



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO

FACULTAD DE INGENIERÍA

**“Remoción de Huevos de Helmintos y Sólidos
Suspendidos Totales en un Tratamiento Primario
Avanzado que emplea una floculación lastrada”**

TESIS

Para obtener el grado académico de:
M. en I. Ambiental

PRESENTA

Ing. Claudia L. Hernández Martínez

Directora de Tesis: Dra. Blanca E. Jiménez Cisneros



México, D.F.

2007

ÍNDICE GENERAL

	Pag.
INDICE GENERAL	i
INDICE DE FIGURAS	iii
INDICE DE TABLAS	v
OBJETIVO GENERAL	vii
METAS	vii
INTRODUCCIÓN	1
1. ANTECEDENTES	3
1.1. PROBLEMÁTICA DEL AGUA RESIDUAL GENERADA EN EL VALLE DE MÉXICO	3
1.2. EL REÚSO DE LAS AGUAS RESIDUALES GENERADAS EN EL VALLE DE MÉXICO	6
1.3. NECESIDAD DE TRATAR LAS AGUAS RESIDUALES	8
1.4. TIPOS DE TRATAMIENTO	8
2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	11
2.1. TRATAMIENTO PRIMARIO AVANZADO	11
2.1.1. Opciones del Tratamiento Primario Avanzado	12
2.1.2. Método de la Coagulación Floculación	13
2.2. TECNOLOGÍAS QUE EMPLEAN UN TPA	14
2.2.1. TPA convencional con sedimentación de alta tasa	14
2.2.2. TPA con manto de lodos y sedimentación de alta tasa	15
2.2.3. TPA de flujo radial y utilización de arena con lastre	16
2.2.4. TPA lastrado con microarena y sedimentación de alta tasa	16
2.3. FILTRACIÓN	18
2.3.1. Filtración a profundidad	19
2.3.2. Filtros rápidos	20
2.3.3. Sentido de flujo durante la filtración	21
2.3.4. Lavado	22
2.4. HUEVOS DE HELMINTOS	22
2.4.1. Características generales	23
2.4.2. Enfermedades y riesgos	24
2.4.3. Problemas inherentes al reúso de las aguas residuales para riego	24
2.5. CONTEO Y DISTRIBUCIÓN DEL TAMAÑO DE PARTÍCULAS	25
2.5.1. Generalidades	25
2.5.2. Técnicas de medición y muestreo	26
3. METODOLOGIA EXPERIMENTAL	28
3.1. UBICACIÓN DE LAS PLANTAS PILOTO DE TRATAMIENTO	28
3.2. DEPURACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES DEL VALLE DE MÉXICO CON UN TPA DE FLOCULACIÓN LASTRADA	28

3.2.1.	Sistema de monitoreo del TPA	32
3.2.2.	Parámetros de control	33
3.3.	SISTEMA DE FILTRACIÓN	34
3.3.1.	Características de los filtros	35
3.3.2.	Monitoreo del sistema de filtración	35
3.3.3.	Parámetros de control	35
3.4.	ESTUDIO DE ARRANQUE	36
3.4.1.	Tipos de arranque estudiados	36
3.4.2.	Parámetros de control	36
3.5.	DETERMINACIÓN DE LA CURVA DE DISTRIBUCIÓN DEL TAMAÑO DE PARTÍCULAS (DTP)	37
4.	RESULTADOS	39
4.1.	TPA CON FLOCULACIÓN LASTRADA	39
4.1.1.	Tasa de sedimentación de 60 m/h	40
4.1.2.	Tasa de sedimentación de 90 m/h	41
4.1.3.	Tasa de sedimentación de 100 m/h	42
4.1.4.	Tasa de sedimentación de 120 m/h	42
4.1.5.	Tasa de sedimentación de 130 m/h	43
4.1.6.	Tasa de sedimentación de 160 m/h	44
4.1.7.	Tasa de sedimentación de 180 m/h	45
4.1.8.	Tasa de sedimentación de 200 m/h	46
4.1.9.	Tasa de sedimentación con mejor desempeño	46
4.1.10.	Evaluación general del proceso	48
4.2.	ESTUDIO DE ARRANQUE	55
4.2.1.	Primer arranque	55
4.2.2.	Segundo arranque	57
4.2.3.	Tercer arranque	57
4.2.4.	Cuarto arranque	60
4.3.	FILTRACIÓN	62
4.3.1.	Filtro de arena de flujo descendente medio único	62
4.3.1.1.	Parámetros de control	64
4.3.2.	Filtro de arena de flujo ascendente multimedio	70
4.3.2.1.	Parámetros de control	72
4.3.3.	Lavado	77
4.3.4.	Comparación de los sistemas de filtración	78
4.3.	DISTRIBUCIÓN DEL TAMAÑO DE PARTICULAS	82
	CONCLUSIONES	85
	REFERENCIAS	87
	ANEXO A	91

INTRODUCCIÓN

El Valle de México cuenta con aproximadamente 21 millones de habitantes, los cuales producen en promedio una caudal de 45 m³/s de aguas residuales en época de estiaje, mientras que en el periodo de lluvias éste se incrementa a 300 m³/s (Jiménez *et al*, 2004). Tradicionalmente las descargas de esta agua residual han sido empleadas para riego del Valle de Tula (coloquialmente conocido como del Mezquital) pero sin ningún tratamiento previo. Este "reúso no planificado" ha traído numerosas ventajas a la economía local; sin embargo, aunado a ello, la salud de sus habitantes se ha deteriorado por la generación de enfermedades gastrointestinales.

El conocimiento de éstos y otros efectos acumulativos de la contaminación preocupa cada vez más a la sociedad, lo que ha ocasionado que la legislación concerniente a las descargas de residuos líquidos, sólidos y gaseosos sea más estricta que en el pasado. Por ello, se han instrumentado sistemas de depuración que en nuestro país se pretende sean rentables y sencillos de operar.

Los sistemas de tratamiento son una herramienta fundamental para controlar la contaminación del agua. A través de ellos se mejora la calidad del agua residual propiciando su reúso, protegiendo la calidad de los cuerpos receptores y la salud pública. Pero, en el caso del reúso, debe elegirse un proceso que genere agua con las características más convenientes para su nuevo uso (EPA, 2004).

Para el caso de agua de riego, Shuval (1987), Bartone (1991) y WHO (2006)¹ recomiendan que para cultivos que se consumen crudos ésta debe tener menos de 1 Huevo de Helminto (HH) / L y menos de 1000 Coliformes Fecales (CF) NMP/100mL. Por otra parte, conviene también que el agua contenga nutrientes (nitrógeno y fósforo) como fertilizantes, así como materia orgánica en el caso de suelos pobres. La mayoría de los procesos conocidos están enfocados a la remoción de la materia orgánica, además de que en la actualidad se da gran importancia a los procesos que remueven nitrógeno y fósforo.

Bajo este contexto es que resulta de sumo interés el estudiar y evaluar el Tratamiento Primario Avanzado (TPA) como una opción para el reúso de agua con fines agrícolas por ser un sistema eficiente en la remoción de huevos de helmintos y otros patógenos y que además elimina de forma parcial los nutrientes.

El sistema TPA ha sido estudiado como una alternativa para controlar la contaminación del agua generada por la Ciudad de México (compuesta en un 70% de agua residual y 30% de agua de lluvia, aproximadamente). Como se mencionó, la tecnología produce un efluente compatible con las necesidades para reúso en riego agrícola. Sin embargo, para aumentar la eficiencia en el

¹ Criterios que han sido avalados en 1989 y nuevamente en 2006 por la World Health Organization (WHO). Con base en esto, la norma mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 (antes NOM-001-ECOL/96) limita el reúso de agua residual para riego agrícola a <1 HH/L y 1000 CF/100mL para todo tipo de cultivos y <5 HH/L y 1000 CF/100mL para cultivos que no se consumen crudos.

tratamiento, éste debe complementarse con filtración y desinfección que logre la eliminación de huevos de helmintos y de coliformes fecales requerida.

El TPA es un proceso que se puede aplicar mediante diferentes tecnologías, una de ellas utiliza la combinación de dos procesos para incrementar la eficiencia del sistema: Por un lado, incorpora una floculación lastrada que consiste en fijar los materiales en suspensión a microarena con ayuda de polielectrolitos y así incrementar la densidad y estabilidad de los flóculos. Y por otra, emplea una decantación de alta tasa la cual permite acrecentar la velocidad de sedimentación y disminuir el área requerida.

En este trabajo se analiza la eficiencia de una planta de este tipo en el tratamiento de agua proveniente del drenaje profundo de la Ciudad de México. Para ello se tomó como referencia la remoción de huevos de helmintos y de sólidos suspendidos totales principalmente. Las etapas incluidas en el monitoreo fueron:

- ❑ Caracterización del Influyente
- ❑ Efluente del TPA
- ❑ Filtración del efluente del TPA

De acuerdo con la literatura y tomando en cuenta el tamaño de 20 a 80 μm que tienen los huevos de helmintos, se realizó un estudio de conteo y distribución de tamaños de partículas para encontrar una relación entre la remoción de SST y HH.

La información y resultados generados de la investigación se presentan en este documento, el cual lo integran 4 capítulos. En un primer capítulo se describe la situación del Valle de México, específicamente con respecto al estado que guardan los sistemas de conducción del agua residual generada en ella, así como la necesidad de implementar las medidas adecuadas para solucionar esta situación.

En el segundo, se dan los fundamentos teóricos que dan soporte al estudio realizado. Mientras que en la tercera sección se describe el sistema de tratamiento, al cual se dio seguimiento, junto con el sistema de filtración empleado como complemento del TPA. Se incluyen también las condiciones de operación y funcionamiento que tuvieron dichos procesos.

Considerando los principales parámetros de control, en el cuarto capítulo se presenta el análisis de los resultados obtenidos de la caracterización del influente, del efluente del TPA y del agua después de la filtración, haciendo principal énfasis en la remoción de huevos de helmintos y sólidos suspendidos totales, nitrógeno y fósforo. Se presentan también las gráficas de distribución del tamaño de partículas asociadas con los SST, para observar en términos del tamaño de las partículas, la remoción en cada etapa.

La última sección contiene las conclusiones obtenidas del estudio, así como las recomendaciones pertinentes para trabajos futuros.

1. ANTECEDENTES

1.1. PROBLEMÁTICA DEL AGUA RESIDUAL GENERADA EN EL VALLE DE MÉXICO

El Valle de México se localiza dentro de una cuenca cerrada a 2 240 msnm, en donde se generan precipitaciones que se caracterizan por su gran intensidad y corta duración ocasionando que la mayoría de las corrientes que descienden de las montañas sean cortas e intermitentes. Por esta razón el agua superficial no es una fuente abundante de suministro, como lo es la extracción del agua subterránea (Tabla 1.1). En la tabla se observa la importante aportación que representan las fuentes internas subterráneas para el abastecimiento del Valle de México

Tabla 1.1. GASTO SUMINISTRADO AL VALLE DE MÉXICO POR TIPO DE FUENTE.
(Fuente: PAOT, 2003)

TIPO DE FUENTE		GASTO SUMINISTRADO (%)	GASTO SUMINISTRADO (m ³ /s)	SUMA (m ³ /s)
INTERNAS	Superficiales	4	2.05	45.37
	Subterráneas	96	43.32	
EXTERNAS ^a	Superficiales	86	13.46	19.32
	Subterráneas	14	5.86	

^a Extraída de cuencas vecinas

Por otra parte, a la recarga de los acuíferos sólo contribuyen dos fuentes: la precipitación pluvial y las fugas provenientes de las redes de agua potable y del alcantarillado. Tomando en cuenta los gastos involucrados en la recarga (24.4 m³/s) y la extracción (54 m³/s) se puede determinar la condición de explotación del acuífero, que es de -29.6 m³/s, lo que significa una condición de sobreexplotación (CONAGUA, 2007). De lo anterior se observa que en la disponibilidad de extracción de agua subterránea de los acuíferos del Valle no existe la posibilidad de incrementar esta actividad, por el contrario, se debe reducir para lograr el equilibrio en los acuíferos y evitar los problemas colaterales que han surgido como el hundimiento del Valle en magnitudes importantes.

El crecimiento urbano de la zona igualmente ha propiciado la disminución del área de recarga como consecuencia de la invasión de terrenos dedicados anteriormente a la agricultura, así como la deforestación de los bosques de las cierras circundantes, provocando que el requerimiento de fuentes externas a la cuenca sea cada vez mayor.

De igual manera, la evacuación de las aguas residuales y pluviales de la ciudad representa otro problema. El Valle de México cuenta con aproximadamente 21 millones de habitantes que producen en promedio 43 m³/s de agua residual en época de estiaje, mientras que en el periodo de lluvias este valor se incrementa a valores de hasta 300 m³/s (CONAGUA, 2006).

El drenaje construido para manejar los escurrimientos de la región es un sistema complejo que transporta tanto aguas residuales como pluviales a través de una red primaria de 1 212 km de longitud y una red secundaria de 12 326 km. Dicho sistema es de tipo combinado y sus principales colectores son los cauces naturales que atraviesan la zona urbana, actualmente entubados en su mayor parte.

Debido a los hundimientos presentes en la zona, buena parte del drenaje de la Ciudad se desagua con bombeos hacia el Lago de Texcoco y el Gran Canal. El Lago de Texcoco recibe los escurrimientos del poniente que llegan por el río Churubusco (entubado mediante una planta de bombeo), los del río de la Compañía desde el Sur y de los ríos al oriente de Texcoco. Estos escurrimientos se conducen por un canal, el Dren General del Valle, que corre de sur a norte por los terrenos del Lago y descarga al Gran Canal. El Emisor Central desagua por gravedad parte de los escurrimientos, de tal manera que los colectores principales vierten sus escurrimientos a este drenaje profundo (Figura 1.1).

A pesar de ello, en época de lluvia se presentaban problemas de inundaciones, que se atenuaron con la construcción del "Sistema de Drenaje Profundo", inaugurado en 1975. En el siglo pasado el agua residual y pluvial comenzaron a enviarse al Valle de Mezquital, a los distritos de riego 03 y 100, con el propósito de aliviar las inundaciones (Figura 1.1). Se han realizado monitoreos a las aguas que llegan al Valle del Mezquital para determinar el grado de contaminación que presentan (Tabla 1.2).

Tabla 1.2. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA PROVENIENTE DEL VALLE DE MÉXICO
(Fuente: Jiménez *et al.*, 1995).

PARÁMETRO	UNIDAD	VALORES
Sólidos Suspendidos Totales	mg/L	354
Sólidos Totales Totales	mg/L	1 380
Huevos de Helmintos	HH/L	24.8
Coliformes Fecales	NMP/100 mL	6.5 x 10 ⁸
Nitrógeno Total	mg N/L	21.7
Fósforo Total	mg P/L	8.7

La mayoría de los suelos en el Mezquital son de naturaleza calcárea con contenidos medios de sales, de poco espesor y pobre¹ en nutrimentos por lo que la aportación de la materia orgánica,

¹ Los suelos se clasifican como leptosoles, feozems y vertisoles (Jiménez *et al.*, 2004)



Figura 1.1. SISTEMA DE DRENAJE DEL VALLE DE MÉXICO

el nitrógeno y el fósforo por medio del agua de desecho ha resultado benéfica para la producción agrícola. En efecto, el empleo de esta agua no sólo ha permitido desarrollar la actividad agrícola sino que además, sus componentes han favorecido el aumento en la productividad de ciertos cultivos (Tabla 1.3).

Tabla 1.3. AUMENTO EN LA PRODUCTIVIDAD POR EL USO DE AGUA RESIDUAL EN EL DISTRITO DE RIEGO 03.

(Fuente: Jiménez *et al.*, 1995)

CULTIVO	RENDIMIENTO EN TON / HA		% DE CAMBIO
	AGUAS NEGRAS	AGUAS BLANCAS	
Alfalfa	120	70.0	71
Maíz	5	2.0	150
Trigo	3	1.8	67
Cebada	4	2.0	100
Avena (forraje)	22	12.0	83
Tomate	35	18.0	94
Chile	12	7.0	71

El empleo del agua residual en la zona aporta según cálculos, nutrientes del orden de 81 kg/ha-año de fósforo y 195 kg/ha-año como nitrógeno (CNA, 1993).

1.2. EL REÚSO DE LAS AGUAS RESIDUALES GENERADAS EN EL VALLE DE MÉXICO.

En términos generales el agua residual no puede ser reutilizada por completo o indefinidamente. La reutilización de un efluente tratado por medios directos o indirectos sólo complementa a otros existentes. La cantidad de efluente que puede reutilizarse depende de la disponibilidad y costo del agua potable o no contaminada, costos de transportación y tratamiento, normas sobre la calidad del agua y el potencial de reutilización del agua residual. Según su nuevo uso el agua se clasifica en: 1) municipal, 2) industrial, 3) agrícola, 4) de recreo y 5) de recarga de acuíferos (Tabla 1.4).

Los cultivos susceptibles a regarse con agua residual reutilizada dependen de la calidad y cantidad del efluente, así como de las disposiciones de tipo sanitario relativas al empleo de agua residual para tal uso. En Estados Unidos, razones de tipo higiénico se oponen al uso del agua residual sin tratar, y por supuesto, las verduras que se consumen crudas no pueden regarse con agua residual de ningún tipo. En algunos cultivos, tales como algodón, remolacha y verduras para producción de semillas, se permite el uso de efluentes de agua residual sin desinfectar o procedentes de un tratamiento secundario (Metcalf & Eddy, 1985).

En las zonas de recreo, los ejemplos más comunes de reutilización de agua son el riego de campos de golf y parques, construcción de estanques para la práctica de deportes acuáticos y conservación de la fauna o vida animal propia de los estanques. Con la tecnología actual puede producirse un efluente de alta calidad que se ajusta a los objetivos mencionados. En los Estados Unidos, la utilización de efluentes tratados para el riego de parques es una práctica común.

Tabla 1.4. USOS POTENCIALES DEL AGUA RECUPERADA.

(Fuente: Metcalf & Eddy, 1985)

USO	DIRECTO	INDIRECTO
Municipal	Riego de campos de golf o parques, riego de césped con sistema de distribución independiente, recurso potencial de aguas para abastecimiento del público.	Recarga de aguas subterráneas para reducir el agotamiento de los acuíferos.
Industrial	Agua para torres de refrigeración. Agua de alimentación de calderas. Agua para proceso.	Recarga de acuíferos para abastecimiento de agua para uso industrial
Agrícola	Irrigación de ciertos campos agrícolas, cultivos, huertos, pastos y bosques.	Recarga de acuíferos para usos agrícolas
Recreativos	Construcción de lagos artificiales para usos náuticos, natación, piscinas, etc.	Desarrollo de zonas para pesca y áreas acuáticas
Otros	Recarga de acuíferos para controlar la intrusión de agua salada, control del equilibrio salino en el agua subterránea, agente humectante para la compactación de residuos.	Recarga de acuíferos para controlar los problemas de asentamiento del terreno; represurización de los pozos de petróleo; compactación del terreno

En el caso de la recarga de acuíferos, éste es un método que combina la reutilización del agua con el aprovechamiento del efluente. La recarga se realiza en los depósitos de abastecimiento de agua subterránea. En Nueva York, California y otras zonas costeras, el rápido desarrollo de la industria y el aumento de la población han ocasionado una disminución del agua potable subterránea, dando lugar a la presencia de agua salada en los acuíferos de agua dulce. Para detener esta intrusión se efectuó una recarga con los efluentes tratados. Otro posible uso de los efluentes es la recarga de los estratos que contiene petróleo y que son explotados. Las compañías petroleras han llevado a cabo grandes investigaciones sobre esta aplicación para mejorar la capacidad de producción de tales estratos (Metcalf & Eddy, 1985).

Con respecto al agua residual generada en el Valle de México, una parte es tratada y reutilizada principalmente para riego contribuyendo además a la recarga de los acuíferos; esto ocurre en parques recreativos como Chapultepec, San Juan de Aragón y Xochimilco. Otro uso es el industrial llevado a cabo en la Termoeléctrica del Valle de México. Esta agua la proveen principalmente 30 plantas de tratamiento, en su mayoría con procesos a nivel secundario, con capacidad de 6.5 m³/s y que tratan un caudal medio de 4 m³/s (CONAGUA, 2006).

Como se mencionó, además de estos reusos, el agua del drenaje del Valle de México se utiliza principalmente en el riego de cultivos en los distritos 073 La Concepción y 088 Chiconautla, mientras que en el Valle del Mezquital, se emplea en los distritos 003 Tula, 100 Alfajayuca y 112 Ajacuba. En total se riegan en promedio 84 500 hectáreas con las aguas del drenaje del Valle de México (CONAGUA, 2006).

1.3. NECESIDAD DE TRATAR LAS AGUAS RESIDUALES.

Por los beneficios que se obtienen al utilizar las aguas residuales sin una limpieza previa en el Valle del Mezquital (aportación de nutrientes al suelo y por lo tanto mayor producción), podría pensarse que es conveniente dejar el agua sin tratamiento alguno. Sin embargo, de acuerdo con estudios realizados por el Instituto Nacional de Salud Pública, la incidencia de enfermedades transmitidas en el área de riego es de 13 veces mayor para los niños que para las zonas donde se emplea agua tratada en el riego.

Ya que la transmisión de las enfermedades se realiza por el contenido microbiológico del agua residual, bastaría controlar este componente para obtener el beneficio sin sus consecuencias. Pero existen dos problemas adicionales: cómo asegurar que el agua sea microbiológicamente segura y qué tratamiento emplear para ello. En el primer caso, lo tradicional es controlar los coliformes fecales que se usan como grupo indicativo del contenido de microorganismos. La selección de éstos como indicadores se dio por primera vez en 1885 por Escherich en países cuyo control de enfermedades gastrointestinales es bueno, pero no suficiente. De ahí el interés y la introducción en la NOM-CCA-033-ECOL/1993 de la restricción de 1 huevo de Helminto viable/L que se relaciona con el tipo de enfermedades gastrointestinales de nuestro país (Jiménez, 1995). Actualmente la NOM-001-ECOL-/96 establece este mismo límite para los huevos de helmintos, sin considerar la viabilidad, y uno de 1000 NMP/100 mL para los Coliformes fecales.

Para cumplir con estos límites existen en la literatura diversos procesos que pueden ser aplicados; sin embargo, deben ser estudiados y analizados para probar su eficiencia.

La literatura señala que los huevos de helminto tienen tamaños entre 20 y 80 μm y densidades de 1.056 a 1.238, por lo que los procesos para su remoción son la sedimentación, coagulación, floculación y filtración. La desecación es el único proceso que los destruye, pero su aplicación práctica es limitada (Sotomayor *et al.*, 1994).

1.4. TIPOS DE TRATAMIENTO.

Entre los procesos existentes se distinguen dos grupos los biológicos y los físico-químicos, combinados con tres niveles de tratamiento: primario, secundario y terciario.

Los procesos físico-químicos son aquellos en los que se añaden reactivos químicos al agua para la eliminación de los sólidos suspendidos y la materia orgánica. Su funcionamiento se basa en el principio de la coagulación-floculación ya que desestabilizan a las partículas coloidales, para formar posteriormente aglomerados de mayor densidad y más rápida sedimentación

Los procesos biológicos son aquellos que emplean microorganismos para eliminar la materia orgánica -principalmente soluble- y se usan asociados con sedimentadores. Se acostumbra considerar que para aguas residuales domésticas son los de menor costo debido a que tiene una baja producción de lodos. Por su naturaleza biológica, estos procesos no se adaptan a influentes variables y emplean el nitrógeno y el fósforo del agua.

Es importante, es importante mencionar que los procesos biológicos sí eliminan material suspendido por biodegradación con organismos superiores a las bacterias y, los físico-químicos remueven material soluble por adsorción en los flocúlos formados. Por otra parte, los costos dependen de una gran cantidad de variables y no sólo del volumen de lodos producidos (Jiménez, 1995).

