida

		Mezcla lenta		pH	T	CE	Alcalinidad	Turbiedad	SST	STT	P	P-PO4	N	N-NH ₃	CF	Salmonella	HH	
Fecha	Hora	Clave	Gradiente, s ⁻¹	Tiempo, min	°C	mS/cm	mgCaCO ₃ /L	UNT	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	UFC/100mL	UFC/100mL	HH/L	
20-Jul-01	08:10	1			7.54	19.4	0.93	290	330	494	810	8.1	3.9	18	15.1	1.50E+08	7.50E+07	
20-Jul-01		2	20	5	7.4	19.4	0.94	270	17	42	550	5.1	3.2	14	13.9	9.30E+06	1.00E+06	
20-Jul-01		3	20	10	7.37	19.4	0.94	0	15.1	32	600	5.4	3.1	14	14.3	2.40E+07	1.20E+06	
20-Jul-01		4	20	15	7.42	19.3		0	16.4	36	490	5.4	3.1	12	14	4.60E+07	2.30E+06	
20-Jul-01		5	44	5	7.38	19.4		270	13	16	540	5.3	2.9	12	14.2	4.60E+07	3.90E+06	
20-Jul-01		6	44	10	7.38	19.4		0	11	12	465	4.8	3.0	14	14	2.40E+07	4.30E+06	
20-Jul-01		7	44	15	7.38	19.3		0	11.7	32	625	5.1	2.9	14	15			
20-Jul-01		8	58	5	7.39	19.4		270	11.4	22	570	4.7		14	14.5	3.90E+06	4.60E+05	
20-Jul-01		9	58	10	7.4	19.4		0	11.3	38	490	4.7	3.0	14	14.4	4.60E+07	2.10E+06	
20-Jul-01		10	58	15	7.41	19.2		0	11.2	28	585	5.2	2.9	14	14.6	1.10E+07	4.40E+06	
		Mezcla lenta		pH	T	CE	Alcalinidad	Turbiedad	SST	STT	P	P-PO4	N	N-NH ₃	CF	Salmonella	HH	
Fecha	Hora	Clave	Gradiente, s ⁻¹	Tiempo, min	°C	mS/cm	mgCaCO ₃ /L	UNT	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	UFC/100mL	UFC/100mL	HH/L	
24-Jul-01	08:11	1			7.58	20	1.10	300	296	350	1075	7.5	7.2	36	18.8	1.20E+08	3.90E+07	
24-Jul-01		2	20	5	7.51	20	1.11	300	23.6	36	735	4.8	4.2	26	16.6	9.30E+06	1.50E+06	
24-Jul-01		3	20	10	7.44	20	1.10	300	20.3	24	670	5.0	4.4	16	16.8	2.40E+07	1.50E+06	
24-Jul-01		4	20	15	7.48	20	1.11	300	19.6	28	650	5.1	4.0	16	15.7	2.90E+07	2.70E+06	
24-Jul-01		5	44	5	7.41	20	1.11	0	17.5	12	725	5.0	3.8	26	15.5	4.60E+07	1.90E+06	
24-Jul-01		6	44	10	7.44	20		0	15.5	24	770	5.0	4.2	24	16	1.50E+07	2.80E+06	
24-Jul-01		7	44	15	7.38	20		0	17.9	18	700	5.2	4.0	30	17	2.40E+07	1.10E+07	
24-Jul-01		8	58	5	7.55	20	1.10	0	15.7	20	665	4.7	4.0	32	16.1	1.50E+07	1.00E+06	
24-Jul-01		9	58	10	7.37	20		0	16.2	28	705	5.6	4.2	18	16.8	2.40E+07	7.30E+05	
24-Jul-01		10	58	15	7.33	20		0	16.5	16	705	4.9	3.8	18	15.9	4.60E+07	4.60E+06	
		Mezcla lenta		pH	T	CE	Alcalinidad	Turbiedad	SST	STT	P	P-PO4	N	N-NH ₃	CF	Salmonella	HH	