Las características ideales que debe reunir el agua par ser usada en riego son:

- Adecuado contenido orgánico
- Adecuado contenido de nutrientes (N y P)
- Bajo contenido de patógenos
- Bajo contenido de metales y compuestos orgánicos tóxicos

La Tabla 1.5 muestra la aplicabilidad de diversos procesos para cumplir dichos propósitos. De ella se puede concluir que el Tratamiento Primario Avanzado es el que puede ofrecer mayores ventajas.

Tabla 1.5. CALIDAD DE EFLUENTES EN DIFERENTES PROCESOS

PROCESO	CONTENIDO ORGÁNICO	NUTRIENTES (N y P)	PATÓGENOS
Primario	Elevada	Elevada	Elevada
Primario Avanzado	Medio	Medio	Medio a Bajo
Lodos activados	Bajo	Medio	Medio a Bajo

En especial, la eficiencia de la remoción de microorganismos patógenos para diversos procesos de tratamiento se presenta en la Tabla 1.6.

De esta información se observa que los procesos de alta demanda de terreno (lagunas y embalses) así como los de tipo físico-químico son los que mejor remueven los patógenos.

En virtud de lo expresado, el Tratamiento Primario Avanzado (TPA) resulta un proceso de interés para el caso de México, a reserva de llevar a cabo análisis y pruebas ya con plantas piloto que confirmen este hecho. Situación que motivó el presente estudio.

Tabla 1.6. REMOCIÓN ESPERADA DE MICROORGANISMOS PARA VARIOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES ^a.

(Fuente: Guidelines for water reuse. EPA, 1992)

TIPO DE PROCESO	REMOCIÓN EN UNIDADES LOGARÍTMICAS			
	BACTERIAS	HELMINTOS	VIRUS	QUISTES
Sedimentación primaria convencional	0-1	0-2	0-1	0-1
Ayuda químicamente ^(b)	1-2	1-3	0-1	0-1
Lodos activados	0-2	0-2	0-1	0-1
Biofiltración	0-2	0-2	0-1	0-1
Lagunas aereadas ^(c)	1-2	1-3	1-2	0-1
Zanjas de oxidación	1-2	0-2	1-2	0-1
Desinfección ^(d)	2-6	0-1	0-1	0-3
Lagunas de estabilización ^(e)	1-6	1-3	1-3	1-4
Efluentes de embalses ^(f)	1-6	1-3	1-3	1-4

(a) En la Tabla original no se incluye la filtración

(b) Se requiere investigación adicional para confirmar la eficacia

(c) Incluye laguna de sedimentación

(d) Cloración u ozonización

(e) El comportamiento depende del número de lagunas y de factores ambientales

(f) Depende del tiempo de retención

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1. TRATAMIENTO PRIMARIO AVANZADO

En la actualidad se estudia ampliamente el Tratamiento Primario Avanzado (TPA) por considerarlo una alternativa viable para la limpieza de las aguas residuales generadas en el Valle de México. Este proceso se basa en:

- La desestabilización de los sólidos suspendidos
- La formación de flóculos y
- Eliminación de los sólidos formados de la suspensión

Los dos primeros aspectos están relacionados con la teoría de la coagulación-floculación, mientras que el tercero con la sedimentación.

Este tipo de proceso (físico-químicos) se aplica desde hace más de 100 años. En los años 1930 se dio un auge mayor a los procesos biológicos debido a los altos costos asociados con la elevada generación de lodos del primer proceso. Pero, debido a las necesidades actuales en la depuración de las aguas residuales, su aplicación ha retornado. El apogeo del proceso se debe al reconocimiento de que el costo de tratamiento debe ser acorde con la eficiencia deseada, y a que los avances en la síntesis de polímeros han logrado reducir la cantidad de lodos generados y, en consecuencia, los costos globales de tratamiento.

Un tratamiento físico-químico tradicional y uno primario avanzado presentan una diferencia importante, ya que con el primero se obtienen remociones de SST y DBO del orden de 80-85% y 50 a 55%, respectivamente (Shao, 1996), como resultado de las altas dosis de coagulantes empleadas. De hecho, esta variante se considera como un tratamiento de nivel secundario. Por su parte, el TPA emplea dosis mucho menores apoyándose en polímeros aniónicos de elevado peso molecular para el proceso de floculación (Landa, 1996 y Jiménez *et al*, 1998).

El TPA es utilizado cuando el agua tratada se desea emplear para riego y es necesario conservar la aportación de nutrientes (nitrógeno y fósforo) y materia orgánica al suelo, o bien, cuando la descarga del efluente es hacia el mar en zonas de alta dilución y resulta innecesario pagar por un mejor efluente. Por otra parte, es recomendable para incrementar la capacidad de las plantas biológicas secundarias, al disminuir el requerimiento de oxígeno y por lo tanto el tamaño del reactor biológico. Para mantener una eficiencia constante en gastos de alta variabilidad, el tratamiento primario avanzado no tiene comparación con los procesos biológicos, su flexibilidad es de gran importancia para drenajes combinados (Jiménez, 1995).

El TPA se emplea en plantas de tratamiento de gran capacidad, particularmente en los Estados Unidos como la de Point Loma, San Diego; o la Hyperion, Los Angeles; así como en Montreal, Canadá; Marsella, Francia y en países nórdicos, principalmente Noruega y Suecia (Méndez, 1997).

2.1.1. OPCIONES DEL TRATAMIENTO PRIMARIO AVANZADO

Existen 4 configuraciones comunes del tratamiento primario (Fig. 2.1):

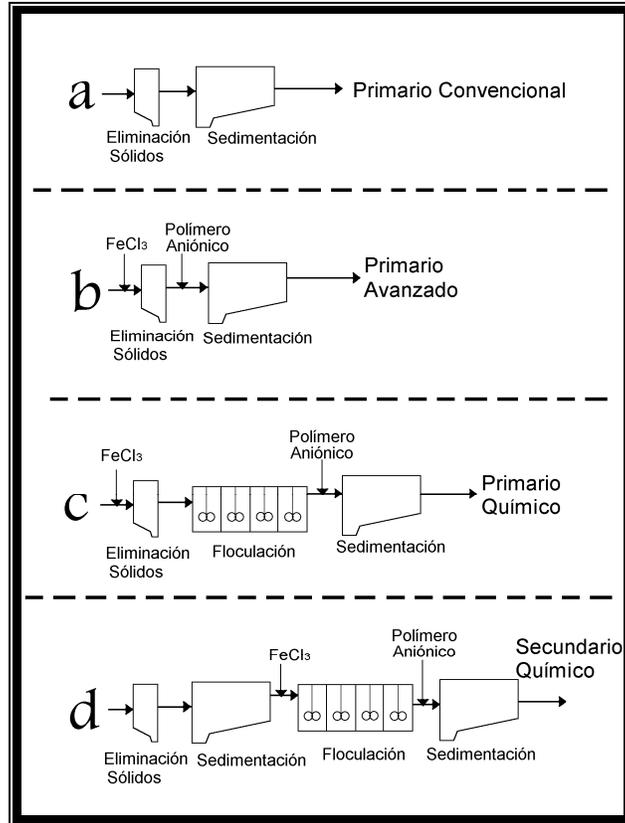


Figura 2.1. CONFIGURACIONES BÁSICAS DEL TRATAMIENTO PRIMARIO
(Fuente: Shao et al., 1996)

a) *Tratamiento primario convencional:* consiste básicamente en desarenación y sedimentación primaria. Su eficiencia es de 65% en remoción de SST y 30% en DBO.

b) *Tratamiento primario avanzado:* tiene una configuración igual a la anterior pero se añaden reactivos como cloruro férrico (dosis de 10 a 40 mg/L). Presenta remociones entre 80 y 85% de SST y de 50 a 55% de DBO. Se adapta fácilmente en plantas en operación.

c) *Tratamiento químico primario:* está formado por una unidad de coagulación-floculación antes de la sedimentación. Emplea dosis altas (150 mg/L de cloruro férrico con 0.2 mg/L de polielectrolito aniónico), con eficiencias de más del 90% para los sólidos, 75% para la DBO y 95% para el fósforo en agua residual doméstica.

d) *Tratamiento químico de dos etapas:* aquí se añaden los reactivos en dos etapas; la primera es un tratamiento primario avanzado, la segunda un proceso de floculación. Las dosis y el volumen de los reactores son menores.

En la Tabla 2.1 se presentan los tipos de tratamiento primario y sus eficiencias de remoción de SST, DQO y fósforo asociadas.

Tabla 2.1. TIPOS DE TRATAMIENTO PRIMARIO
(Adaptado de: Shao, *et al.*, 1996)

PROCESO	CONFIGURACIÓN	% DE SST	% DBO	% P
Primario Convencional	DA + SP	65	30	11
Primario Avanzado	(AC) DA + (AP) SP	80–85	50–55	31
Floculación Primaria	(AC) DA + F + (AP) SP	> 90	75	95
Floculación de dos etapas	DA + SP+ (AC)F + (AP) + SeS	83	52	SD

DA: Desarenación
 SP: Sedimentación primaria
 AC: Adición de coagulante
 AP: Adición de polímero
 F: Floculador
 Ses: Sedimentador secundario
 SD: Sin datos

2.1.2. MÉTODO DE LA COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN.

La coagulación – floculación entendida como sistema de tratamiento consta de tres etapas:

- a) Desestabilización del coloide (coagulación)
- b) Formación de flóculos (floculación)
- c) Sedimentación de los flóculos y separación de los mismos del agua

Cada una de estas etapas puede realizarse en tanques separados o en uno solo (Metcalf & Eddy 2003). Se debe además tener presente que las condiciones óptimas de operación son diferentes en cada caso y que la eficiencia global del proceso depende de la eficiencia en cada etapa.

Los términos de coagulación y floculación se usan para describir el proceso de remoción de turbiedad del agua, pero hay una clara distinción entre ellos. La coagulación, del latín *coagulare* que significa conducir junto, es por definición el fenómeno de desestabilización de las partículas coloidales, que se puede conseguir por medio de la neutralización de sus cargas eléctricas negativas. Este proceso es producto de la adición de un reactivo químico llamado coagulante. En cambio, el término floculación del latín *floculare*, que significa formador de flóculos, es el siguiente estado de formación después de la desestabilización y consiste en agrupar las partículas descargadas negativamente para aglomerarlas. En contraste con la coagulación donde la fuerza primaria es electrostática o interiónica, la floculación ocurre por la formación de un puente químico o por la creación de una red física. En la floculación se requiere agitar suavemente el agua a tratar con el floculante durante un periodo apreciable, para completar las reacciones de coagulación y alcanzar las condiciones que permiten que los flóculos se junten y se adhieran formando grandes masas de ellos capaces de ser retenidos en una fase posterior del tratamiento del agua; también pueden adsorberse sobre el flóculo ciertas sustancias disueltas (materia orgánica, contaminantes diversos, etc.), la separación sólido-líquido del flóculo formado y del agua puede hacerse por filtración, por decantación o flotación seguida o no de la filtración (Tambo, 1990).

La coagulación – floculación remueve sólidos orgánicos e inorgánicos y precipita las sales metálicas; su mayor dificultad de aplicación es con la materia orgánica debido a la amplia gama de componentes que la conforman que tienen un amplio intervalo de tamaños moleculares. Se considera que las moléculas orgánicas con alto peso molecular (104) son removidas tanto con hierro o aluminio si se emplea el pH y dosis óptima, pero partículas con peso molecular inferiores a 1000 o 1500, según su naturaleza química prácticamente no son removidas (Tambo, 1990). Este proceso interviene generalmente en el tratamiento de aguas destinadas al abastecimiento público y en la preparación de aguas industriales de fabricación. En el tratamiento de aguas residuales urbanas, con frecuencia es tal la concentración de materia en suspensión que puede conseguirse una floculación mediante simple agitación, pero con el fin de favorecer este proceso se añaden coagulantes.

2.2. TECNOLOGÍAS QUE EMPLEAN UN TPA.

Como se mencionó, en la actualidad los procesos físico-químicos recobran el auge de tiempos pasados como una alternativa para la depuración de las aguas. Esto se demuestra al observar como diversas compañías han desarrollado tecnologías que con base en un TPA proponen procesos de tratamiento para las aguas residuales. Como parte de los estudios básicos que incluyó el proyecto destinado a la depuración de las aguas residuales generadas en el Valle de México se evaluaron con diferentes empresas que instalaron plantas piloto de tratamiento, cuyos sistemas se describen brevemente a continuación.

2.2.1. TPA CONVENCIONAL CON SEDIMENTACIÓN DE ALTA TASA

El proceso consiste en conducir el agua a un tanque de homogeneización dotado de rejillas para retener sólidos gruesos. Posteriormente, el agua es enviada a la parte superior de la planta, donde se encuentran dos rejillas estáticas que retienen los sólidos menos pesados o finos para ser devueltos al canal.(Figura 2.2) Después de esto el agua recorre diferentes tanques para lograr su tratamiento (Tabla 2.2).

Tabla 2.2. ETAPAS PRINCIPALES DE UN TPA CONVENCIONAL CON SEDIMENTACIÓN DE ALTA TASA

ETAPA	FUNCIONAMIENTO
<i>Tanque de mezcla rápida</i>	En este tanque se lleva a cabo la mezcla vigorosa entre el agua residual y un coagulante. Éste es introducido al tanque por medio de una bomba dosificadora.
<i>Tanque floculador.</i>	El agua, ya con el coagulante, alimenta a este depósito por la parte inferior, donde recibe una dosis de floculante para lograr la aglomeración de los sólidos y darles así mayor peso y tamaño, favoreciendo su sedimentación en la siguiente etapa.
<i>Tanque Sedimentador.</i>	En su interior se encuentran colocados dos bancos de placas paralelas inclinadas para incrementar el área de sedimentación de tal forma que, en un espacio menor, pueda tratarse una mayor cantidad de agua que en

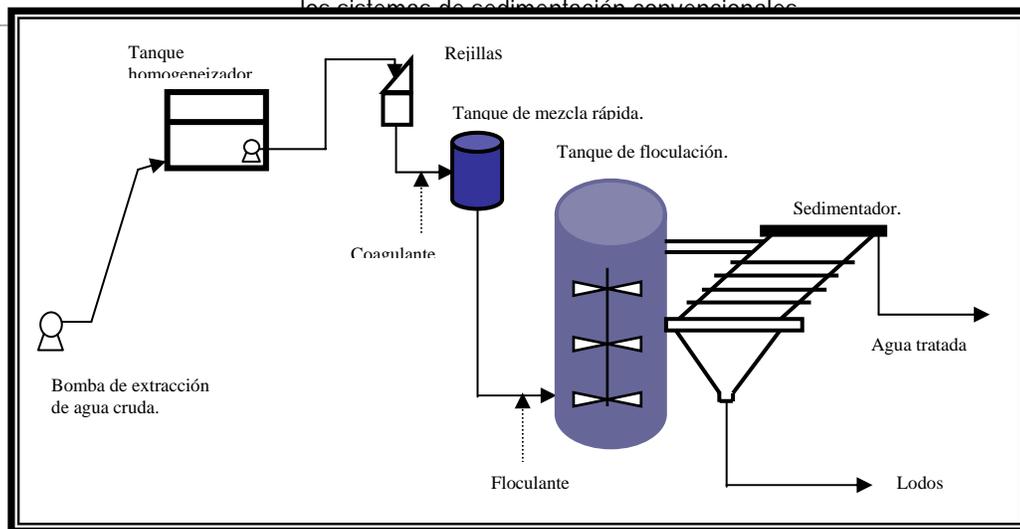


Figura 2.2. DIAGRAMA DE PROCESO DE UN TPA CONVENCIONAL DE ALTA TASA, PROCESO DE LA EMPRESA ATLATEC.

Después del TPA se utilizaron dos sistemas de filtración, ambos utilizando como medio filtrante arena. El primero conocido como de puente viajero (filtro horizontal) y el segundo un filtro de arena de flujo ascendente.

2.2.2. TPA CON MANTO DE LODOS Y SEDIMENTACIÓN DE ALTA TASA.

El sistema denominado comercialmente como *Densadeg®* (Figura 2.3) es una unidad con recirculación externa de lodos basada en el principio de la decantación con placas (Tabla 2.3) Durante su operación en la depuración de las aguas residuales provenientes del Valle de México, las cargas hidráulicas en el sedimentador de alta tasa tuvieron valores aproximados entre 70 y 150 m/h ($680 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{d}$ y $3\ 600 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{d}$) (Jiménez et al., 1997). Como complemento al proceso se empleó un sistema de filtración con arena.

Tabla 2.3. ETAPAS PRINCIPALES DE UN TPA CON MANTO DE LODOS Y SEDIMENTACIÓN DE ALTA TASA

ETAPA	FUNCIONAMIENTO
<i>Reactor.</i>	Este dispositivo emplea dos cámaras sucesivas con energía de floculación variable: la zona central de floculación rápida con alta concentración de lodos y en la cual se adiciona el floculante (reactor agitado), seguida de una zona exterior para la floculación lenta que permite la densificación y el crecimiento del flóculo (reactor pistón).
<i>Tanque de predecantado y espesamiento.</i>	En esta zona, la mayoría de los flóculos sedimentan y se espesan por medio de una acción continua del sistema de rastras sobre el lodo. Una parte del lodo espesado se recircula hacia el reactor. El exceso de lodo es extraído por la parte inferior del tanque.
<i>Decantador laminar.</i>	En esta cámara, equipada con módulos laminares de sección hexagonal se

lleva acabo la decantación de los floculos residuales.

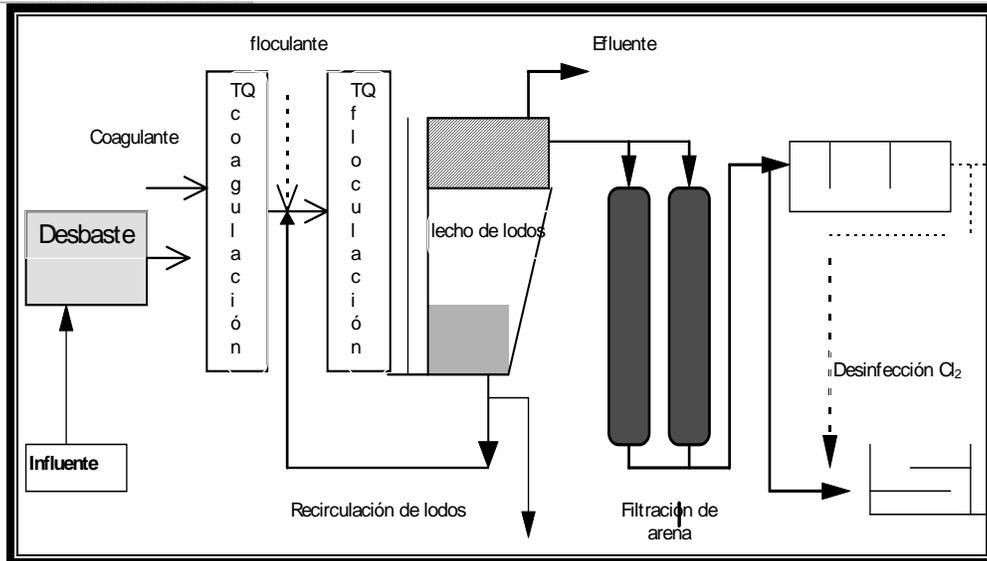


Figura 2.3. DIAGRAMA DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO DENSADeg®.
(Fuente: Jiménez *et al.*, 1997)

2.2.3. TPA DE FLUJO RADIAL Y UTILIZACIÓN DE MICROARENA COMO LASTRE.

El reactor de floculación con lastres de Microsep® es un sistema de clarificación que utiliza una floculación lastrada para incrementar la velocidad de asentamiento de los Sólidos Suspendedos (Figura 2.4). El flujo de agua es pretratado por la adición de un coagulante para desestabilizar el material coloidal. Este pretratamiento es seguido por una etapa de floculación en la cual los sólidos son llevados (atraídos) a la superficie de partículas transportadoras inertes (PIC), con la ayuda de un polímero, produciendo así flocs más pesados que precipitan a velocidades mayores. Estos al caer al piso del reactor son recogidos como lodos por un mecanismo espiral de recolección.

El lodo sedimentado es bombeado del fondo del reactor hacia un hidrociclón donde el lodo es separado de la arena por medio de fuerza centrífuga creada por la entrada de la suspensión. Las IPC están formadas por partículas más grandes y densas que las encontradas en el flujo de agua (arena de 75 a 150 μm). Las IPC son recicladas y regresadas a la etapa de floculación y el lodo separado es expulsado, pudiendo ser enviado a una planta tratadora de lodos.

2.2.4. TPA LASTRADO CON MICROARENA Y SEDIMENTACIÓN DE ALTA TASA

El proceso de tratamiento denominado comercialmente ACTIFLO® (Figura 2.5) es un sistema que emplea microarena en la etapa de coagulación lo que permite un arranque casi inmediato del sistema y el incremento de la carga admisible en el sedimentador a valores superiores a los señalados en la literatura (hasta 180 m/h) (Jíménez *et al.*, 1998).

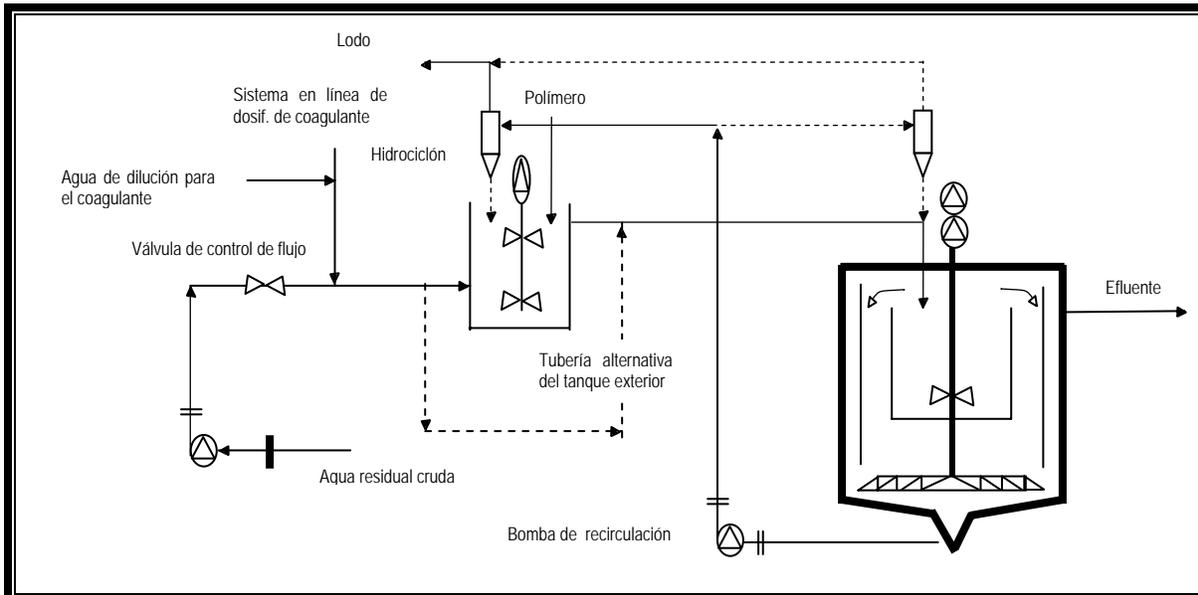


Figura 2.4. DIAGRAMA DE FLUJO DE LA PLANTA PILOTO DE MICROSEP®.
(Fuente: Whitehead, 1997)

El proceso Actiflo® efectúa la separación por coagulación-floculación-decantación de las partículas en suspensión presentes en las aguas de superficie (Tabla 2.4).

Como complemento al TPA, el agua tratada fue llevada a un sistema de filtración compuesto de dos filtros de arena, de funcionamiento en paralelo, con diferente tamaño y altura del lecho de arena.

Tabla 2.4. ETAPAS PRINCIPALES DE UN TPA LASTRADO CON ARENA Y SEDIMENTACIÓN DE ALTA TASA

ETAPA	FUNCIONAMIENTO
<i>Tanque de mezcla rápida</i>	En este tanque se efectúa la dispersión de la arena y del polielectrolito en el agua bruta
<i>Tanque de floculación</i>	En este depósito se realiza el engrosamiento y la maduración del floculo anteriormente formado.
<i>Decantador laminar a contracorriente</i>	Aquí se lleva a cabo la separación entre el agua y el floculo lastrado con arena. Los lodos extraídos del decantador son bombeados hacia un hidrociclón que separa la arena de los lodos. Estos últimos pueden ser enviados hacia los depósitos de tratamiento específicos mientras que la arena limpia es reciclada al tanque de mezcla rápida.

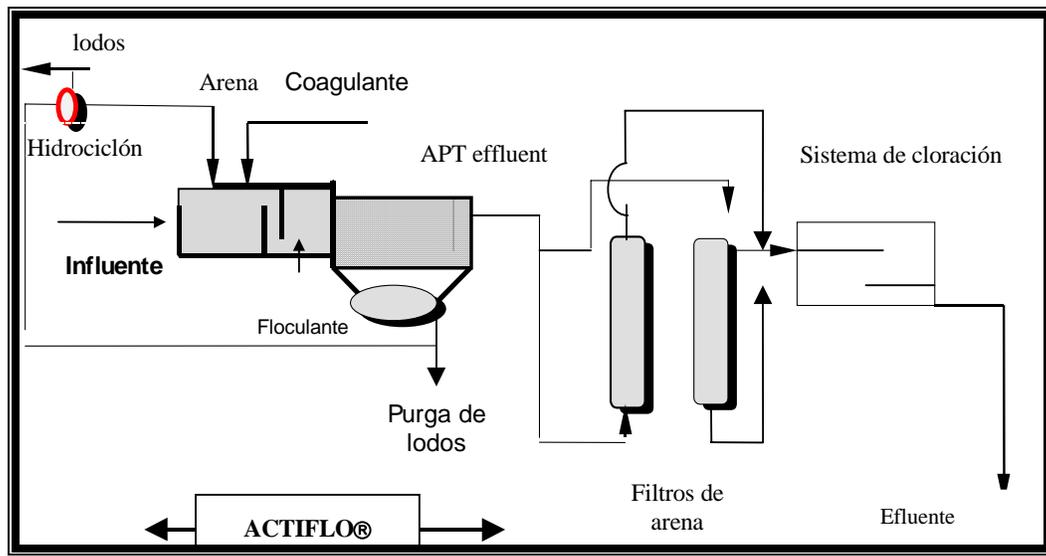


Figura 2.5. DIAGRAMA DE FLUJO DEL TREN DE TRATAMIENTO DEL PROCESO ACTIFLO®.
(Fuente: Jiménez et al, 1998)

2.3. FILTRACIÓN.

La filtración se emplea, en forma general, para obtener una mayor eliminación de sólidos en suspensión (incluida la DBO particulada) de los efluentes de los procesos de tratamiento biológicos y químicos, y también para eliminar fósforo precipitado por vía química (Metcalf & Eddy, 1996)

El proceso de filtración puede dividirse en dos fases: filtración y lavado o regeneración. Los procesos producidos durante la primera fase son prácticamente idénticos para todos los sistemas de filtración que se emplean para las aguas residuales, la segunda fase es diferente dependiendo de si el filtro es de funcionamiento continuo o semicontinuo. En el caso de los filtros semicontinuos las fases se dan una a continuación de la otra, mientras que en los filtros de funcionamiento continuo ambas fases se producen de forma simultánea.

La fase de filtración en la que se elimina la materia particulada, se lleva a cabo haciendo circular el agua a través de un lecho granular, con o sin la adición de reactivos químicos. Dentro del estrato granular, la eliminación de los sólidos en suspensión contenidos en el agua residual se realiza mediante un complejo proceso en el que intervienen uno o más mecanismos de separación como el tamizado, intercepción, impacto, sedimentación y adsorción. La primera fase finaliza cuando se incrementa el contenido de los sólidos en suspensión en el efluente hasta alcanzar un nivel máximo aceptable, o bien, si se produce una pérdida de carga prefijada en la circulación a través del lecho filtrante. Una vez que ocurre esto, debe lavarse el filtro a contracorriente para eliminar la materia que se haya acumulado en el seno del lecho granular filtrante. Para el lavado se utiliza un caudal de agua suficiente para expandir el medio y arrastrar el material acumulado en el lecho. Una combinación de agua-aire puede favorecer la operación de lavado del filtro (Metcalf & Eddy, 2003).

Por otra parte los fenómenos de paso de un líquido a través de un medio poroso están regidos por la ley de Darcy. En esta ley se indica que la pérdida de carga P es proporcional a la velocidad de filtración V (relación del caudal instantáneo Q a la unidad de superficie), siendo k el coeficiente de proporcionalidad en función de la viscosidad dinámica η y de la resistencia del medio R (Jiménez, 1995):

$$V = \frac{P}{\eta R} = kP \quad (1)$$

2.3.1. FILTRACIÓN A PROFUNDIDAD.

En los filtros los sólidos son retenidos de diferentes maneras, dependiendo de la forma en que esto ocurre la filtración se clasifica en:

- Superficial
- A través de un soporte grueso y,
- Profundidad

Para determinar la naturaleza de la filtración, se considera el criterio adimensional siguiente (Jiménez, 1995):

$$\varepsilon = \frac{18 P}{R_m d^2 (s - e)} \quad (2)$$

Donde:

- P : pérdida de carga a través de la placa de resistencia R_m
- d : diámetro de las partículas a retener

En Tabla 2.5 se muestra la clasificación de la filtración de acuerdo al valor de ε resultante:

Tabla 2.5. NATURALEZA DE LA FILTRACIÓN
(Fuente: Jiménez, 1995)

RANGO COMPRENDIDO	NATURALEZA DE LA FILTRACIÓN
$\varepsilon < 100$	Sobre membrana
$\varepsilon > 1000$	En profundidad
$100 < \varepsilon < 1000$	Sobre

En la filtración a profundidad la retención de los sólidos ocurre en todo el cuerpo del filtro; en este caso el agua va llenando los poros del filtro y lleva a cabo la desestabilización de las partículas, al

igual que su transporte y retención. Por lo anterior es conveniente el empleo de coagulantes ya que pueden ser de gran ayuda durante el proceso. Este tipo de filtración es el que se emplea en el tratamiento del agua tanto en la potabilización como en el caso de las aguas residuales (Leyva, 1997). Los filtros a profundidad se clasifican de diversas formas, estas clasificaciones se muestran en la tabla 2.6.

Tabla 2.6. CLASIFICACIÓN DE LOS FILTROS A PROFUNDIDAD.
(Fuente: Jiménez, 1995)

CARACTERÍSTICA	CLASIFICACIÓN
Fuerza motriz	Por gravedad A presión
Velocidad de filtración	Lentos Rápidos
Tipo de proceso	Convencional Directo
Dirección del flujo	Ascendentes Descendentes Biflujo Horizontales
Medio filtrante	Simple o únicos Dual Combinado o múltiple
Situación en un sistema de tratamiento	Primario Secundario Terciario

2.3.2. FILTROS RÁPIDOS

En el proceso de filtración rápida, el agua atraviesa el lecho filtrante a velocidades de 2 a 15 m/h (Jiménez, 1995). El lecho del filtro varía desde 80 cm hasta varios metros. Las partículas viajan al medio gracias a mecanismos de difusión, intercepción, sedimentación, choque o transporte hidrodinámico, ayudados por la floculación que se origina en los intersticios del filtro y por la distancia de recorrido relativamente corta necesaria para la eliminación por sedimentación (Steel y McGhee, 1981). La fijación de las partículas después de entrar en contacto con el medio filtrante depende de:

- Su composición química
- El pH
- Composición química del agua
- Edad del flóculo
- Características de la superficie del medio
- Naturaleza y dosis del polímero

El medio filtrante y las partículas suspendidas pueden presentar cargas eléctricas significativas que pueden ayudar o inhibir la fijación. De forma general, las partículas de mayor tamaño y ligadas fuertemente tienen tendencia a ser retenidas en las capas superficiales del filtro, originando grandes pérdidas de carga y poca penetración del flóculo. Las partículas suspendidas finas penetran más, especialmente cuando el medio es grueso (Jiménez, 1995).

La filtración rápida convencional que emplea arena como medio filtrante, requiere de un agua con turbiedad baja, por lo que la precede generalmente un sistema de coagulación, floculación y sedimentación (que inclusive puede llevarse a cabo en un mismo tanque). Este proceso se emplea en tratamientos avanzados para complementar la fase de coagulación-floculación a que es sometida el agua para asegurar la calidad del efluente (Jiménez *et al.*, 2002).

2.3.3. SENTIDO DEL FLUJO DURANTE LA FILTRACIÓN.

Los principales tipos de filtros empleados para la filtración de efluentes de aguas residuales se pueden clasificar en filtros de flujo ascendente y filtros de flujo descendente, siendo de uso más común los segundos.

A. Filtración ascendente: En este sistema se utilizan capas filtrantes de granulometría decreciente de abajo arriba, con el fin de que penetren las impurezas a profundidad y se utilice al máximo la masa filtrante, aumentando así la duración de los ciclos de filtración. Para una buena distribución del caudal estos filtros requieren de orificios o boquillas los cuales pueden presentar problemas de obturación por efecto de las impurezas o de proliferaciones plactónicas del agua bruta. Por otra parte, la arena se encuentra sometida a un empuje ascensional debido a la dirección del agua; este esfuerzo se ve incrementado por la pérdida de carga y origina expansiones locales de la arena fina en la parte superior del lecho filtrante. Para disminuir este efecto se ha intentado estabilizar la arena fina colocando en su parte superior una rejilla dispuesta de forma horizontal, constituida por perfiles de hierro planos colocados de canto (Jiménez, 1995).

B. Filtración Descendente: Su funcionamiento es el descrito en la primera parte de esta sección. Por otra parte, para aumentar la velocidad de filtración y el tiempo de funcionamiento, en ocasiones se sustituye una parte de la arena fina por una capa de material más ligero y de un tamaño específico superior al de la arena situada por debajo. Este material más ligero es por lo general antracita, pero también puede ser un esquisto poroso, un material volcánico o plástico, etc.

En función del número de capas de material filtrante existe la siguiente clasificación de la configuración de los lechos filtrantes: de capa única, de doble capa y los filtros multicapa. En los filtros de flujo descendente convencionales, los tamaños de los granos de cada capa se distribuyen, de menor a mayor, después del lavado a contracorriente. En los filtros con más de una capa, el acomodo del medio dependerá de la densidad y de la diferencia de tamaños entre los granos del material que constituye cada estrato. Los lechos de 2 ó 3 capas, así como los de capa única profundos, se desarrollaron para permitir que los sólidos en suspensión presentes en el líquido a filtrar puedan penetrar a mayor profundidad en el medio, aprovechando más la capacidad de

almacenamiento de sólidos dentro del filtro. Con esto se logran ciclos de filtración más largos, ya que se reduce el ritmo de aumento de las pérdidas de carga producidas (Metcalf & Eddy, 2003).

La granulometría de cada una de las capas está relacionada a su posibilidad de expansión de forma similar con el mismo caudal de agua de lavado, con el fin de que vuelvan a clasificarse antes de su puesta en filtración (Jiménez, 1995).

2.3.4. LAVADO

Como proceso unitario, la filtración consta de dos etapas una de ensuciamiento del medio y otra de limpieza. La primera determina básicamente la calidad del efluente y, la segunda, la cantidad de agua producida. En consecuencia, la eficiencia de un filtro es función de ambas.

Para evitar el atascamiento del medio filtrante y prevenir la reducción de los conductos del agua, es importante efectuar la acción del lavado del lecho filtrante de forma adecuada, ya que estas obstrucciones provocan que las pérdidas de agua crezcan rápidamente y la filtración se lleve a cabo con mayor rapidez y menor eficacia, provocando todo esto el desarrollo de microorganismos perjudiciales para la calidad del agua.

Los métodos de lavado de filtros de medio granular son comúnmente flujos a contracorriente que incluyen:

- Lavado a contracorriente con agitación superficial.
- Lavado a contracorriente con agua y arrastre por aire auxiliar, y
- Lavado mixto con aire y agua.

En los dos primeros casos, para obtener un lavado efectivo del medio filtrante al final del ciclo, es necesario fluidificar el medio granular, mientras que si se emplea el tercero, la fluidificación no es necesaria (Metcalf & Eddy, 1996).

El consumo de agua de lavado es función de la naturaleza y del peso de las partículas retenidas por m³ de material filtrante. Si se emplea de manera conjunta aire de lavado y agua decantada, puede reducirse en un 20 a 30% aproximadamente, el consumo de agua con relación al lavado sólo con agua. La cantidad de agua que debe ser empleada para el lavado del medio filtrante es del orden de 1 a 5%, como máximo, con relación a la cantidad de agua filtrada producida por corrida (Metcalf & Eddy, 1996).

2.4. HUEVOS DE HELMINTOS

Las condiciones ecológicas que prevalecen en la mayor parte de los países en vías de desarrollo como el nuestro, junto con la pobreza, la ignorancia y las deficiencias alimentarias que presentan, favorecen la existencia de muchas enfermedades parasitarias, especialmente las helmintiasis

(Lamothe, 1988). La pobreza, porque no permite a la población tener acceso a los más elementales servicios públicos (como drenaje, agua potable, etc.), y la ignorancia, porque propicia el uso de aguas residuales para el riego de hortalizas, el empleo de heces humanas como fertilizantes, el fecalismo al aire libre, la cría descuidada de los cerdos y otros animales domésticos, la falta de higiene en los rastros y la proliferación clandestina de los mismos, así como el hacinamiento, la acumulación de basura y la contaminación ambiental, entre otros, que son determinantes en la propagación de estas enfermedades. Por esto, una de las medidas de salud más importantes es la educación sanitaria de la población en todos sus niveles socioculturales.

2.4.1 CARACTERISTICAS GENERALES

La palabra "helminto" se deriva del griego *elmis* o *Helmis* que significa gusano y es una denominación genérica de animales pluricelulares que parasitan inclusive al hombre, los cuales poseen células organizadas en tejidos y órganos especializados para distintas funciones vitales (Figura 2.6). Son seres heterótrofos con una reproducción de tipo sexual. Sus dimensiones varían desde cerca de 1 mm hasta varios metros de longitud. Tienen órganos diferenciados y sus ciclos vitales comprenden la producción de huevos o larvas infecciosas (con tamaños de 20 a 80 μm) y la alternancia compleja de generaciones que incluyen hasta tres huéspedes distintos (Maya, 1998).

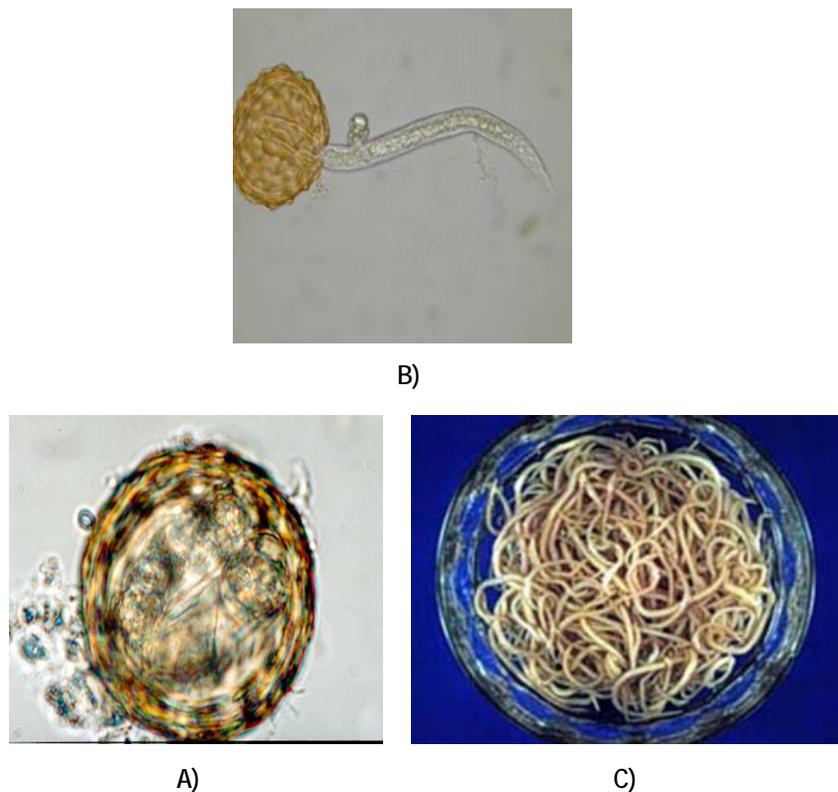


Figura 2.6. A) HUEVO DE HELMINTOS, B) LARVA EN EL MOMENTO DE LA ECLOSIÓN, C) LARVAS ADULTAS

A diferencia de las bacterias o los protozoarios, estos organismos no aumentan su población dentro del huésped, para incrementarse es necesario que el individuo sufra nuevas infecciones procedentes del exterior. Desde el punto de vista de la salud humana, los grupos de helmintos más importantes, y localizados en el agua residual del Valle de México, se presentan en la tabla 2.7.

Tabla 2.7. HELMINTOS MÁS IMPORTANTES CON RESPECTO A LA SALUD HUMANA.
(Fuente Lamothe, 1988; Maya, 1997)

CLASE	NOMBRE CIENTIFICO	NOMBRE COMUN
Nemátodos	<i>Enterobius* vermicularis</i>	Oxiuro
	<i>Trichuris* trichiura</i>	Tricocéfalo
	<i>Ascaris* lumbricoides</i>	Lombriz intestinal
	<i>Strongyloides stercoralis</i>	
	<i>Ancylostoma* duodenales</i>	Uncinaria
	<i>Necator* americanus</i>	Uncinaria
	<i>Toxocara*</i>	
Tremátodos	<i>Schistosoma spp</i>	
Céstodos	<i>Hymelopelis* diminuta</i>	
	<i>Taenia saginata</i>	Tenia de la res o inerme
	<i>Taenia* solium</i>	Tenia del cerdo o armada

*Especies localizadas en las muestras del agua residual procedente del Valle de México
NOTA: La identificación realizada fue hasta especie, no se llegó a Género.

2.4.2. ENFERMEDADES Y RIESGOS.

Los principales mecanismos de infección a sus huéspedes por parte de los helmintos son: por deterioro mecánico, ataque a los tejidos, pérdida de sangre y la producción de efectos tóxicos.

Los daños mecánicos son tan variados como las clases existentes de gusanos, los hay que roen la pared intestinal y provocan hemorragias, las cuales persisten debido a secreciones que impiden la coagulación de la sangre. Los daños a los tejidos por inflamación a causa de las galerías que abren, provocan la formación de tumores y excrecencias carcinógenas. También, los helmintos pueden bloquear ciertos conductos, como los biliares, o generar obstrucción intestinal, perforación de las paredes del conducto digestivo y desarrollar una peritonitis. Pueden además, provocar intensa irritación de los tejidos y depositar huevos entre los mismos (Maya, 1998).

2.4.3 PROBLEMAS INHERENTES AL REÚSO DE LAS AGUAS RESIDUALES PARA RIEGO.

El uso del agua residual sin tratamiento para el riego agrícola pone en contacto a los agricultores y consumidores con un gran número de patógenos y por lo tanto en riesgo de contraer helmintiasis y otras enfermedades intestinales.

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 renal y diarrea (Maya, 1998).

En la región donde es ocupada el agua residual de la Ciudad de México para riego (Valle del Mezquital) se han realizado estudios que muestran que los niños de 0 a 14 años son los de mayor riesgo de contraer enfermedades (Tabla 2.8), esto debido a su contacto más intenso con el agua a causa de sus actividades de juego así como por la pobreza e insalubridad presentes en la zona (Cifuentes *et al.*, 1991).

Tabla 2.8. PREVALENCIA DE INFECCIONES INTESTINALES A CAUSA DE *Ascaris lumbricoides* DE ACUERDO A LA EXPOSICIÓN Y EDAD.
(Fuente: Cifuentes *et al.*, 1991)

GRUPO DE EXPOSICIÓN	EXPUESTO	CONTROL	SEMIEXPUESTO
0-4 años	15.3	2.7	3.3
5-14 años	16.1	1.0	2.0
> 15 años	5.3	0.5	1.2

También se ha demostrado que el empleo en riego de esta agua negra es la causa principal de la transmisión de enfermedades diarreicas ocasionadas por helmintos donde los niños entre 4 y 16 años, sufren 16 veces más de *Ascariasis* que en zonas donde se emplea agua limpia (Jiménez *et al.*, 2002)

Las aguas residuales tratadas son una opción viable para cubrir los requerimientos de agua de riego; pero, debe vigilarse adecuadamente la calidad de la misma para que conserve sus características minerales y orgánicas al mismo tiempo que cumpla con los niveles microbiológicos de calidad establecidos.

2.5. CONTEO Y DISTRIBUCIÓN DEL TAMAÑO DE PARTÍCULAS

2.5.1. GENERALIDADES

La distribución del tamaño de las partículas en los contaminantes de un agua residual es importante para evaluar su tratabilidad, así como para seleccionar y diseñar los procesos de tratamiento (APHA, AWWA, 1993). La eficiencia de operaciones unitarias como la sedimentación, floculación y filtración dependen enormemente de la concentración de las partículas de diferentes tamaños (Tchobanoglus, 1995 y Metcalf & Eddy, 2003).

En los procesos físico-químicos, la eficiencia de remoción de las partículas (en cada intervalo) varía considerablemente (Chávez, 2004), particularmente durante la etapa de coagulación. Adin 1999 y Hall y Croll, 1997 consideran al tamaño de partículas como uno de los parámetros que más influye en la desestabilización de la suspensión coloidal.

Otro ejemplo es el diseño de los procesos biológicos, ya que una de las más serias limitaciones en su diseño es el uso de ecuaciones basadas en parámetros no específicos (como la DBO y los Sólidos Suspendidos) en los cuales los componentes que comprenden los valores medidos no son conocidos. La principal limitación con el uso de la DBO como parámetro de diseño es que el tamaño y la naturaleza de los componentes orgánicos que originan que la demanda de oxígeno se manifieste no son normalmente conocidos, y la prueba como es usada, carece de validez estequiométrica. El uso de la DBO como remoción de primer orden y en el diseño de otras ecuaciones no proporciona información alguna sobre la naturaleza de los mecanismos de atenuación que pueden operar. Los sólidos suspendidos son también parámetros de masa porque los valores medidos no proporcionan información sobre la distribución del tamaño de partículas. Por lo que, si la medición del tamaño de partículas reúne a lo químico las características biológicas de las partículas representa un buen avance (Levine, 1990).

Debido a que la naturaleza de las partículas varía en el agua y el agua residual, no todas las técnicas de análisis son igualmente efectivas para la caracterización de las partículas contaminantes. Las técnicas de medición se basan en diferencias físicas o químicas y cada método tiene un rango diferente en el cual las partículas pueden ser realmente medidas. Además, en la naturaleza las partículas son raramente esféricas. Técnicas diferentes de clasificación de tamaños probablemente midan diferente a las partículas. Como resultado, es difícil comparar datos de tamaño de partículas obtenidas con diferentes técnicas de medición. La materia orgánica definida como soluble por una técnica puede ser clasificada como partícula por otra. O bien, un tamaño de partícula calculado con base en su área superficial proyectada, usando un instrumento de obstrucción de luz (*light-blockage-based*) puede diferir de un cálculo basado en la medición del volumen desplazado usando un instrumento de resistencia eléctrica (Tchobanoglus, 1995).