Fecha	Hora	Clave	Gradiente, s ⁻¹	Tiempo, min	°C	mS/cm	mgCaCO ₃ /L	UNT	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	UFC/100mL	UFC/100mL	HH/L	
31-Jul-01	08:13	1			7.87	19.2	1.05	350	541	748	1355	7.7	6.1	24	16.8	2.30E+08	4.60E+07	
31-Jul-01		2	20	5	7.48	18.9	1.07	0	12	24	690	3.7	2.9	18	14.5	9.30E+06	1.20E+06	
31-Jul-01		3	20	10	7.51	19.2	1.06	0	13	24	645	3.9	2.9	20	14.7	1.50E+07	1.20E+06	
31-Jul-01		4	20	15	7.52	19.3	1.07	270	11.7	16	720	3.5	3.0	16	15.3	3.90E+06	6.40E+05	
31-Jul-01		5	44	5	7.46	19	1.07	0	11	18	675	3.7	3.8	18	14.9	2.40E+07	1.50E+06	
31-Jul-01		6	44	10	7.48	19.1	1.06	0	12.3	22	630	3.5	3.0	16	15.3	9.30E+06	1.00E+06	
31-Jul-01		7	44	15	7.5	18.9	1.07	270	11.5	22	575	3.6	2.9	24	15.5	1.50E+07	1.00E+06	
31-Jul-01		8	58	5	7.5	19	1.07	0	11.7	18	760	3.5	3.7	16	14.4	9.30E+06	5.30E+05	
31-Jul-01		9	58	10	7.5	19.1	1.06	0	11.3	22	670	3.5	3.2	20	15.2	1.10E+07	3.90E+06	
31-Jul-01		10	58	15	7.52	19.2	1.06	0	12.5	24	660	3.6	2.9	24	14.4	4.30E+06	7.30E+05	
		Mezcla lenta		pH	T	CE	Alcalinidad	Turbiedad	SST	STT	P	P-PO4	N	N-NH ₃	CF	Salmonella	HH	
Fecha	Hora	Clave	Gradiente, s ⁻¹	Tiempo, min	°C	mS/cm	mgCaCO ₃ /L	UNT	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	UFC/100mL	UFC/100mL	HH/L	
07-Ago-01	08:10	1			7.24	19	0.93	300	890	1486	1910	9.4	4.1	20	14.1	2.40E+08	7.50E+07	10.6
07-Ago-01		2	20	5	7.15	19	0.93	0	28.1	42	860	4.1	4.1	14	13.4	2.30E+07	4.60E+06	
07-Ago-01		3	20	10	7.24	19	0.93	0	31.1	42	480	5.0	2.8	16	13.2	2.30E+07	3.40E+06	
07-Ago-01		4	20	15	7.39	19.5	0.93	0	21.7	30	575	4.3	2.2	14	12.6	4.30E+07	2.10E+06	
07-Ago-01		5	44	5	7.19	19	0.93	0	20	26	550	4.3	3.0	14	12.9	4.30E+07	1.00E+06	
07-Ago-01		6	44	10	7.23	19	0.95	270	23.3	24	525	4.3	2.9	16	13.4	9.30E+07	3.50E+06	0.2
07-Ago-01		7	44	15	7.37	19	0.95	270	18.2	24	470	4.2	3.0	14	12.5	4.30E+07	2.80E+06	0.4
07-Ago-01		8	58	5	7.21	19.5	0.95	0	18.8	26	545	4.4	2.8	16	13.8	2.30E+07	1.20E+06	
07-Ago-01		9	58	10	7.27	19.8	0.95	0	21.7	32	540	4.1	2.9	14	12.6	4.30E+07	1.10E+06	
07-Ago-01		10	58	15	7.35	20	0.95	270	18	28	485	3.9	3.5	14	12.6	4.30E+07	3.40E+06	0.4

TESIS CON
 FALTA DE CUBIEN