2.5.2. TÉCNICAS DE MEDICIÓN Y MUESTREO.

Los métodos para medir la distribución del tamaño de partículas dependen de aparatos electrónicos de medición, disminuyendo de esta manera el tiempo de análisis de una muestra, ya que los métodos manuales resultan demasiado lentos para ciertos análisis (Chávez, 2004).

En la mayoría de los instrumentos contadores de partículas, éstas pasan a través de una zona sensible donde son medidas individualmente, la única excepción incluida son los aparatos de tipo estático que trabajan por dispersión de luz. Los instrumentos crean un pulso electrónico (voltaje, corriente o resistencia) que es proporcional al tamaño característico de la partícula. Las respuestas del instrumento (pulso alto, ancho o área) son clasificadas por su magnitud y agregadas en cada clase para proporcionar la distribución del tamaño de partícula.

Existen tres tipos de instrumentos más comunes: los que tienen una zona sensorial eléctrica, los de obstrucción de luz, y los de difracción de luz. La selección del instrumento depende del uso que tendrán los análisis. En cada instrumento varían las características que se miden de las partículas, además de:

- Los límites de detección que pueden ser más altos o más bajos
- El rango de la concentración que puede ser medida
- La cantidad de muestra requerida por el instrumento
- La preparación de la muestra para ser analizada
- La experiencia requerida por el operador
- La facilidad para obtener y manejar los datos

Otro aspecto importante es la recolección y procesamiento de las muestras. Para que sean más confiables los resultados, es necesario cuidar el desarrollo del proceso de análisis, desde la toma y manipulación de las muestras hasta la técnica analítica para la interpretación y aplicación de los resultados.

En todos los casos, los métodos de muestreo, manejo, preservación y preparación pueden afectar significativamente el resultado de la distribución del tamaño de las partículas. Por ejemplo la tardanza entre el muestreo y el análisis puede contribuir a la formación de flóculos y el aglomeramiento, alterando los datos finales. La dilución y el mezclado pueden también ocasionar la ruptura de las partículas, provocando errores en la medición.

Es por eso que cuando se llevan a cabo este tipo de estudios es recomendable, además de observar los debidos cuidados en la limpieza de los utensilios y aparatos utilizados, desarrollar estándares para el manejo de las muestras; por ejemplo, en lo referente al mezclado de las mismas y a la calidad del agua de dilución empleada. Pueden hacerse pruebas de mezclado variando la intensidad y/o la duración para determinar el mínimo que proporciona una adecuada uniformidad, y para saber si un mayor mezclado provoca un aumento en el número de partículas contadas (ocasionado por la ruptura de los flóculos presentes en el agua). Por lo anterior, se recomienda seguir un proceso establecido.

3. METODOLOGIA EXPERIMENTAL

3.1. UBICACIÓN DE LAS PLANTAS PILOTO DE TRATAMIENTO

Para la realización de la investigación, las plantas piloto de tratamiento de aguas residuales se ubicaron en una de las salidas del drenaje profundo de la Ciudad de México, específicamente del túnel del Emisor Central, poco antes de su descarga al río el Salto (ver Figuras 1.1, Cap. 1 y 3.1).

Esta ubicación permitió que las plantas se alimentaran directamente del agua de esta desembocadura, para lo cual se instaló una bomba sumergible en la corriente. También, se montó un laboratorio a pocos metros de distancia de las plantas. Ambos sitios estuvieron comprendidos en la región de El Salto, Municipio de Tula, en el Estado de Hidalgo.

Para los fines de esta investigación, se trabajó únicamente con el proceso de tratamiento de la planta piloto con un TPA de floculación lastrada denominado comercialmente ACTIFLO®,. Su ubicación específica se señala en la Figura 3.1 con un círculo azul.



Figura 3.1. UBICACIÓN DE LAS PLANTAS PILOTO DE TRATAMIENTO.

3.2. DEPURACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES DEL VALLE DE MÉXICO CON UN TPA DE FLOCULACIÓN LASTRADA.

Al trabajar en el análisis del saneamiento de las aguas residuales del Valle de México el tren de tratamiento utilizado estuvo compuesto de la unidad de TPA, filtración y un sistema de desinfección con cloro. En este estudio se contemplaron solamente las dos primeras etapas.

El tratamiento consistía en hacer pasar el agua, después de ser bombeada, por un sistema de rejillas escalonadas para la retención de los sólidos de mayor tamaño (Figura 3.2). Posteriormente, el agua pasaba al tratamiento físico-químico.

El TPA denominado comercialmente ACTIFLO®, se componía de una unidad de coagulación-floculación (figura 3.3), etapa en la que los sólidos y la materia en suspensión son separados del agua en tratamiento, por medio de la adición de sustancias químicas. Los coagulantes empleados fueron Sulfato de Aluminio y Cloruro Férrico. La mayor parte del tiempo en el proceso se empleó Sulfato de Aluminio con dosis de 35 a 60 mg/L, en estado anhidro. Pruebas de jarras efectuadas con anterioridad condujeron a la selección de dosis de 0.8 a 1.0 mg/L de polielectrolito aniónico de alto peso molecular como floculante para ambos tipos de coagulante.



Figura 3.2. REJILLAS PARA LA RETENCIÓN DE SÓLIDOS

Además de los reactivos químicos, este proceso empleó arena como lastre en la floculación para favorecer la aglomeración y sedimentación rápida de las partículas. La microarena empleada en el proceso tenía un tamaño de 0.1 a 1.0 mm.

Esta primera fase del proceso se efectuaba en los dos primeros compartimentos previstos para tal efecto (Figura 3.3):

- En el primer reactor, con ayuda de una agitación rápida, se establecía contacto entre los materiales en suspensión, la microarena y los químicos.
- En el segundo, la energía disipada por el agitador permitía a los flóculos formados su engrosamiento y alcanzar así una fase de maduración. Lo que permitía aumentar los gradientes de velocidad de la agitación con el fin de mejorar la cinética de la floculación sin originar fenómenos de erosión o de redispersión de los flóculos formados (Pujol *et al*, 1993).

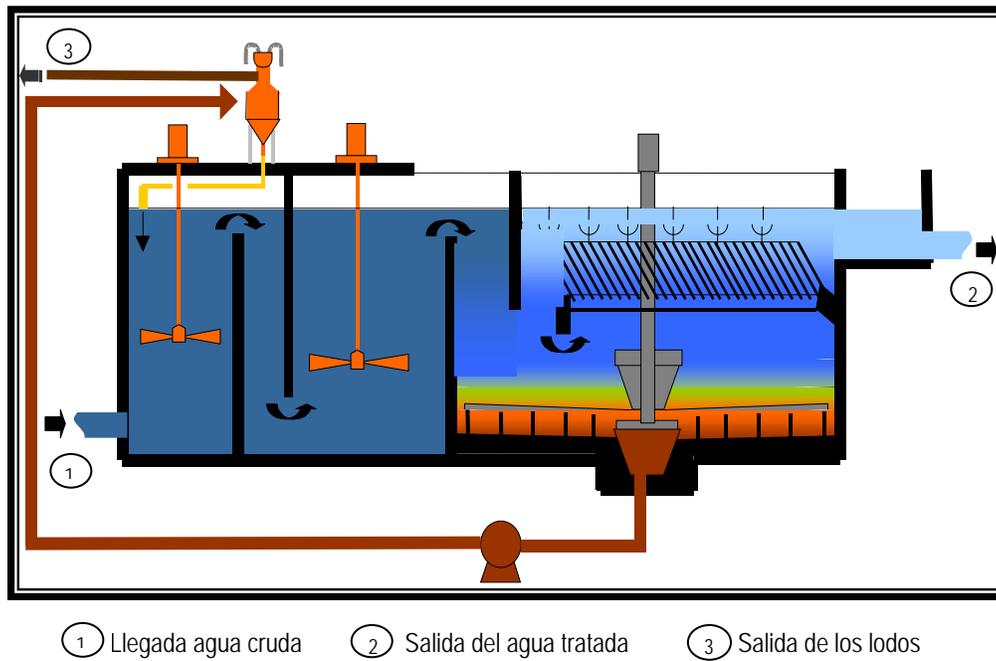


Figura 3.3. ESQUEMA DE FUNCIONAMIENTO DE UN TPA CON FLOCULACIÓN LASTRADA

Después, el agua con los lodos era conducida hacia la etapa de sedimentación y decantación, la cual se efectuaba en un sistema de placas a contracorriente (Figura 3.4 y 3.5).



Figura 3.4. SEDIMENTADOR DE PLACAS

Los lodos producidos eran colectados por rastras colocadas en el fondo del tanque para ser bombeados y dirigidos hacia un hidrociclón, donde se llevaba a cabo la separación entre la microarena y los lodos. La microarena era reinyectada por gravedad al primer compartimento de floculación (Figuras 3.6 y 3.7)

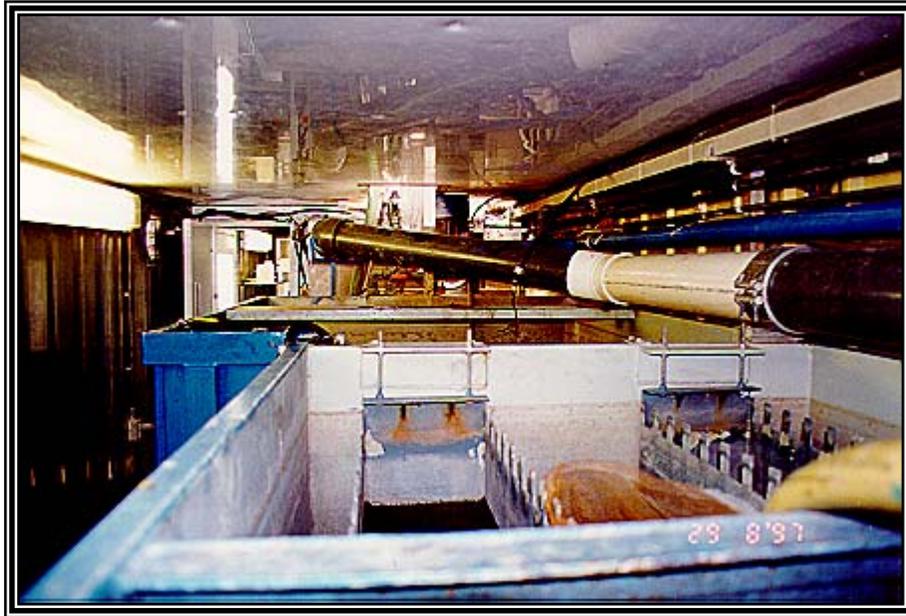


Figura 3.5. VISTA GENERAL DE LA PLANTA PILOTO CON FLOCULACIÓN LASTRADA.

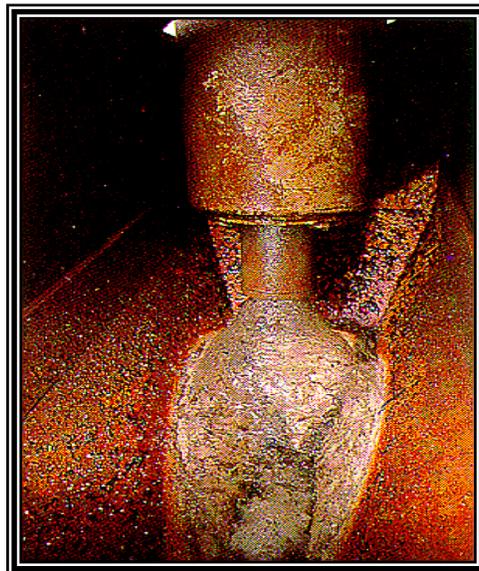


Figura 3.6. REINCORPORACIÓN DE LA MICROARENA AL PROCESO

3.2.1. SISTEMA DE MONITOREO DEL TPA

El monitoreo al sistema ACTIFLO® se realizó en un periodo de seis meses, presentando diferentes etapas. En la primera se trabajó con condiciones diversas de operación sin incorporar la etapa de filtración. Posteriormente se hizo el seguimiento, incorporando la filtración, durante los últimos cuatro meses. El seguimiento del proceso se efectuó realizando los análisis en forma rutinaria tres veces al día, tres días a la semana durante cuatro meses y seis veces al día durante dos meses. Hubo también muestreos intensivos de 24 horas con toma de muestra cada hora, ya que la concentración de sólidos era muy elevada.

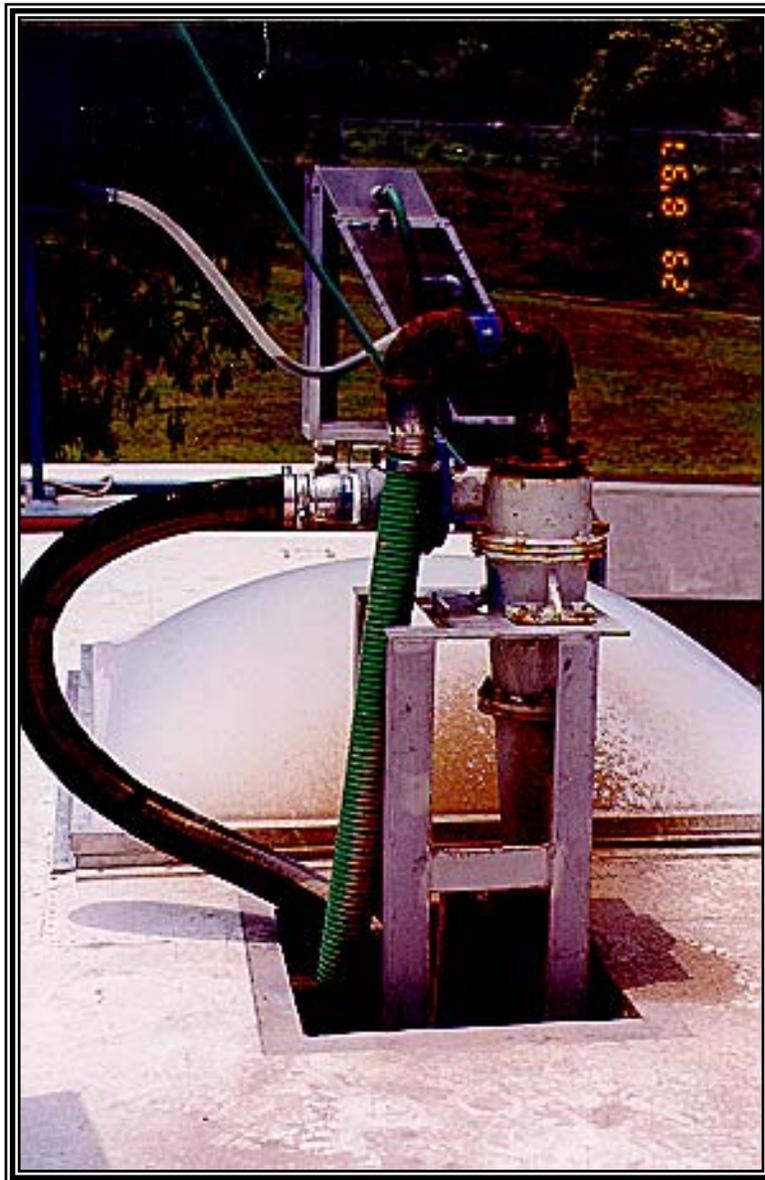


Figura 3.7. HIDROCICLÓN PARA LA SEPARACIÓN DE LA MICROARENA.

3.2.2. PARÁMETROS DE CONTROL

Los parámetros monitoreados y las técnicas analíticas empleadas se especifican en la Tabla 3.1. Las técnicas empleadas se basaron en APHA, AWWA, WEF, 1995 en todos los casos, con excepción de la determinación de los Huevos de Helmintos, para los cuales se empleó la referencia de la EPA, 1992b.

Tabla 3.1. PARÁMETROS INCLUIDOS EN EL SEGUIMIENTO DE LA PLANTA PILOTO

ETAPA DEL PROCESO	PARÁMETROS MEDIDOS	UNIDADES	TIPO DE MUESTREO	TÉCNICA ANALÍTICA
CONDICIONES DE OPERACIÓN	Gasto	m ³ /h	2	
	Tiempo de retención hidráulico	min	2	
	Dosis de coagulante y floculante	mg/L	2	
	Carga hidráulica en el sedimentador	m/h	2	
INFLUENTE, EFLUENTE TPA, EFLUENTE FILTRADO Y LODOS	FISICOS			
	Sólidos Totales Totales	mg/L	1, 2	2540 D*
	Sólidos Totales Volátiles	mg/L	1, 2	2540 D*
	Sólidos Suspendidos Totales	mg/L	1, 2	2540 D*
	Sólidos Suspendidos Volátiles	mg/L	1, 2	2540 D*
	Turbiedad	UTN	1, 2	2130 B*
	Color	Pt - Co	1, 2	2120 B*
	Temperatura	° C	1, 2	2550 B*
		mV	1, 2	
		--	1, 2	
	QUIMICOS			
	Nitrógeno	mg N- NH ₄ /L	1, 2	
	Fósforo total	mg P /L	1, 2	
	Ortofósforos	mg/L	1, 2	
	DBO	mg O ₂ /L	1, 2	5210 B*
	DQO (total y soluble)	mg O ₂ /L	1, 2	10067 HACH
	Sulfatos	mg SO ₄ /L	1, 2	4500 -SO ₂ -4 C*
	Sulfuros	mg S ⁻ /L	1, 2	
	Metales y compuestos tóxicos	varias	2	
MICROBIOLÓGICOS				
Huevos de Helminto	HH/L	1, 2	EPA 1992b	
Salmonella sp	NMP/100mL	2		
Coliformes fecales	NMP/100mL	2		

1. Muestra simple

2. muestra compuesta

* APHA, WEF y AWWA, 1995

3.3. SISTEMA DE FILTRACIÓN.

En el caso de los filtros, se llevó a cabo un muestreo riguroso de todas las carreras. El muestreo se realizó de manera conjunta con el TPA (agua cruda y la salida del TPA), así como del efluente de los filtros.

Las remociones de Huevos de Helminto obtenidas con el TPA no fueron satisfactorias, por lo que para cumplir con el valor de HH/L establecido en la norma mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, que limita el agua para uso en riego agrícola a menos de 1 HH/L, fue necesario incorporar un proceso de filtración a la salida del ACTIFLO® (Figura 3.8).

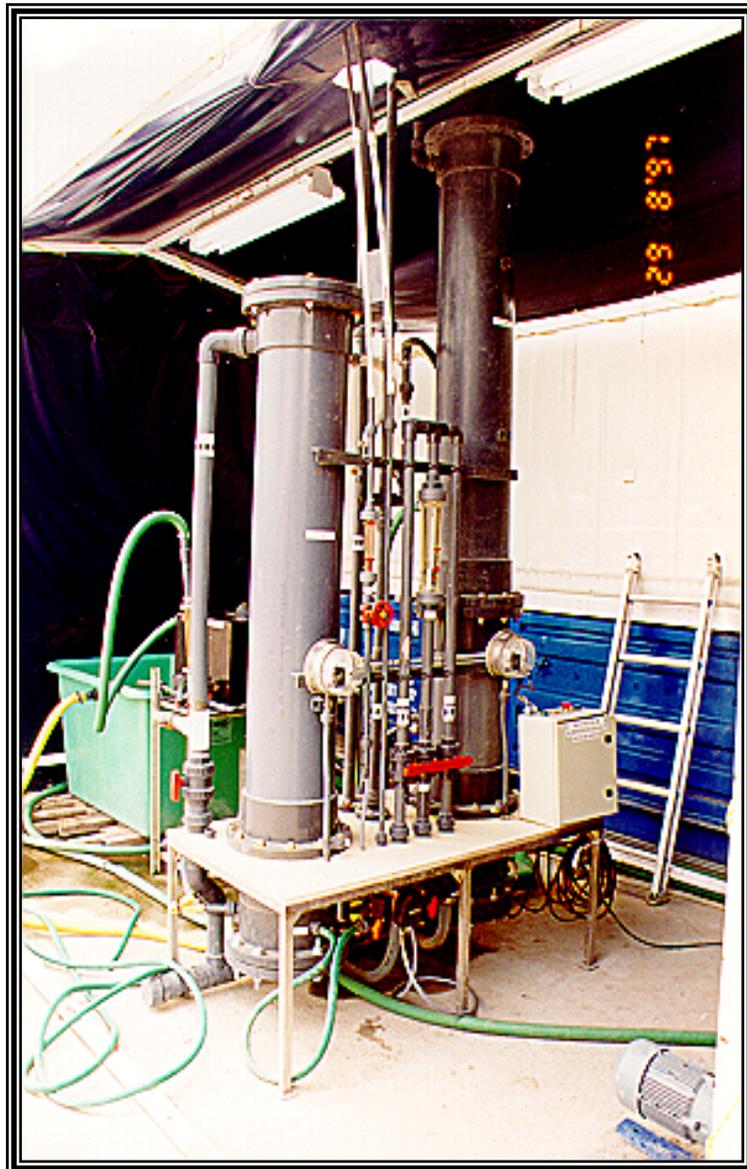


Figura 3.8. SISTEMA DE FILTRACIÓN EN PARALELO

3.3.1. CARACTERÍSTICAS DE LOS FILTROS.

En esta etapa se trabajó con dos filtros de arena, con un funcionamiento en paralelo (Figura 3.8). Uno de ellos manejó un sistema de flujo ascendente y el otro de flujo descendente. Sus características se presentan en la tabla 3.2.

Tabla 3.2. PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS DE LOS FILTROS.

CARACTERÍSTICAS ANALIZADAS	FILTRO FLUJO DESCENDENTE	FILTRO FLUJO ASCENDENTE
Dirección del flujo	Descendente	Ascendente
Espesor del lecho (m)	1.0	1.5
Material de construcción	PVC	PVC
Diámetro interno (m)	0.30	0.30
Gasto (m ³ /h)	0.73 – 2.65	1.33 – 2.65
Velocidad de filtración (m/h)	entre 10 y 40	entre 30, y 40
TE (mm)	3.17	1.57 – 6.35
CU	1.0	1.0
Empaque	Medio único	Multimedia

El filtro de flujo ascendente no contó con ningún mecanismo especial para la retención de la arena, ésta se mantenía por peso propio. Por lo que la velocidad mayor de filtración utilizada, también estuvo en función de la estabilidad de la arena.

A este filtro, a lo largo de su periodo de funcionamiento, se le realizaron liberaciones de presión denominadas "purgas", que contribuían a una mayor duración de la carrera. Estas purgas consistían en la interrupción de la alimentación del agua al filtro mientras era expulsado el volumen contenido en la parte inferior del mismo, liberando así parte de los sólidos retenidos en el fondo del medio arenoso.

3.3.2. MONITOREO DEL SISTEMA DE FILTRACIÓN.

El monitoreo de los filtros se llevó a cabo durante un periodo de tres meses, Se realizaron muestras compuestas de cada carrera de los filtros, con toma de muestra a cada una o dos horas, además de los muestreos rutinarios que se realizaron al TPA en los horarios establecidos.

En cuanto al lavado de los filtros, el sistema empleado en ambos casos fue la combinación de agua y aire.

3.3.3. PARÁMETROS DE CONTROL

Los parámetros monitoreados y las técnicas empleadas fueron los mismos que para el proceso ACTIFLO®. Sólo que en el caso de los filtros cada vez que se tomaba una muestra se verificaba, en el caso del filtro de flujo descendente, la pérdida de presión y la carga hidráulica existente, así como

el gasto recibido. En el filtro ascendente se verificaban los valores de presión, por medio de un barómetro conectado en el falso fondo, y el gasto a la entrada del filtro.

3.4. ESTUDIO DE ARRANQUE

Un aspecto relevante en el estudio de un proceso de tratamiento de aguas residuales es su respuesta ante cambios bruscos en las características del agua cruda que recibe, ya sea en el momento de iniciar o reiniciar su funcionamiento, o debido a un paro repentino por la interrupción en el suministro de alguno de los elementos que forman parte de su operación. En esta tesis se analizó la respuesta del TPA con floculación lastrada ante variaciones en las características del influente o en el suministro de las sustancias químicas, para determinar el tiempo requerido por este sistema para su estabilización.

3.4.1. TIPOS DE ARRANQUE ESTUDIADOS.

Se analizaron cuatro tipos de arranque de la planta piloto (Tabla 3.3), tomándose muestras a intervalos de 5 ó 10 minutos para observar las variaciones en la calidad del agua proporcionada por el proceso.

Tabla 3.3. TIPOS DE ARRANQUE ANALIZADOS EN LA PLANTA PILOTO

NÚMERO DE ARRANQUE	DESCRIPCIÓN
<i>Primero</i>	Arranque normal del piloto. Se puso en marcha el proceso, se ajustó el gasto al que trabajaría la planta, se inyectó la dosis de Sulfato de Aluminio (60 mg/L) y la dosis de floculante. Se tomó la muestra al $T_1 = 5$ min. T_0 = Planta con carga hidráulica de 120 m ³ /h (120 m ³ /m ² -d) en el tanque sedimentador y 60 mg/L de Sulfato de Aluminio.
<i>Segundo</i>	Estando la planta en funcionamiento con un gasto de 120 m ³ /h, se aplicó la dosis de coagulante y floculante seleccionada (60 mg/L de Sulfato de Aluminio). Se tomó la muestra después de 5 min. T_0 = Agua cruda a 120 m ³ /h
<i>Tercero</i>	Se puso en marcha el proceso con $Q = 40$ m ³ /h, se incrementó poco a poco hasta llegar a 120 m ³ /h. T_0 = Se incrementó Q de 40 a 120 m ³ /h con 60 mg/L de Sulfato de Aluminio
<i>Cuarto</i>	Se inició el proceso con $Q = 40$ m ³ /h, y las dosis anteriores de coagulante y floculante. Se incrementó Q a 60 m ³ /h se esperaron 5 min y se tomó la 1er. muestra. Al llegar a los 20 min. (4ta. muestra), el gasto se incrementó ahora a 80 m ³ /h y volvió a repetirse el muestreo a cada 5 min. Se llegó a 120 m ³ /h y posteriormente el gasto se bajó a 90 m ³ /h. $T_{01} = 60$ m ³ /h $T_{04} = 120$ m ³ /h $T_{02} = 80$ m ³ /h $T_{05} = 90$ m ³ /h $T_{03} = 100$ m ³ /h

3.4.2. PARÁMETROS DE CONTROL

Los parámetros evaluados en las pruebas de arranque fueron la turbiedad y los sólidos suspendidos en el agua. Utilizando las técnicas ya mencionadas para su determinación.

3.5. DETERMINACIÓN DE LA CURVA DE DISTRIBUCIÓN DEL TAMAÑO DE PARTÍCULAS (DTP).

La determinación de este tipo de curva permite conocer la distribución de las partículas contenidas en una muestra de agua dada. En la experimentación realizada se trabajó con un contador de partículas denominado COULTER® LS 230 (Figura 3.10), cuyo principio de funcionamiento es la difracción de luz, por lo que las curvas de distribución obtenidas fueron referidas al % de volumen que cada tamaño de partícula ocupa en el volumen total de la muestra (Figura 3.9).

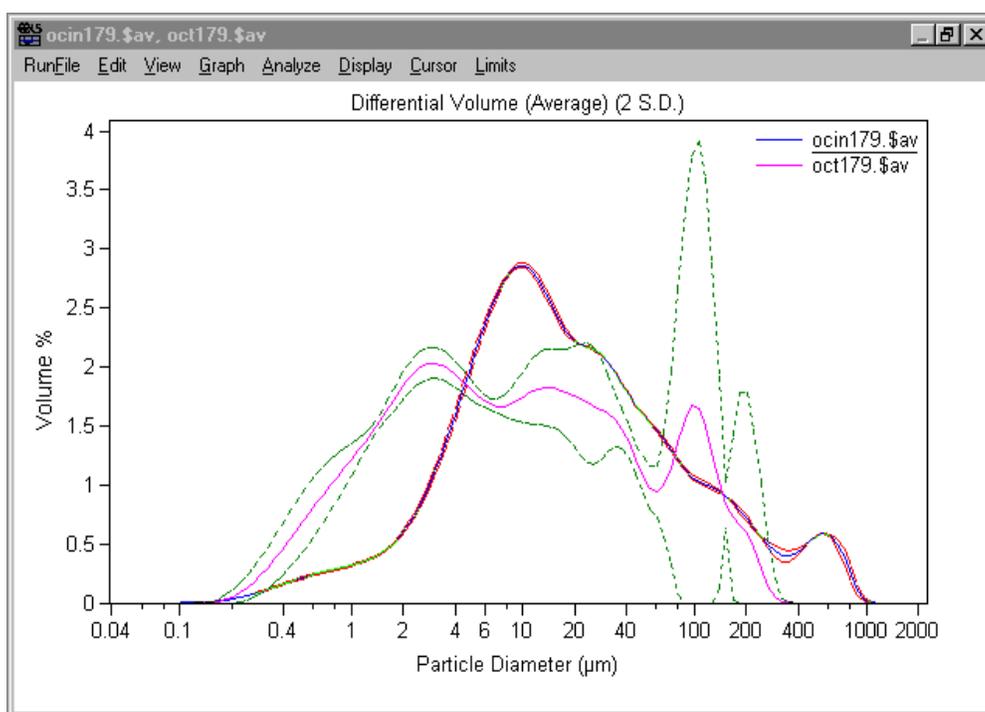


Figura 3.9. CURVAS PROMEDIO DE LA DISTRIBUCIÓN DEL TAMAÑO DE PARTÍCULAS DE UN AGUA CRUDA Y UN EFLUENTE DEL TPA.

Como se mencionó la técnica de medición de la distribución del tamaño de partículas puede ser una herramienta útil para optimizar procesos. En este caso, los análisis realizados se enfocaron a analizar la disminución de partículas, en las diferentes etapas del proceso y principalmente en el rango de 20 a 80 μm asociados con el tamaño de los huevos de helmintos. Para lo cual, se realizaron de forma paralela la determinación de huevos de helmintos, sólidos suspendidos y conteo de partículas en las diferentes etapas del sistema ACTIFLO® : agua cruda, efluente del TPA y agua filtrada.

La determinación y cuantificación de los huevos de helminto se realizó mediante la técnica de la EPA (*Environment Protection Agency*); los sólidos suspendidos de acuerdo al "*Standard Methods for the examination of water and wastewater*" (AWWA, APHA, 1995).

Como se mencionó anteriormente, para la DTP se utilizó un contador de partículas denominado COULTER® LS 230 (Figura 3.10), de difracción de luz y un intervalo de lectura entre 0.04 y 2000 μm . Su funcionamiento básico consiste en hacer pasar un haz de luz láser a través de un depósito, éste contiene una cantidad de muestra determinada por el mismo aparato (según la concentración de sólidos). La muestra es mantenida en constante movimiento por medio de un agitador, para que a través de la difracción de luz que ocasionan las partículas presentes en la muestra, un receptor óptico reciba la señal. Esta última, mediante un dispositivo electrónico, es captada y descodificada por medio de un programa de computadora el cual presenta los datos en forma de gráficos e interpretaciones estadísticas.



Figura 3.10. Contador de partículas, COULTER® LS 230

Una de las finalidades de relacionar ambas remociones es utilizar la DTP en lugar de la determinación y conteo de huevos de helmintos, ya que el primer método resulta, a mediano plazo, más económico y requiere de un menor tiempo su realización.

4. RESULTADOS

A continuación se presentan los resultados obtenidos en cada una de las etapas del tren de tratamiento estudiado. Primero se analiza la etapa correspondiente al Tratamiento Primario Avanzado con relación al agua cruda. Posteriormente se incluyen los estudios de filtración y arranque del sistema y finalmente se presentan los datos referentes al análisis del tamaño de partículas.

4.1. TPA CON FLOCULACIÓN LASTRADA.

El estudio realizado a este proceso se divide con base en las diferentes tasas de sedimentación empleadas. Estas variaron entre 50 y 200 m/h con dosis de 43 a 60 mg/L de sulfato de aluminio como coagulante y 0.8 a 1.0 mg/L de polielectrolito aniónico de alto peso molecular como floculante.

Hubo una etapa (corta en relación con la de sulfato de aluminio) en la que se empleó cloruro férrico como coagulante. Los resultados obtenidos (Tabla 4.1) no difieren mucho del periodo con sulfato, teniéndose valores de remoción de sólidos suspendidos del 97 % (de 478 ± 305 a 16 ± 7.8 mg/L) y para huevos de Helmintos del 96% (de 24 ± 7.8 a 0.9 ± 0.5 Hh/L). Para el nitrógeno y el fósforo éstas fueron del 14% (de 12 ± 4.2 a 10.5 ± 4.2 mg-NTot/L) y 90 % (de 9 ± 1.3 a 0.9 ± 0.4 mg-Ptot/L), respectivamente. La dosis de cloruro férrico aplicada fue elevada (67 mg/L) ya que valores reportados con dosis menores o iguales a 30 mg/L (Shao, et al; 1993) son adecuados en cuanto a remociones de sólidos y nutrientes; sin embargo, no se proporcionan datos sobre huevos de helmintos. Se presentan en la Tabla 4.2 los resultados correspondientes a una tasa de 180 m/h pero con sulfato de aluminio como coagulante, con una dosis de 55 mg/L. Se observa que la tendencia en las remociones de los parámetros presentados es similar; difiriendo en la eliminación de nutrientes ya que es menor en el caso del fósforo y mayor para el nitrógeno cuando se aplicó el sulfato de aluminio.

Al observar estas características se decidió incluir estos datos en el análisis general elaborado con base en las tasas de sedimentación trabajadas con el proceso.

Tabla 4.1. RESULTADOS PARA UNA TASA DE 180 m/h Y CLORURO FÉRRICO COMO COAGULANTE.

T: 180 m/h Dosis 67 mg/L	INFLUENTE O AGUA CRUDA							EFLUENTE O AGUA TRATADA						
	SST mg/L	H Hel Hh/L	N-T mg/L	P-T mg/L	DQO mg/L	Turb UTN	DBO mg/L	SST mg/L	H Hel Hh/L	N-T mg/L	P-T mg/L	DQO mg/L	Turb UTN	DBO mg/L
Promedio	477.9	24.2	12.25	9.1	372.7	422.5	344.6	15.7	0.93	10.5	0.93	154.7	12.6	60.9
Máximo	1380	38	17.3	10.9	770	1076	443.1	35	1.6	15.7	2.1	298	20.4	72.6
Mínimo	180	15	5.32	7.1	189	191	267.4	3	0.2	4.5	0.5	59	4.6	44.6
Desv. stan	305.3	7.8	4.2	1.3	105.4	259	48.8	7.8	0.48	4.2	0.4	64.8	3.8	11.8
conteo	28	8	12	12	28	28	8	28	8	12	12	28	28	7
Remoción%								96.7	96.2	13.9	89.7	58.5	97	82.3

Tabla 4.2. RESULTADOS PARA UNA TASA DE 180 m/h Y SULFATO DE ALUMINIO COMO COAGULANTE.

T: 180 m/h Dosis 55 mg/L	INFLUENTE O AGUA CRUDA							EFLUENTE O AGUA TRATADA						
	SST mg/L	H Hel Hh/L	N-T mg/L	P-T mg/L	DQO mg/L	Turb UTN	DBO mg/L	SST mg/L	H Hel Hh/L	N-T mg/L	P-T mg/L	DQO mg/L	Turb UTN	DBO mg/L
Promedio	482	27	15	10	406	367	427	28	1	12	2	183	20	74
Máximo	1566	53	17	17	902	933	587	80	2	14	5	398	52	104
Mínimo	130	9	11	4	168	146	285	7	0	8	0	70	2	55
Desv. stan	365.3	13.4	1.62	3.74	134	180.3	99.9	17	0.67	1.71	1.7	71.4	15	14.4
Conteo	43	9	12	12	39	40	9	42	8	12	12	39	38	9
Remoción%								94.2	96.3	20	80	54.9	94.6	82.7

Con respecto al muestreo, éste se llevó a cabo en los primeros 2½ meses tres veces al día, tres días a la semana, con un muestreo especial de 24 horas los días miércoles, del cual se formaba una muestra compuesta. A partir de la segunda mitad del tercer mes se formaron muestras compuestas de 24 horas, tres o cuatro días por semana. El muestreo para las compuestas se hizo con base en lo establecido en la NOM-001-SEMARNAT-96, para el caso de un proceso generador de la descarga operando de 18 y hasta 24 horas continuas. Por ello se tomaron 6 muestras diarias con intervalos de 4 horas.

Después del funcionamiento de la planta piloto a las diferentes velocidades de sedimentación, se seleccionaron las mejores condiciones de operación, llevándose a cabo el periodo denominado de validación. Este inició con un muestreo intensivo de 7 días a una tasa de sedimentación de 120 m/h y una dosis de 60 mg/L de sulfato de aluminio como coagulante. Posteriormente se continuó con el seguimiento del piloto incluyendo ya el sistema de filtración. Este periodo se marca en las gráficas de acuerdo a las fechas comprendidas y a las tasas trabajadas.

En esta primera sección de resultados se presentan los datos concernientes al monitoreo del TPA, incluidas las características del agua cruda. Tomando en cuenta los principales parámetros se proporcionan los datos para cada una de las tasas de sedimentación empleadas. Para el periodo en el que se introdujo la filtración se llevó a cabo un seguimiento en paralelo y los resultados se presentan más adelante.

4.1.1. TASA DE SEDIMENTACIÓN DE 60 m/h.

La menor tasa de sedimentación trabajada en la planta piloto fue de 60 m/h con una dosis promedio de coagulante de 50 mg/L (Tabla 4.2), y remociones del 90% de sólidos suspendidos (de 219 ± 60 en el influente a 21 ± 8.37 mg/L en el efluente del TPA) y del 91 % de huevos de helmintos (de 20 ± 0.7 a 1.8 ± 0.4 HH/L).

Tabla 4.3. RESULTADOS PARA UNA TASA DE SEDIMENTACIÓN DE 60 m/h.

T: 60 m/h	INFLUENTE O AGUA CRUDA						EFLUENTE O AGUA TRATADA					
Valores	SST mg/L	H Hel HH/L	N-T mg/L	P-T mg/L	DQO mg/L	DBO mg/L	SST mg/L	H Hel HH/L	N-T mg/L	P-T mg/L	DQO mg/L	DBO mg/L
Promedio	218.5	19.75	SD	3.05	485.7	SD	21.4	1.8	SD	0.44	179	SD
Máximo	383.3	25		3.65	619		55	2.4		1.08	248	
Mínimo	132	17		2.21	362		10	0.8		0.049	126	
Desv. stan	60	0.71		1.65	48		8.37	0.42		0.79	21.4	
Conteo	33	4		5	10		33	4		5	10	
<i>Remoción%</i>							<i>90.21</i>	<i>91</i>		<i>85.6</i>	<i>63.2</i>	

SD: Sin datos

A esta velocidad el valor de los huevos de helmintos en el agua tratada (de 1.8 HH/L) excede el valor de 1 helminto/L para riego restringido, establecido en la NOM-001-SEMARNAT-96 como el límite máximo permisible para las descargas vertidas al suelo (uso en riego agrícola). La concentración promedio obtenida para el fósforo total fue de 0.4 ± 0.8 mg/L P-Tot; siendo ésta muy pequeña ya que representa una aportación al suelo de tan sólo 6.15 kg/ha *año, para requerimientos del orden de 40 kg/ha *año (SARH, 1980 y Siebe 1998) y sin haber sido filtrada el agua.

4.1.2. TASA DE SEDIMENTACIÓN DE 90 m/h.

Al incrementar la velocidad en el sedimentador a 90 m/h la remoción de sólidos disminuyó a 78% (Tabla 4.4.) teniendo concentraciones medias en el influente semejantes al caso anterior, de 214 ± 55 mg/L, y llegando a valores mayores a la salida del TPA de 48 ± 23 mg/L. Desgraciadamente, no se contó con determinaciones de huevos de helmintos pero posiblemente éstos hubieran sido también mayores en número. Para el incremento de estos parámetros intervino el uso de una menor dosis de coagulante (26 mg/L).

Tabla 4.4. RESULTADOS PARA UNA TASA DE SEDIMENTACIÓN DE 90 m/h.

T: 90 m/h	INFLUENTE O AGUA CRUDA						EFLUENTE O AGUA TRATADA					
Valores	SST mg/L	H Hel HH/L	N-T mg/L	P-T mg/L	DQO mg/L	DBO mg/L	SST mg/L	H Hel HH/L	N-T mg/L	P-T mg/L	DQO mg/L	DBO mg/L
Promedio	214.4	29	22.3	5.1	491	SD	48	SD	19.6	1.5	268	SD
Máximo	306	29	29.1	6.4	522		86		20.2	2.37	310	
Mínimo	146	29	17.4	4.4	447		26		19	0.9	223	
Desv. stan	55		4	0.73	30		23		0.8	0.5	29	
Conteo	9	1	6	9	6		8	2	8	6		
<i>Remoción%</i>							<i>78</i>		<i>12.2</i>	<i>71</i>	<i>46</i>	

SD: Sin datos

Los nutrientes examinados, nitrógeno y fósforo específicamente, variaron sus concentraciones en el influente de 17 a 29 mgN-Tot/L y de 4.4 a 6.4 mgP-Tot/L respectivamente, mientras que a la salida del Actiflo® fueron de 19 a 20.2 mgN-Tot/L y de 0.9 a 2.4 mgP-Tot/L, correspondientes a aportaciones de 301kg N-Tot/ha*año y 23.1 kg P-Tot/ha*año. Aporte suficiente en el caso del

nitrógeno pero no así para el fósforo. Para este último nutriente se tuvo una menor remoción con la tasa de 90 m/h, como consecuencia de utilizar una dosis menor de coagulante.

4.1.3. TASA DE SEDIMENTACIÓN DE 100 m/h.

Para esta velocidad de sedimentación la dosis promedio de coagulante utilizada fue de 46 mg/L y al igual que en las tasas anteriores 0.8 mg/L de floculante. No obstante el aumento en la tasa de sedimentación, el incremento en la dosis de coagulante favoreció a la remoción de los sólidos suspendidos del influente (Tabla 4.5). En este periodo de muestreo se registraron valores entre 104 y hasta 3,244 mg/L de concentración de SST, mientras que en el efluente fueron de 2 a 66 mg/L. Los huevos de helmintos llegaron a valores entre 9 y 51 HH/L en el agua cruda y entre 0.2 a 3.0 HH/L a la salida del TPA.

Tabla 4.5. RESULTADOS PARA UNA TASA DE SEDIMENTACIÓN DE 100 m/h.

T: 100 m/h	INFLUENTE O AGUA CRUDA						EFLUENTE O AGUA TRATADA					
Valores	SST Mg/L	H Hel HH/L	N-T mg/L	P-T mg/L	DQO mg/L	DBO mg/L	SST mg/L	H Hel HH/L	N-T mg/L	P-T mg/L	DQO mg/L	DBO mg/L
Promedio	274	20	25	7.4	496	593	23	1.15	21	1.8	226	SD
Máximo	3244	51	40	19.6	1345	610	66	3	29.1	4.9	495	
Mínimo	104	9	16.2	1.6	277	418	2	0.2	8.7	0.5	95	
Desv. stan	291	11.2	4.8	4.8	181	68	8.6	0.8	5.1	1.1	94.3	
Conteo	130	24	28	25	31	6	131	16	26	20	30	
Remoción%							92	94.2	16.1	75.3	54.3	

SD: Sin datos

Por el tipo de cultivos (maíz y forrajes) en la zona de riego (Jiménez, *et al*, 1995), la cantidad de nitrógeno requerido por el suelo es de 40 a 160 kgN-Tot/ha*año (SARH, 1980). El aporte esperado con el efluente del tratamiento físico-químico, sería de 320 kgN-Tot/ha*año, al ir de valores en el influente de 24.8 ± 5 mgN-Tot/L a 20.82 ± 5.1 mgN-Tot/L. En el caso del fósforo éste fue de 1.8 ± 1.1 mg/L, con una aportación de 28 kgP-Tot/ha*año, valor inferior al requerido por el suelo para uso agrícola.

4.1.4. TASA DE SEDIMENTACIÓN DE 120 m/h.

Cuando la planta piloto trabajó a una tasa de 120m/h, la cantidad de sólidos en el influente nuevamente alcanzó valores de 66 y hasta 2 888 mg/L. Contrariamente a lo esperado, en época de lluvias la concentración de los parámetros evaluados no disminuyó. Valores como el del máximo presentado para los sólidos en las tasas de 100, 120, 160 y 180 m/h superiores a los 1 500 mg/L se presentaron en ambas épocas del año. Desgraciadamente al no existir un control sobre las descargas efectuadas al drenaje, es difícil conocer con exactitud la razón de estos valores tan elevados. Hubo ocasiones en que el agua conducida por el Gran Canal del desagüe era desviada al Emisor Central, provocando incrementos en la turbiedad, color, carga orgánica (DQO) y SST; además de un olor mayormente fétido acompañado de un color oscuro en el agua. También,

cuando se reportaron lluvias en la Ciudad de México las concentraciones aumentaban con respecto a los valores promedio.

De los valores mencionados en el influente se llegó a concentraciones a la salida del TPA de 4 a 28.3 mg/L (con una remoción del 93%) (Tabla 4.6). La dosis promedio de coagulante empleado fue de 52 mg/L. El valor de los huevos de helmintos en el influente fue de 20 ± 11 HH/L y en el efluente de 1.26 ± 0.7 , excediendo el límite máximo permisible establecido en la norma mencionada.

Tabla 4.6. RESULTADOS PARA UNA TASA DE SEDIMENTACIÓN DE 120 m/h.

T: 120 m/h	INFLUENTE O AGUA CRUDA						EFLUENTE O AGUA TRATADA					
Valores	SST mg/L	H Hel HH/L	N-T mg/L	P-T mg/L	DQO mg/L	DBO mg/L	SST mg/L	H Hel HH/L	N-T mg/L	P-T mg/L	DQO mg/L	DBO mg/L
Promedio	407	29	19.4	9.4	454	455	28.3	1.26	16	3.4	190	55
Máximo	2888	98	26	18.5	1401	692	63	3.4	24.6	11.2	496	71
Mínimo	66	6	13	0.5	195	268	4	0	7.6	0.02	84	40.5
Desv. stan	399	21.5	3.2	4	202.2	153	13.4	.8	3.8	3.6	73.3	9.6
Conteo	150	30	37	38	106	13	149	35	33	36	110	14
Remoción%							93	96	17.4	64	58	88

A pesar de las concentraciones tan elevadas de sólidos suspendidos que llegaron a presentarse en el agua cruda, éstas no venían asociadas con incrementos en la cantidad de nutrientes en el agua, en el influente éstas variaron de 13 a 26.3 mg N-Tot/L y de 0.52 a 9.42 mg P-Tot/L. La remoción del Nitrógeno total fue del 17.4% al llegar a valores en el efluente de 16 ± 3.8 mg N-Tot/L, equivalente a 266 kg N-Tot/ha*año como contribución nutritiva al terreno, siendo este valor suficiente para los cultivos de la zona a pesar de ser inferior a los reportados en los efluentes de un tratamiento secundario (de 20 a 60 mg/L, según Stuart y Asano, 1988). La concentración final de fósforo total a esta velocidad de sedimentación se incrementó con respecto a los efluentes de las tasas precedentes. Se obtuvo una remoción del 64% al pasar de 9.4 ± 4 mg P-Tot/L en el agua cruda a 3.38 ± 3.5 mg P-Tot/L después del TPA, con un aporte probable de 52 kg P-Tot/ha*año, superando el valor requerido de 40 kg P-Tot/ha*año por el suelo de la zona de estudio (SARH, 1980). A diferencia del nitrógeno, un valor en exceso de fósforo no ocasiona problemas en el terreno ya que éste lo almacena (Stuart y Asano, 1988), no obstante es conveniente darle un seguimiento para la correcta fertilización del suelo.

4.1.5. TASA DE SEDIMENTACIÓN DE 130 m/h.

Para esta velocidad de sedimentación se dosificó nuevamente una menor cantidad de coagulante, teniendo un valor promedio de 36 mg/L. Hasta esta tasa la dosificación del floculante se conservó en 0.8 mg/L. La variación en la concentración de sólidos en el influente para este periodo no fue elevada (Tabla 4.7), de valores de 144 a 268 mg/L en el agua cruda, pasó a 25 ± 8 mg/l en el efluente. Los huevos de helmintos tuvieron valores de 16 a 22 HH/L y sólo se procesó una muestra en el efluente, con una concentración de 0.8 HH/L.

Tabla 4.7. RESULTADOS PARA UNA TASA DE SEDIMENTACIÓN DE 130 m/h.

T: 130 m/h	INFLUENTE O AGUA CRUDA						EFLUENTE O AGUA TRATADA					
Valores	SST mg/L	H Hel HH/L	N-T mg/L	P-T mg/L	DQO mg/L	DBO mg/L	SST mg/L	H Hel HH/L	N-T mg/L	P-T mg/L	DQO mg/L	DBO mg/L
Promedio	209	19	26	7.2	545	SD	25	0.8	22.1	4.6	252	SD
Máximo	268	22	29	11.7	684		35	0.8	23.5	8.11	296	
Mínimo	144	16	23.2	3.1	482		13	0.8	19.6	2.7	219	
Desv. stan	38	3	2.1	3.1	75.4		6.7		1.6	2.2	33	
Conteo	11	3	6	5	6		10	1	5	5	6	
<i>Remoción%</i>							<i>88</i>	<i>96</i>	<i>14.3</i>	<i>37</i>	<i>54</i>	

SD: Sin datos

Para esta velocidad de sedimentación se obtuvo la mayor concentración de fósforo en el efluente con 4.6 ± 2.2 mg P-Tot/L partiendo de valores en el influente de 3.1 a 12 mg P-Tot/L. Los valores en el efluente de un tratamiento secundario varían de 6 a 15 mg/L (Stuart y Asano, 1988), rango no alcanzado por este valor máximo. Se observan por lo tanto remociones más elevadas que las registradas en la literatura. Los valores de nitrógeno en el agua cruda fueron de 23 a 29 mg N-Tot/L; con una remoción del 14.3% se llegaron a valores de 22.1 ± 1.6 mg N-Tot/L a la salida del Actiflo®. Esta concentración también fue la más elevada durante toda la investigación, y es equivalente a una aportación de 339.5 kg N-Tot/ha*año, siendo mayor a lo demandado por los cultivos de la región. Pero, a diferencia del fósforo, un valor excesivo de este nutriente puede afectar el crecimiento de las plantas al obstruir su maduración (Stuart y Asano, 1988), por lo que es recomendable llevar un control de las cantidades que son depositadas en el suelo.

4.1.6. TASA DE SEDIMENTACIÓN DE 160 m/h.

Al trabajar la planta piloto con esta velocidad en el sedimentador, se incrementó la dosis de floculante a la unidad y del coagulante a 60 mg/L. Los valores de sólidos en el influente variaron de 192 a 1 468 mg/L mientras que a la salida del proceso fueron de 20 ± 10.5 mg/L (Tabla 4.8). Los helmintos presentaron, bajo estas condiciones de operación, valores menores a 1 HH/L en el efluente, de 0.7 ± 0.12 HH/L; con valores a la entrada de 18 a 30 HH/L.

Tabla 4.8. RESULTADOS PARA UNA TASA DE SEDIMENTACIÓN DE 160 m/h.

T: 160 m/h	INFLUENTE O AGUA CRUDA						EFLUENTE O AGUA TRATADA					
Valores	SST mg/L	H Hel HH/L	N-T mg/L	P-T mg/L	DQO mg/L	DBO mg/L	SST mg/L	H Hel HH/L	N-T mg/L	P-T mg/L	DQO mg/L	DBO mg/L
Promedio	403	23.3	14.6	6.1	460	484	20	0.7	12.8	1.1	187	57.2
Máximo	1468	30	15.7	6.6	601	687	47	0.8	16	1.9	368	77.2
Mínimo	192	18	13.4	5.64	296	325	2	0.6	10.6	0.4	106	42.3
Desv. stan	256	5.1	1.6	0.7	97	151	10.5	0.1	2.4	0.7	64	15.8
Conteo	23	4	2	2	15	4	23	4	5	5	16	4
<i>Remoción%</i>							<i>95</i>	<i>97</i>	<i>11.6</i>	<i>82</i>	<i>59.3</i>	<i>88.2</i>

Con respecto a los nutrientes en estudio, el fósforo tuvo una remoción elevada (del 82%) como consecuencia probable del incremento en la dosis de coagulante (Sedlak, 1991). De valores en el influente de 6.12 ± 0.7 mg P-Tot/L se llegó a 1.1 ± 0.7 mg P-Tot/L a la salida del TPA. El nitrógeno en el agua cruda tuvo valores de 14.6 ± 1.6 mg N-Tot/L y a la salida del proceso de 12.8 ± 2.4 mg N-Tot/L, con una remoción del 11.6%, la menor durante el seguimiento del sistema. Las aportaciones correspondientes a estas cantidades son de 16.7 kg P-Tot/ha*año de fósforo total y 197.7 kg N-Tot/ha*año de nitrógeno total. Contribución insuficiente en el caso del fósforo, pero no así con el nitrógeno, de acuerdo a lo requerido por el suelo para su fertilización (SARH, 1980).

4.1.7. TASA DE SEDIMENTACIÓN DE 180 m/h.

La dosis de coagulante empleada fue de 60 mg/L y 1 mg/L de floculante. Por razones de diseño de la planta piloto esta tasa era cercana al límite permisible; a pesar de ello, el funcionamiento fue semejante al de las anteriores (Tabla 4.9). Los sólidos variaron en el influente de 130 a 1 566 mg/L con un valor promedio después del TPA de 22 ± 13 mg/L; la remoción obtenida fue del 95.2 %. El valor promedio de los huevos de helminto en el efluente fue de 0.9 ± 0.6 HH/L, con valores en la entrada de 26 ± 11 HH/L y una remoción del 96.5 %, pero con un valor máximo de 2.4 HH/L que indica la necesidad de un proceso adicional, como la filtración (Jiménez, et al, 1995), para controlar esos valores que rebasan lo permisible de acuerdo a lo establecido en la norma de referencia, y al uso para riego restringido que tendrá el agua tratada.

En este periodo de muestreo se tuvo la menor concentración de nitrógeno en el agua cruda, con valores de 13.4 ± 3 mg N-Tot/L. El proceso mantuvo su remoción con respecto a este nutriente, alcanzándose valores a la salida de 11.4 ± 3.3 mg N-Tot/L. La remoción del fósforo fue igual al de la

Tabla 4.9. RESULTADOS PARA UNA TASA DE SEDIMENTACIÓN DE 180 m/h.

T: 180 m/h	INFLUENTE O AGUA CRUDA						EFLUENTE O AGUA TRATADA					
Valores	SST mg/L	H Hel HH/L	N-T mg/L	P-T mg/L	DQO mg/L	DBO mg/L	SST mg/L	H Hel HH/L	N-T mg/L	P-T mg/L	DQO mg/L	DBO mg/L
Promedio	479	26	13.4	9.5	392	388	22	0.9	11.4	1.7	171	68
Máximo	1566	53	17.4	16.7	902	587	56	2.4	15.7	5.4	398	104
Mínimo	130	9	5.3	3.9	168	267	3	0.2	4.5	0.3	59	45
Desv. stan	341	11	3.3	28	123	88	13	0.6	3.3	1.4	70	14
Conteo	69	17	24	24	67	17	68	16	24	24	67	16
Remoción%							95.2	96.5	14.9	82.1	56.4	81.6

tasa anterior, pero como la concentración inicial fue mayor (de 9.5 ± 2.8 mg P-Tot/L), se tuvieron valores a la salida de 1.7 ± 1.4 mg P-Tot/L. En términos de contribución de nutrientes al suelo esta sería de 175 kg N-Tot/ha*año y 25.7 kg P-Tot/ha*año, siendo deficiente en el caso del fósforo según los requerimientos ya mencionados.

4.1.8. TASA DE SEDIMENTACIÓN DE 200 m/h.

Se probó una velocidad más elevada en la planta piloto para observar su funcionamiento. El periodo fue corto y los muestreos escasos, ya que se estaba rebasando la velocidad de diseño del piloto. La dosis de floculante se aumentó a 1.2 mg/L y se conservó en 60 mg/L del coagulante. En esta etapa los sólidos suspendidos en el influente estuvieron en valores medios, ya que sin la presencia de algún valor por arriba de los 1000 mg/L, como en las tasas anteriores, el promedio fue de 426 ± 98 mg/L (Tabla 4.10). Con una remoción del 93 % se llegó a un valor medio en el efluente de 31 ± 14.4 mg/L, siendo éste el segundo valor más alto después del obtenido con la tasa de 90 m/h y la menor dosis de coagulante.

Tabla 4.10. RESULTADOS PARA UNA TASA DE SEDIMENTACIÓN DE 200 m/h.

T: 200 m/h	INFLUENTE O AGUA CRUDA						EFLUENTE O AGUA TRATADA					
Valores	SST	HH	N-T	P-T	DQO	DBO	SST	HH	N-T	P-T	DQO	DBO
	mg/L	HH/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	HH/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Promedio	426	46	16.2	5.7	SD	SD	31	0.8	10.6	1.6	SD	SD
Máximo	546	46	16.2	5.7			42	0.8	10.6	1.6		
Mínimo	276	46	16.2	5.7			2	0.8	10.6	1.6		
Desv. stan	98.3						14.4					
Conteo	7	1	1	1			7	1	1	1		
Remoción%							93	98.3	34.5	72		

De la determinación realizada de helmintos, se obtiene una remoción del 98.3%, al ir de una concentración inicial de 46 HH/L (valor elevado) a 0.8 HH/L a la salida del TPA. El nitrógeno en esta velocidad sufrió la mayor remoción (del 34%), desplazándose del promedio general (de 15.8) presente en el resto de las tasas. De un valor de 16.24 mg N-Tot/L a la entrada, se conservaron 10.6 mg N-Tot/L después del tratamiento, siendo ésta, no obstante, una concentración adecuada para el aporte de nutrientes (163.5 kg N-Tot/ha*año). Con respecto a este parámetro se observa una disminución en su concentración final a partir de la tasa de 160 m/h, sin ser nunca inferior a las necesidades del suelo. El aporte del fósforo total (24.6 kg P-Tot/ha*año) sería nuevamente inferior a lo demandado, a pesar de una disminución de la remoción al 72% (de 5.7 a 16 mg P-Tot/L).

4.1.9. TASA DE SEDIMENTACIÓN CON MEJOR DESEMPEÑO.

Después de observar el funcionamiento de la planta piloto para cada una de las velocidades de sedimentación trabajadas, puede señalarse que el mejor desempeño lo tuvo a las tasas de 120 m/h y 180 m/h, cada una con dosis de coagulante y floculante de 52 mg/L con 0.8 mg/L de polímero y de 60 mg/L con 0.9 mg/L de floculante, respectivamente Tabla 4.11.

Tabla 4.11. RESUMEN TASAS DE OPERACIÓN EVALUADAS CON EL SISTEMA ACTIFLO®

Tasa operación m/h	Dosis de AISO4 mg/L	Dosis floculante mg/L	Remoción SST (%)	Promedio SST mg/L	Remoción HH (%)	Promedio HH HH/L	Promedio P-Tot mg/L	Aportación P-Tot kg/ha*año	Promedio N-Tot mg/L	Promedio N-Tot kg/ha*año
60	50	0.8	90%	21.4	91%	1.8	0.44	6.15	SD	SD
90	26	0.8	78%	48	SD	SD	1.5	23.1	19.6	301
100	46	0.8	92%	23	94%	1.15	1.8	28	21	320
120	52	0.8	93%	28.3	96%	1.26	3.4	52	16	266
130	36	0.8	88%	25	96%	0.8	4.6		22.1	339.5
160	60	1	95%	20	97%	0.7	1.1	16.7	12.8	197.7
180	60	1	95%	22	97%	0.9	1.7	25.7	11.4	175
200	60	1.2	93%	31	98%	0.8	1.6	24.6	10.6	163.5
Valor requerido del nutriente*								40		40 - 160

* De acuerdo a los cultivos de la zona

La remoción de sólidos fue superior al 90%, no obstante la presencia en ambos casos de concentraciones superiores a los 1500 mg/L de sólidos en el influente, obteniéndose a la salida del proceso valores inferiores a los 30 mg/L.

En la NOM-001-SEMARNAT--96 se determinó como indicador para el control de los parásitos la presencia de los huevos de helmintos en el agua, señalando como límite máximo permisible para las descargas vertidas al suelo (uso en riego agrícola) la concentración de 1HH/L para riego restringido; definido éste en la misma norma como la actividad de siembra y cosecha de productos agrícolas con excepción de legumbres y verduras que se consuman crudas. De acuerdo con ello y tomando en cuenta el uso como agua para riego agrícola que se dará al efluente del proceso, la tasa de 180 m/h es la que obtuvo un valor promedio por debajo de este límite (0.9 ± 0.6 HH/L), Sin embargo se reporta un valor máximo de 2.4 HH/L. El valor medio a la tasa de 120 m/h (1.26 ± 0.8 HH/L) rebasa el límite y se tiene un máximo de 3.4 HH/L. Se observa por lo tanto, que a pesar del buen funcionamiento de proceso es necesario complementarlo con otro sistema que garantice la correcta remoción de este parámetro.

Con respecto a los nutrientes estudiados (nitrógeno y fósforo) y considerando las demandas específicas para los cultivos de la zona (de 40 a 160 N-Tot/ha*año y 40 kg P-Tot/ha*año) resulta que las concentraciones (convertidas en aportaciones) que las cubren sin ningún problema son las obtenidas con la tasa de 120 m/h (266 kg N-Tot/ha*año y 52 kg P-Tot/ha*año) (Tabla 4.11). Con la velocidad de sedimentación de 180 m/h, la concentración final de fósforo no es suficiente (25.7 kg P-Tot/ha*año) mientras que la del nitrógeno es adecuada (175 kg N-Tot/ha*año). Recordando que cantidades en exceso de nitrógeno en el terreno pueden afectar al crecimiento de las plantas, es mejor tener un control sobre el nitrógeno y estudiar la manera de que con el proceso no se remueva tanto el fósforo. Y es que al estudiar las condiciones en que se lleva a cabo el proceso, dosis de coagulante y pH entre 6.5 y 7.5, se observa que son favorables para su remoción (Sedlak, 1991).

4.1.10. EVALUACIÓN GENERAL DEL PROCESO.

Al estudiar de forma general el proceso (Tabla 4.12), se observa que las remociones obtenidas con este TPA de floculación lastrada, fueron mayores a las reportadas en la literatura para un TPA convencional (Shao *et al*, 1993). En el caso de los sólidos suspendidos la remoción de este parámetro fue del 92.6 % (de 361±342 a 27±16 mg/L) en promedio, contra un 75 u 80% reportado, inclusive en las etapas en que se presentaron las concentraciones más elevadas de los sólidos en el influente. Este comportamiento se muestra en la Figura 4.1 donde aparecen la totalidad de las muestras durante el seguimiento de la planta piloto. En el **Anexo A** se presenta la base de datos completa.

Tabla 4.12. RESULTADOS GENERALES DEL INFLUENTE Y EFLUENTE DEL PROCESO ACTIFLO®

Parámetro	Unidad	INFLUENTE O AGUA CRUDA					EFLUENTE O AGUA TRATADA					Rem. %
		Promedio	Máximo	Mínimo	Desv. Stand	Conteo	Promedio	Máximo	Mínimo	Desv. Stand	Conteo	
SST	mg/L	361,3	3244	66	341,6	446	25,9	86	2	13,9	439	92,8
SSV	mg/L	180,9	1143	28	129,7	421	18,1	57	0	9,8	419	90,0
STT	mg/L	1187,9	2880	612	380,0	79	821,9	1236	82	148,5	82	30,8
Hu Hel	HH/L	24,8	98	6	15,5	87	1,1	3,4	0	0,7	80	95,4
Col. fec.	NMP/100	8,0E+08	2,1E+09	1,6E+08	5,2E+08	38	1,5E+08	4,1E+08	1,4E+07	1,28E+08	36	
N-Tot	mg/L	19,7	29,2	5,32	5,3	106	16,6	29,1	4,5	5,5	102	15,8
N-NH4	mg/L	17,8	28,56	4,48	4,9	106	15,3	26,3	3,2	5,3	102	14,3
P-Tot	mg/L	8,3	19,56	0,52	4,1	104	2,4	11,2	0,02	2,6	100	71,3
DQOt	mg/L	448,7	1401	168	167,4	250	192,7	496	59	74,2	253	57,1
DQOs	mg/L	209,0	438	62	70,4	208	150,8	475	35	55,9	212	27,8
Turb	UTN	275,2	2298	61	211,4	429	20,7	74	2	10,7	412	92,5
Color	Pt-Co	1064,8	5730	145	718,8	294	107,1	1687,1	10	102,7	300	89,9
pH		7,2	7,9	5,9	0,3	230	7,0	7,7	6,1	0,2	257	
Temperatura	°C	20,9	26,7	14,5	2,2	226	20,5	26,3	7,1	2,3	231	
Conductividad	ms/cm	1193,9	1661	635	218,1	231	1212,5	1722	544	218,2	231	
Trans	%	5,2	11	0	2,2	38	27,7	45	12	7,6	38	
DBOt	mg/L	449,4	691,6	32	115,1	32	61,2	103,8	33	14,1	33	86,4
DBOs	mg/L	311,4	398	12	77,0	12	61,5	72,4	6	7,4	6	80,2
Sulfatos	mg/L	177,1	601,3	59	88,0	59	137,1	326	45,7	51,4	63	22,6
Sulfuros	mg/L	5,8	24	0	4,4	69	1,2	4	0	0,8	63	78,4

La carga orgánica evaluada como DQO tuvo una remoción del 57 % (de 448.7 ± 167.4 a 192.7± 74.2 mg/L), superior al rango de 30 a 40% esperado pero, sin igualar los valores del 85% ó 90% que se obtendrían con procesos como los lodos activados o las lagunas de estabilización, respectivamente (Jimenez, 1995). La DQO de un agua residual suele ser mayor que su correspondiente DBO; para aguas residuales domésticas brutas típicas, el cociente DBO₅/DQO se encuentra en un intervalo de 0.4 a 0.8 (Metcalf, 1991). En la investigación realizada los valores determinados de BDO fueron muy próximos a los de DQO, pero por la diferencia en el número de muestras realizadas no se llegó a una relación entre ambos parámetros.

En la Figura 4.2 se muestra el comportamiento de este parámetro a lo largo de todo el muestreo, tanto en el agua cruda como en el efluente del proceso.

**Figura 4.1. ELIMINACIÓN DE SÓLIDOS A LA SALIDA DEL TPA
(Total de muestras analizadas)**

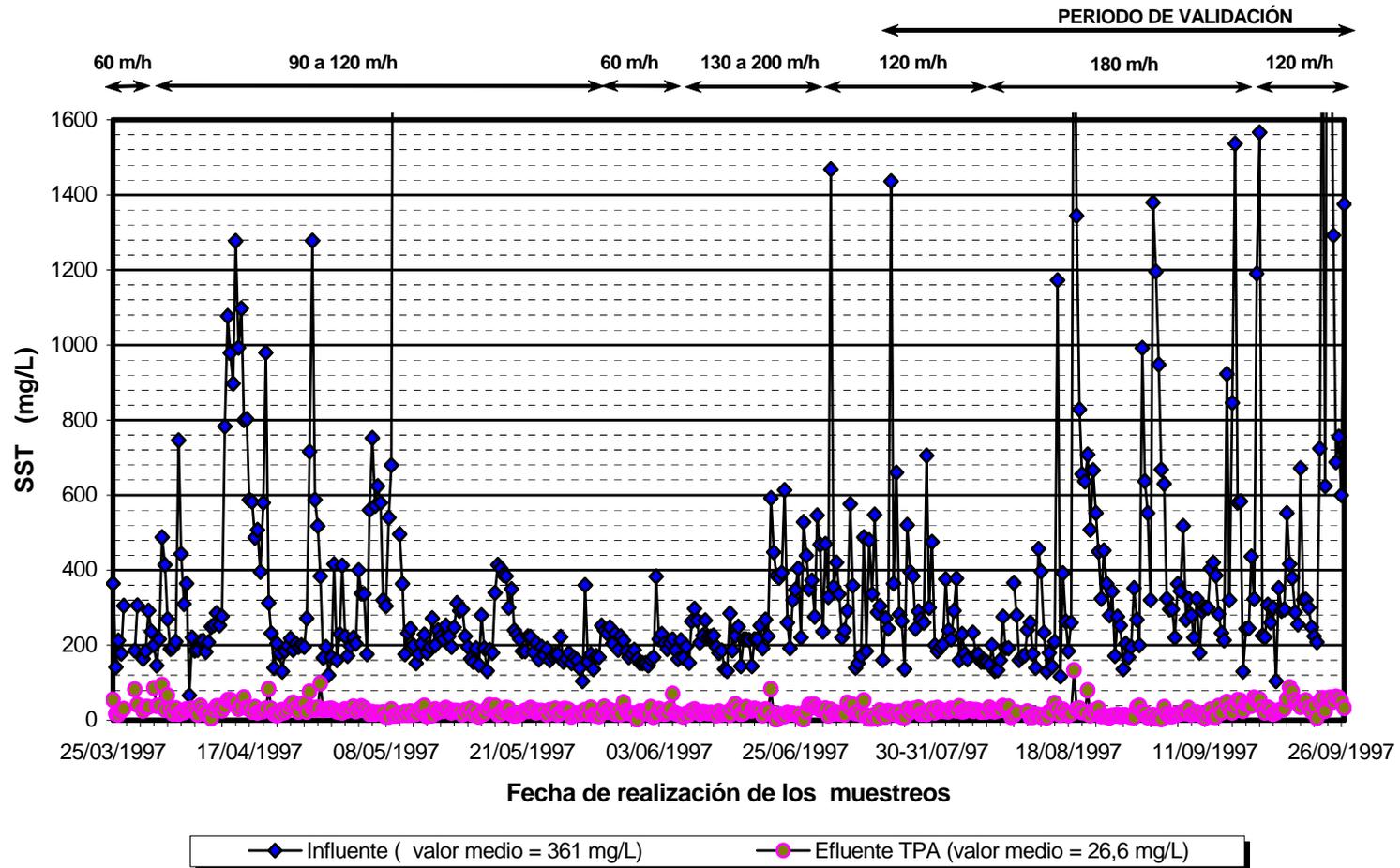
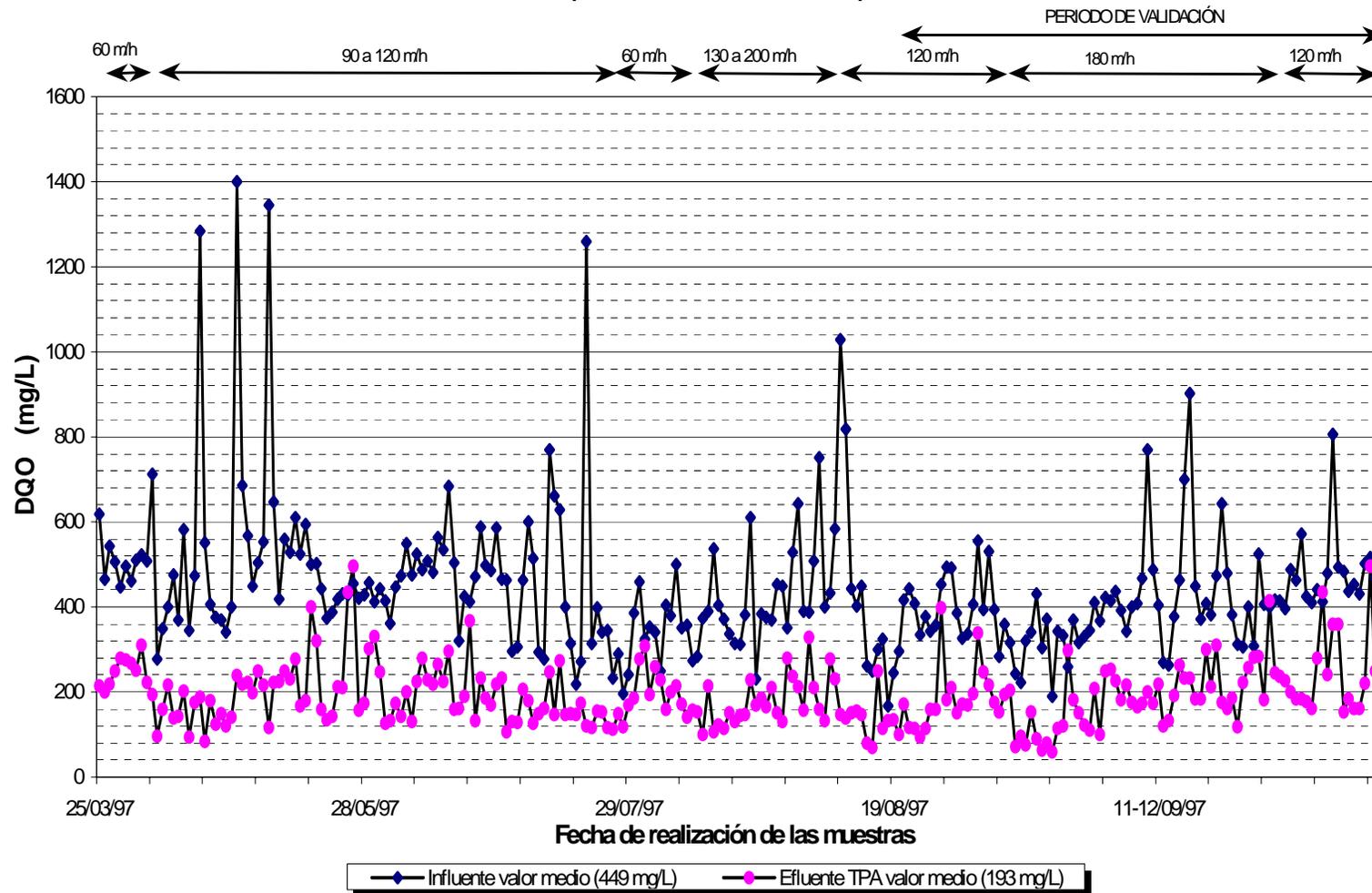


Figura 4.2. ELIMINACIÓN DE LA DQO A LA SALIDA DEL TPA ACTIFLO
(Total de muestras analizadas)



Con respecto a los huevos de helminto, su concentración en el agua cruda fue de 6 a 98 HH/L y en el efluente de 0 a 3.4 HH/L, con un valor promedio de 1.2 HH/L. Comparando este valor con el establecido en la norma mencionada se observa, al igual que en el análisis por tasas realizado, que el TPA no es suficiente para la correcta eliminación de los HH ya que su efluente excede el valor límite de 1 HH/L establecido para el control de los parásitos en el agua. Confirmándose de esta manera la necesidad de un sistema complementario que refuerce al tratamiento físico-químico. En esta investigación se utilizó un filtro de arena como continuación del tratamiento. En la Figura 4.3 se presenta la gráfica con los valores de huevos de helmintos en el agua cruda y a la salida del Actiflo®, observándose el buen comportamiento del proceso ante la variabilidad de la concentración de este parámetro en el agua cruda y como los valores en el efluente del TPA quedan en su mayoría debajo del valor de 2HH/L

Por otro lado, el contenido total de nitrógeno en un agua residual municipal, después de un tratamiento secundario, oscila entre 20 y 60 mg N-Tot /L (según Stuart y Asano, 1988). Los valores obtenidos en este estudio estuvieron en un rango inferior (Figura 4.4). En la investigación realizada los datos oscilaron entre 4.5 y 29.1 mg N-Tot /L, con valores en el agua cruda entre 5.3 y 29.2 mg N-Tot /L. En términos de remoción ésta fue superior a la esperada, ya que de valores obtenidos en pruebas de jarras del 1% (Jiménez *et al*, 1995) se llegó a un valor de 15.8%, con la variación de valores ya citada. Pero, lo importante es conocer en términos de aportación al suelo los valores obtenidos. Calculando ésta se tiene un valor de 243 kg N-Tot/ha*año, suficiente para las demandas de 40 a 160 kg N-Tot/ha*año de la zona. Recordando que esta no sería la aportación final ya que se incluyó la filtración y debe entonces analizarse su efluente en estos términos para conocer las remociones finales de los nutrientes. El fósforo, otro elemento nutritivo requerido para el desarrollo de las plantas, registró concentraciones en el influente de 0.52 a 19.56 mg P-Tot /L y en efluente de 0.02 a 11.2 mg P-Tot/L (Figura 4.5). La remoción del fósforo total con este proceso fue elevada (del orden del 72%). Esto debido quizá a las dosis de coagulante empleadas, ya que valores reportados en plantas de tratamiento que trabajan con este mismo sistema pero aplicando dosis menores (30 mg/L), reportan remociones del 30%. La aportación calculada con su valor promedio es de 37 kg P-Tot/ha*año para demandas de 40 kg P-Tot/ha*año. Se observa una insuficiencia de este nutriente en el efluente del TPA. Por lo que el proceso debe ajustarse para disminuir las remociones de este nutriente indispensable en el desarrollo de las plantas.

Figura 4.3. ELIMINACIÓN DE HUEVOS DE HELMINTO A LA SALIDA DEL TPA
(Total de muestras analizadas)

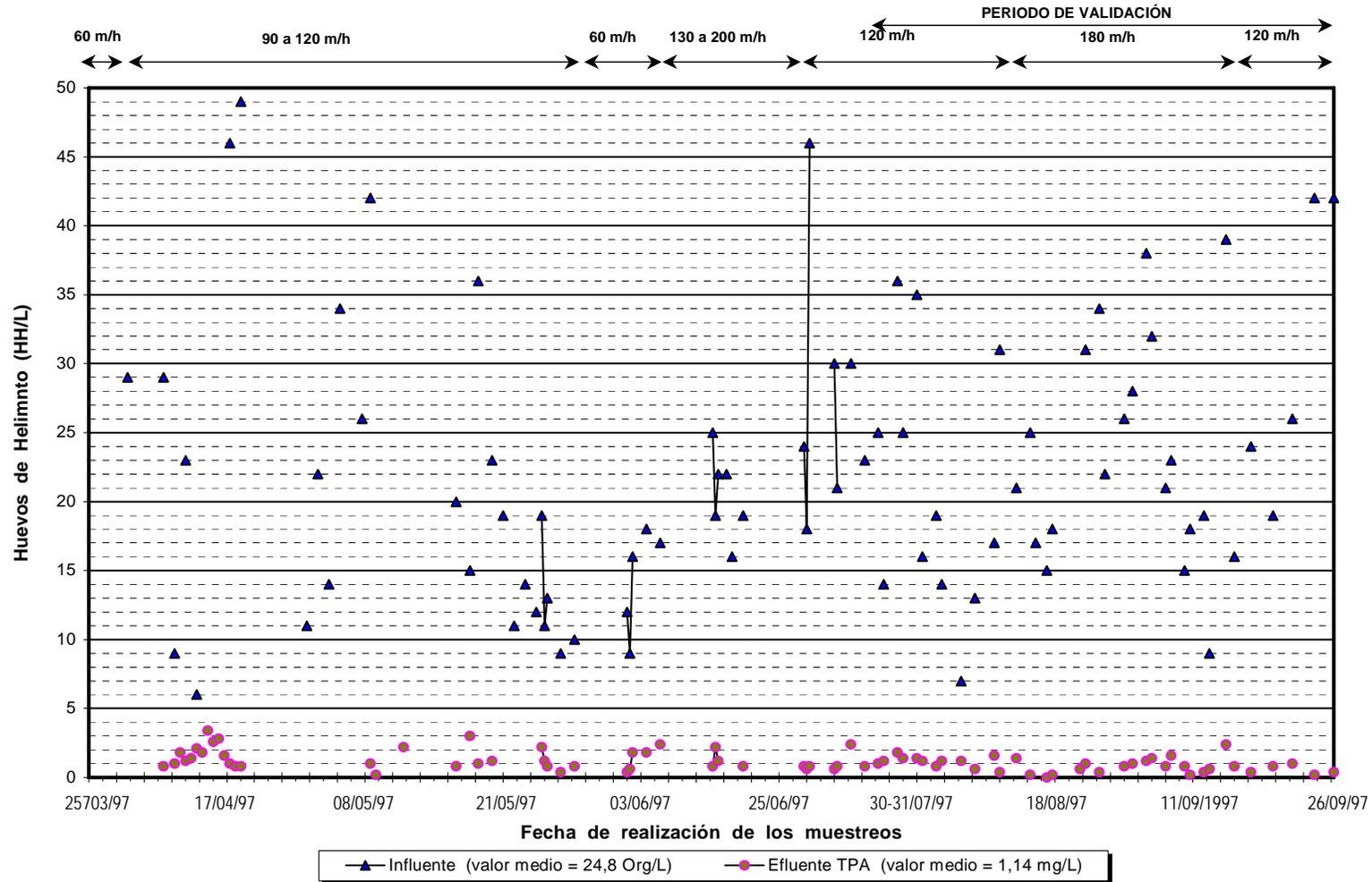


Figura 4.4. ELIMINACIÓN DE N-Tot A LA SALIDA DEL TPA ACTIFLO
(Total de muestras analizadas)

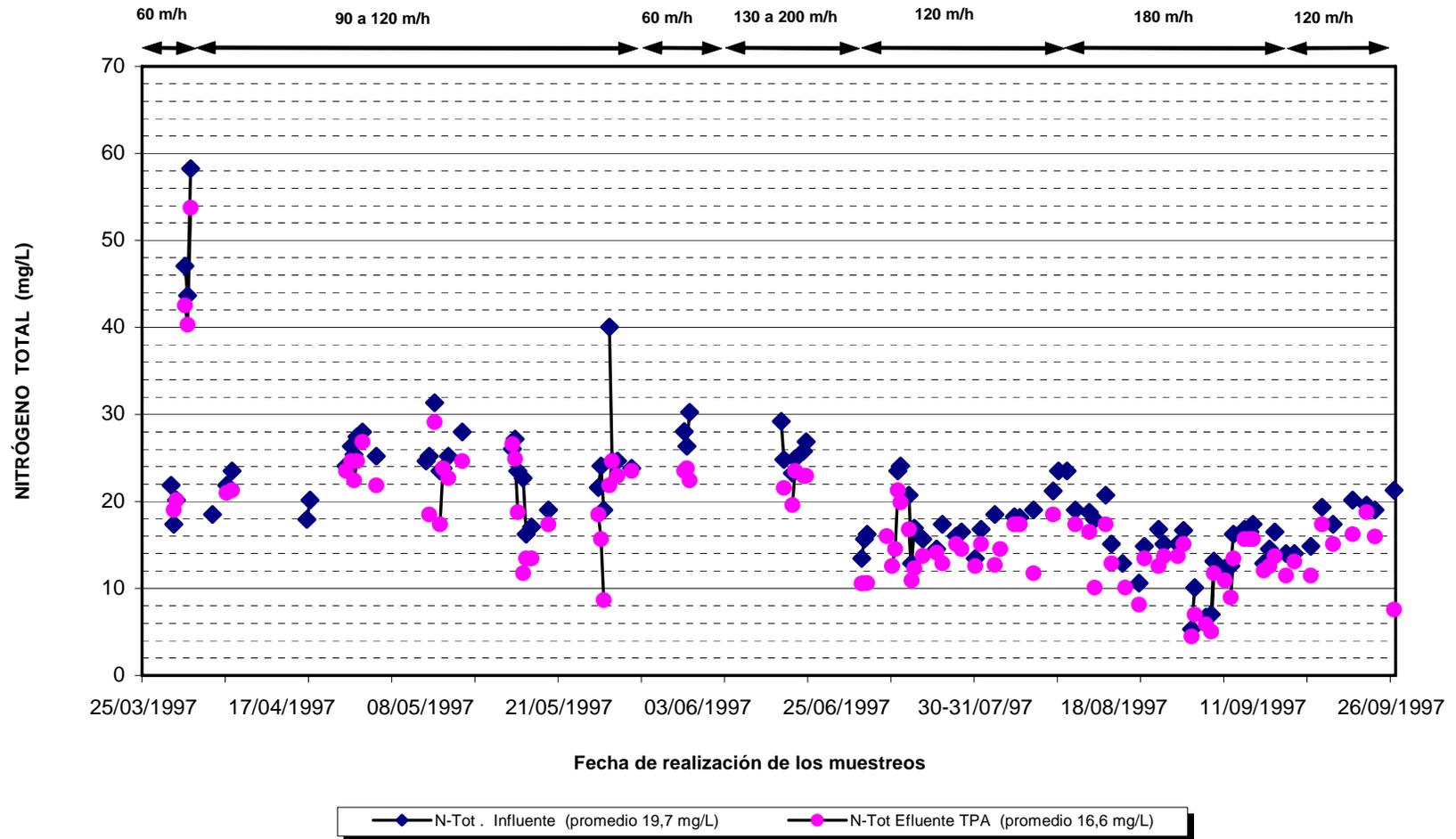
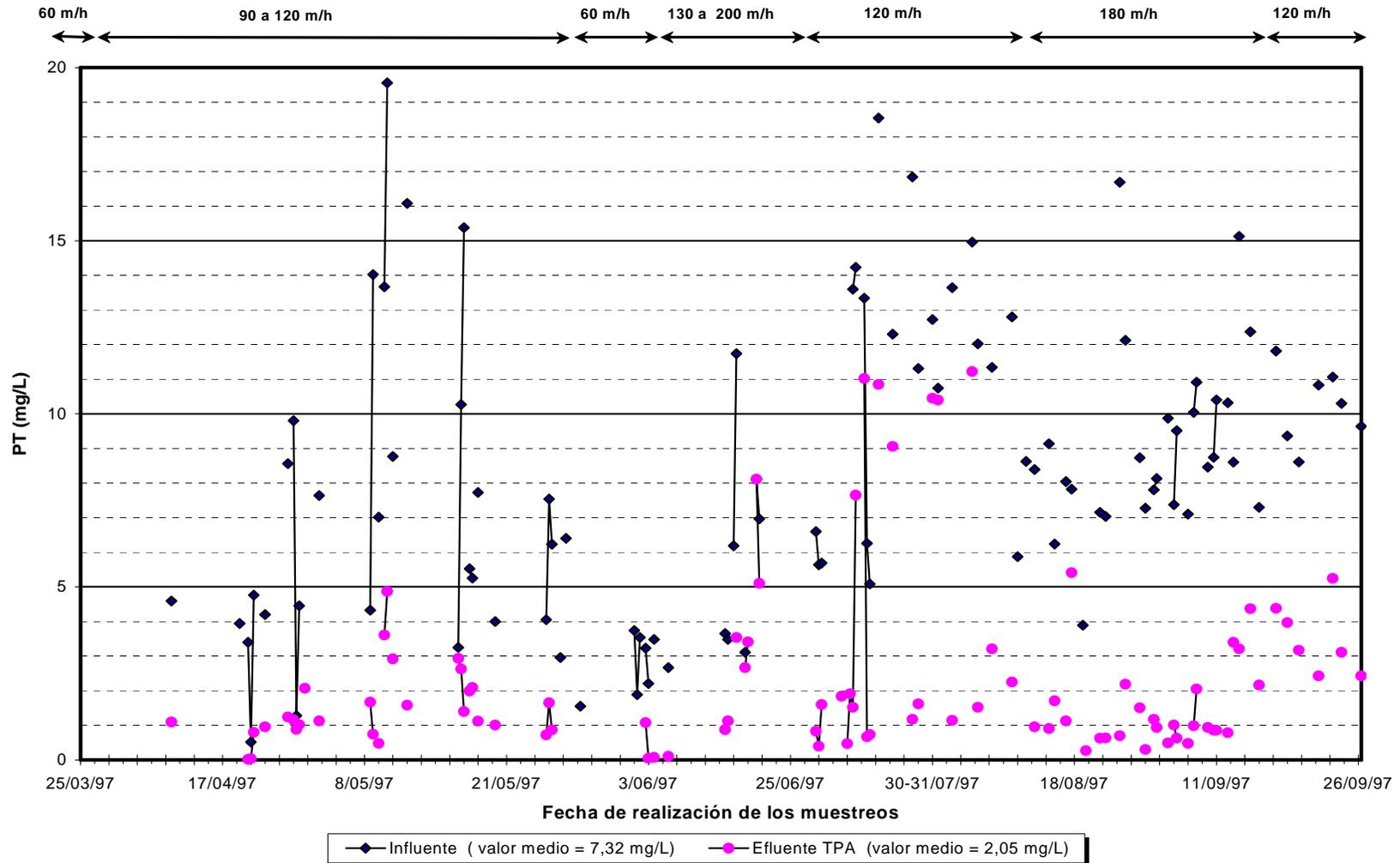


Figura 4.5. ELIMINACIÓN DEL FÓSFORO TOTAL A LA SALIDA DEL TPA ACTIFLO
(Total de muestras analizadas)



4.2. ESTUDIO DE ARRANQUE.

La estabilización de un proceso de tratamiento de aguas residuales es un aspecto importante que debe ser considerado como un elemento más dentro del sistema empleado para la depuración, y por lo tanto, incluirse en su estudio. Al hablar de estabilización de un proceso se hace referencia al tiempo requerido por éste para amortiguar cambios repentinos ya sea en el gasto suministrado, en la concentración de los elementos presentes en el agua cruda, o ante eventos inesperados como una suspensión repentina en el suministro de alguna de las sustancias químicas utilizados o simplemente en la puesta en marcha.

Al estudiar las aguas procedentes del Valle de México, la importancia de este análisis se confirma debido a las variaciones en la calidad del agua cruda. En el caso del sistema ACTIFLO®, se estudiaron cuatro tipos de arranque para conocer la respuesta del proceso y determinar el tiempo en que se lograba su estabilización. Los parámetros de control para este estudio fueron la concentración de los sólidos suspendidos y de la turbiedad con respecto al tiempo transcurrido a partir de las condiciones de arranque (T_0). Para lo cual se tomaron muestras a cada 5 ó 10 minutos teniendo como referencia el T_0 . En los tres primeros casos se establecieron como condiciones de operación de la planta un gasto de entrada al piloto de 120 m³/h y una dosis de 60 mg/L de sulfato de aluminio.

4.2.1. PRIMER ARRANQUE.

Para el primer arranque (Figuras 4.6 y 4.7) con un T_0 : Q=120 m³/h y 60 mg/L de sulfato de aluminio (puesta en marcha normal del sistema), se observa que en 5 min, de un valor inicial en el influente de 270 mg/L, se llega a una concentración de sólidos de 37 mg/L (Remoción del 86.3%) en el efluente del proceso. El muestreo se detiene a los 50 min con una concentración promedio de 35 mg/L de SST y 8.39 UTN de turbiedad, siendo el valor de los sólidos muy cercano al obtenido en los primeros minutos. En la Figura 4.6 aparece también la curva correspondiente a las remociones logradas. Con el valor promedio registrado, la remoción alcanzada en el periodo fue del 87 %, siendo este valor muy cercano al registrado durante todo el seguimiento del piloto y obtenido en los primeros cinco o diez minutos de la puesta en marcha del proceso.

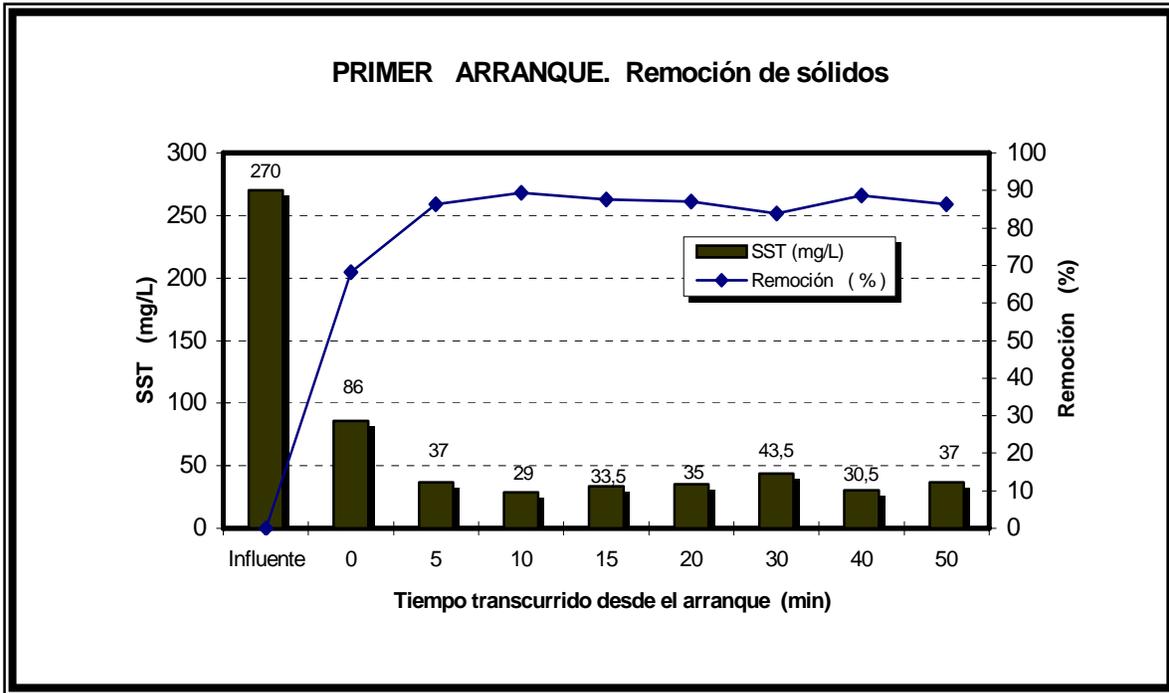


Figura 4.6. REMOCIÓN DE LOS SÓLIDOS SUSPENDIDOS CON RESPECTO AL TIEMPO EN EL PRIMER ARRANQUE

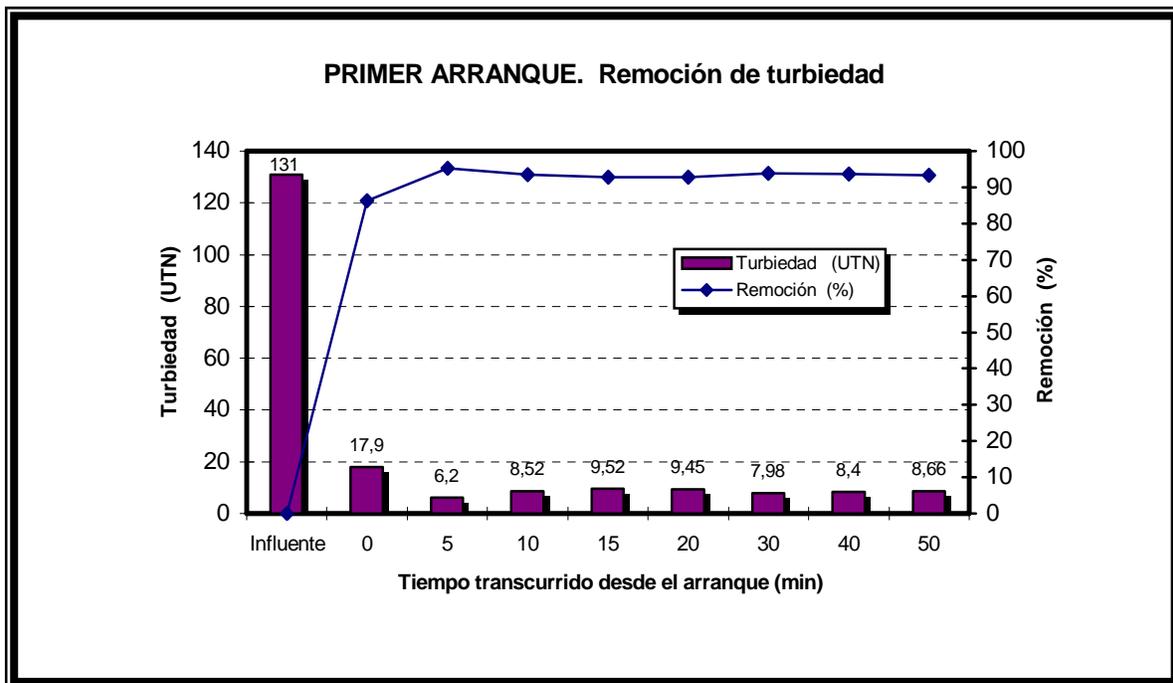


Figura 4.7. REMOCIÓN DE LA TURBIEDAD CON RESPECTO AL TIEMPO EN EL PRIMER ARRANQUE

4.2.2. SEGUNDO ARRANQUE.

Las condiciones iniciales del segundo arranque se dan al tener la planta en funcionamiento (pasando por ella agua cruda) con $Q=120\text{m}^3/\text{h}$ y al añadir las dosis de coagulante y floculante seleccionadas. Transcurren 5 min y se colecta la primer muestra. Como podía preverse, la estabilización fue más lenta (Figuras 4.8 y 4.9), debido al tiempo que tardan las sustancias químicas en alcanzar un mezclado más homogéneo y tener contacto con toda el agua. A los 5 min se ha logrado una remoción del 63%; al pasar de una concentración en el agua cruda de 210 mg/L a 77.5 mg/L a la salida del proceso. Para el minuto 10 ésta se incrementa al 73% en los sólidos (al llegar a 54 mg/L en el efluente) y a 92% en la turbiedad (de 134 a 11.1 UTN). Con el mismo tiempo de muestreo, el promedio de los sólidos (53 mg/L) fue mayor que en el primer arranque, lográndose una remoción final del 74.3 %, concluyéndose que bajo estas condiciones de arranque el proceso necesita de un periodo mayor de tiempo para alcanzar las remociones y las concentraciones registradas durante el monitoreo de la planta piloto.

4.2.3. TERCER ARRANQUE

Un tercer arranque se inició con un gasto de $40\text{ m}^3/\text{h}$ y una dosis de coagulante de 60 mg/L suministrada al agua. El gasto se fue incrementando hasta alcanzar el valor de $120\text{ m}^3/\text{h}$ y después de 5 min se tomó la primera muestra. Al tiempo cero la concentración de sólidos era de 36 mg/L, al aumentar el gasto 3 veces su valor, el proceso lo reciente y, como se observa en la Figura 4.10, los sólidos se elevan en los minutos siguientes superando los 50 mg/L. Sin embargo, después de un periodo de 15 minutos la tendencia nuevamente es decreciente. Al final del periodo de muestreo se tuvo un valor de 42 mg/L y una remoción del 82.5%. Para la completa estabilización del sistema hizo falta tiempo, aproximadamente 10 ó 15 minutos (50 ó 55 minutos en total) para llegar a valores más bajos en los sólidos y lograr las remociones normales del sistema.

Cabe hacer notar que el incremento del gasto fue de un 300%, mientras que los sólidos sólo aumentaron en un 50%. Se observa, por lo tanto, la favorable respuesta del sistema ante un incremento brusco en el gasto sin la presencia de un tanque de regulación previo.

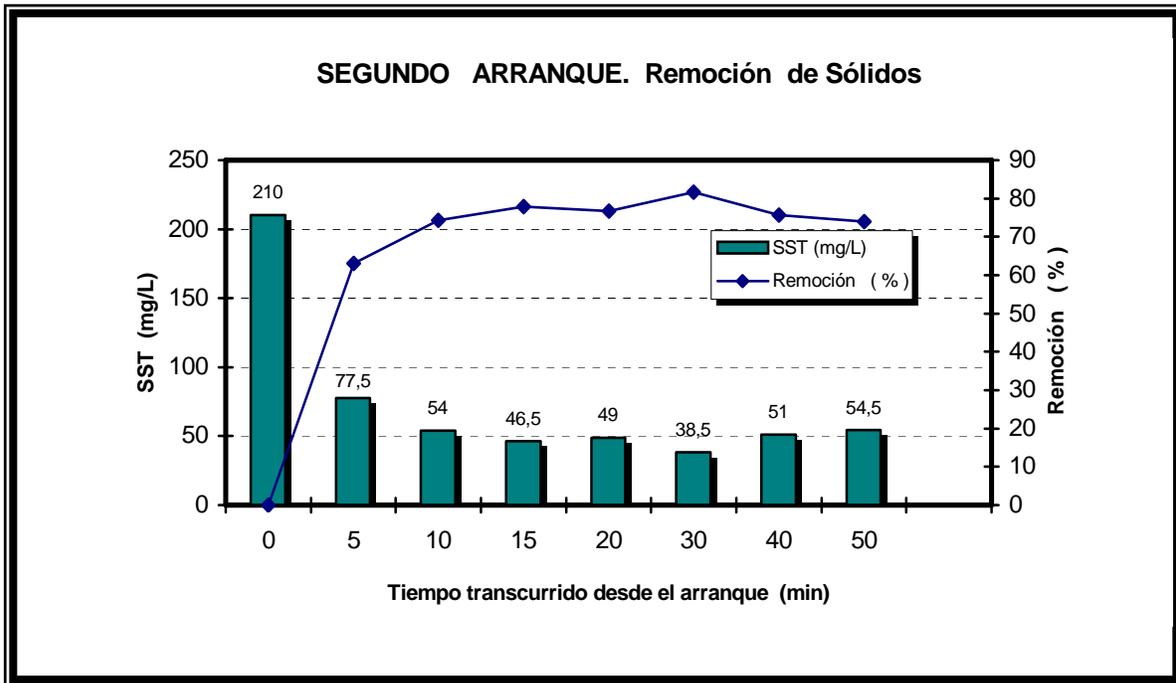


Figura 4.8. REMOCIÓN DE LOS SÓLIDOS SUSPENDIDOS CON RESPECTO AL TIEMPO EN EL SEGUNDO ARRANQUE

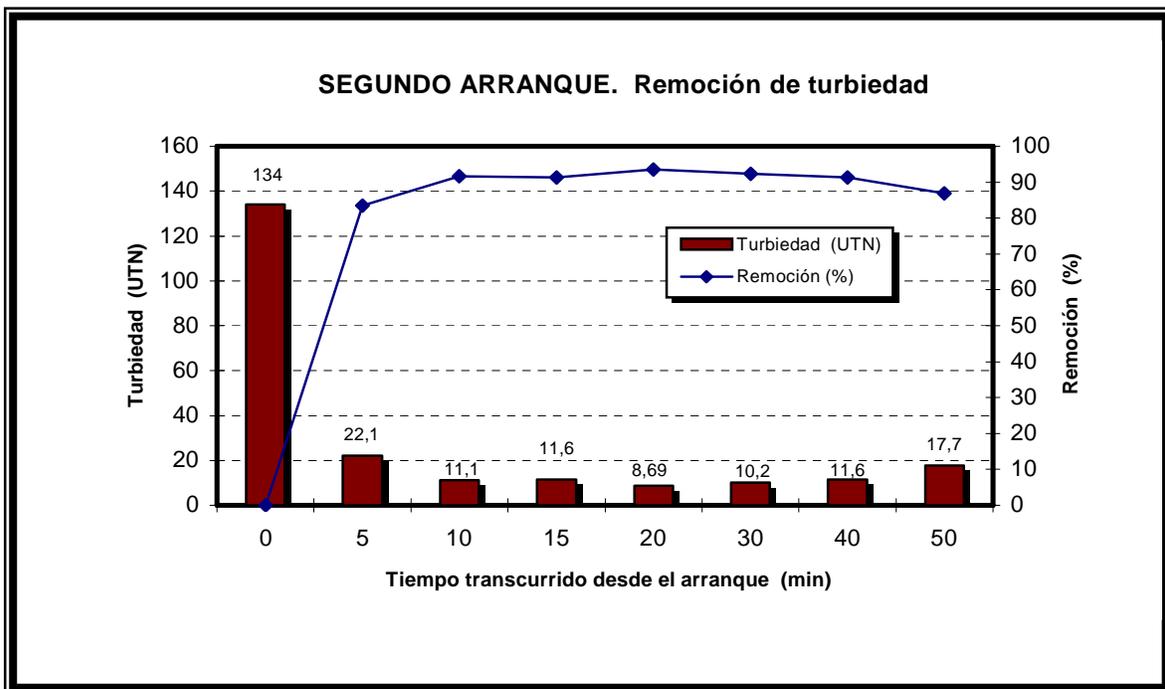


Figura 4.9. REMOCIÓN DE LA TURBIEDAD CON RESPECTO AL TIEMPO EN EL SEGUNDO ARRANQUE

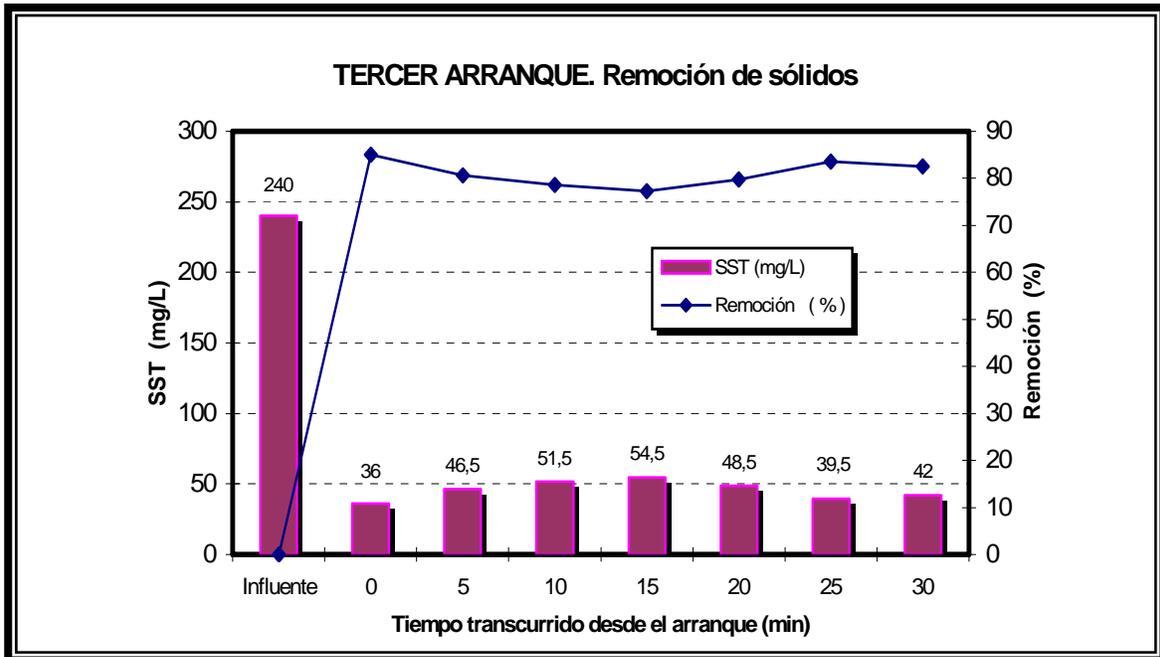


Figura 4.10. REMOCIÓN DE LOS SÓLIDOS SUSPENDIDOS CON RESPECTO AL TIEMPO EN EL TERCER ARRANQUE

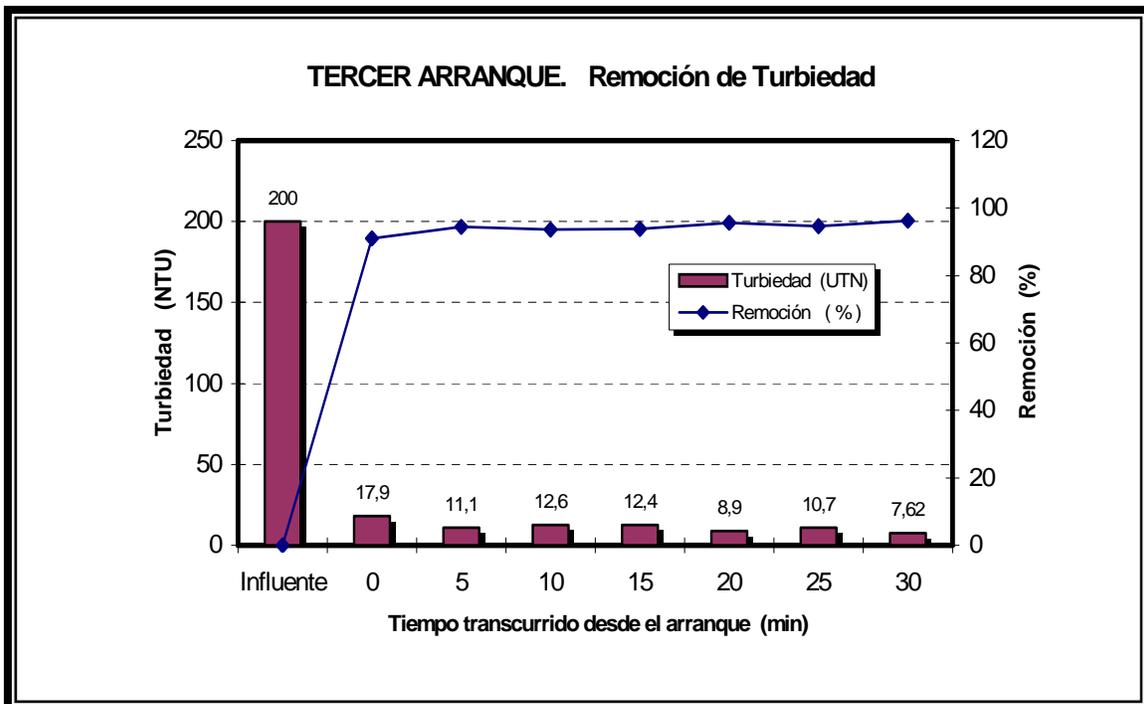


Figura 4.11. REMOCIÓN DE LA TURBIEDAD CON RESPECTO AL TIEMPO EN EL TERCER ARRANQUE

4.2.4. CUARTO ARRANQUE.

En el cuarto estudio, volvió a incrementarse el gasto de 40 a 120 m³/h, pero ahora de manera paulatina (pudiendo esto simular la presencia de un tanque de regulación precediendo al proceso), pasando por valores de 60, 80 y 100 m³/h, para terminar con un gasto de 90 m³/h. El periodo de muestreo para cada gasto fue de 20 min. El resultado de los sólidos (Tabla 4.13) presentó el mayor incremento al llegar a los 100 m³/h, donde se tuvo el valor máximo de 52 mg/L. No obstante, se observa una calidad muy parecida a lo largo del aumento del gasto (Figura 4.12). El valor promedio obtenido fue de 30 mg/L, con una remoción del 87.2%, al partir de un valor de 234 mg/L en el influente. Con respecto a la turbiedad, no se nota una afectación importante (Figura 4.13) ya que ésta permanece constantemente en valores inferiores a las 20 UTN. El promedio alcanzado fue de 9 UTN, con una remoción del 93.3%, al tener un valor en el influente de 134 UTN

Tabla 4.13. SÓLIDOS SISPENDIDOS TOTALES RESULTANTES EN EL CUARTO ARRANQUE

Tiempo min	Gasto m ³ /h	SST INF. (mg/L)	SST TPA (mg/L)	Remoción (%)
0	40	264	23,5	91,1
5	60		26	90,2
10	60		27,5	89,6
15	60		27,5	89,6
20	60	286	25	91,3
25	80		32	88,8
30	80		34	88,1
35	80		30	89,5
40	80	270	29	89,3
45	100		52	80,7
50	100		36	86,7
55	100		35	87,0
60	100	262	40	84,7
65	120		32	87,8
70	120		34	87,0
75	120		31	88,2
80	120	226	31	86,3
85	90		23	91,2
90	90		20	92,4
95	90		21	92,0
100	90		20	91,2

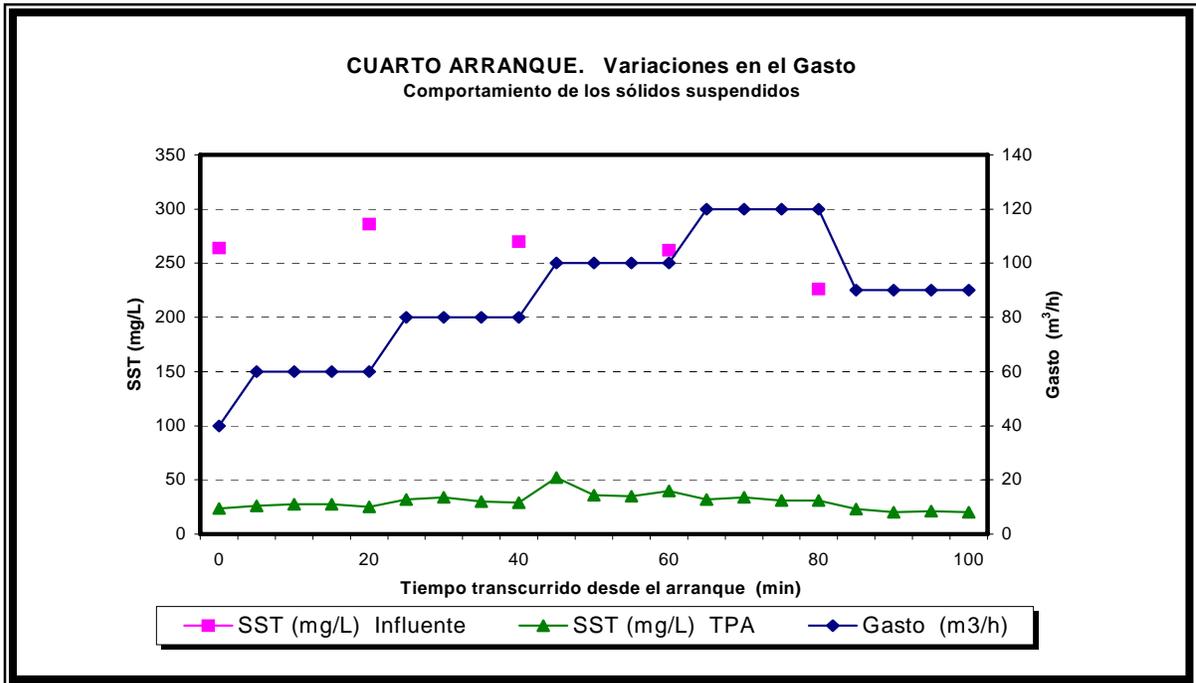


Figura 4.12. COMPORTAMIENTO DE LOS SST EN EL CUARTO ARRANQUE.

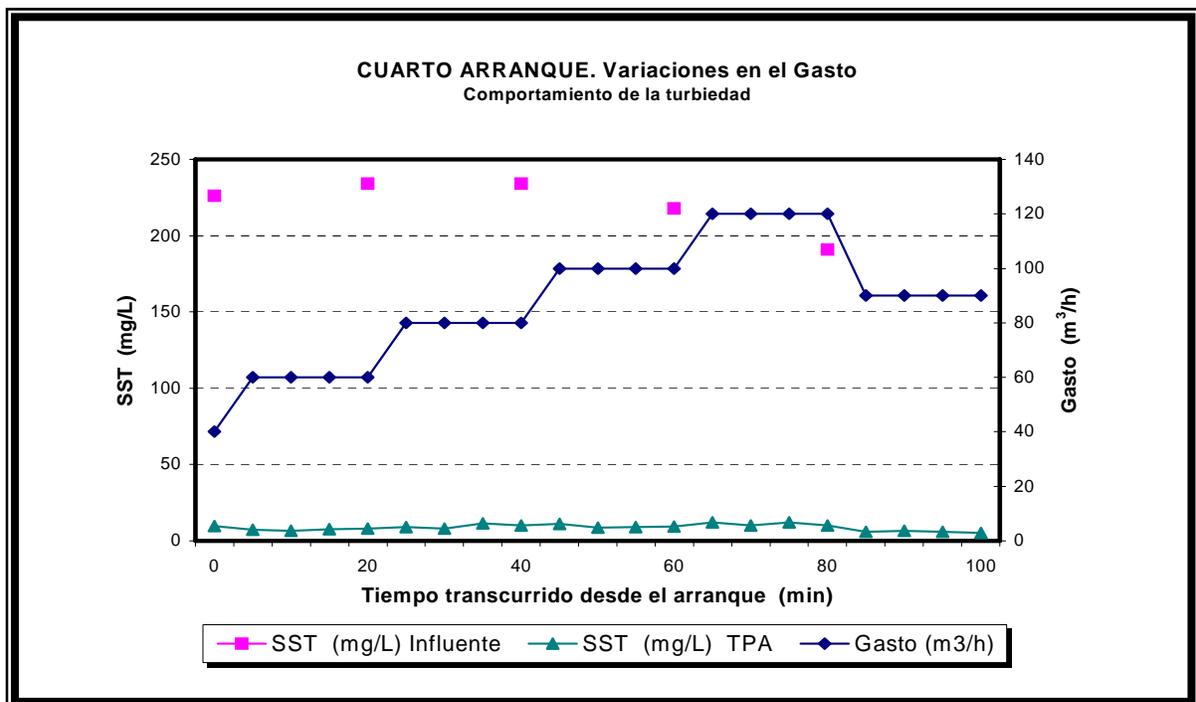


Figura 4.13. COMPORTAMIENTO DE LA TURBIEDAD EN EL CUARTO ARRANQUE.

4.3. FILTRACIÓN.

La remoción de huevos de helmintos obtenida con el TPA no fue suficiente debido a que excedía el valor máximo permisible de 1 HH/L, establecido en la NOM-001-SEMARNAT-1996, para las descargas de aguas residuales a suelos de uso agrícola y con un riego restringido. Por ello fue necesario complementar el proceso físico-químico de tratamiento con un sistema de filtración con arena.

El seguimiento dado al sistema de filtración fue de forma paralela al del ACTIFLO®. El sistema de filtración lo formaron dos filtros verticales con funcionamiento en paralelo. El primero presentaba un flujo descendente de filtración y un espesor de medio único de 1m de altura con un TE de 3.17 mm en toda su altura, siendo este TE mayor al rango normalmente usado para filtros rápidos con medio único (de 1.35 a 2.5 mm, (Degrémont, 1979). El segundo, presentaba una dirección de flujo ascendente. Este era un filtro de medio único pero formado por estratos de diferentes tamaños de arena: 0.2 m-12.7 mm; 0.5 m-6.35 mm; 0.3 m-3.2 mm y 0.2 m-1.6 mm; de abajo hacia arriba, para formar una altura total de 1.2 m.

El monitoreo dado a los filtros puede dividirse en tres fases. En la primera los filtros probaron diferentes velocidades de filtración para seleccionar la más adecuada a sus características. En la segunda, ya seleccionada su velocidad de trabajo, filtraron el agua proveniente del TPA funcionando hasta su saturación. En una tercera etapa, los filtros trabajaron sólo por periodos de 11.5 horas diarias debido a la carencia de personal nocturno que diera seguimiento al proceso.

4.3.1. FILTRO DE ARENA DE FLUJO DESCENDENTE MEDIO ÚNICO.

La Tabla 4.14 presenta el total de carreras realizadas con este filtro, así como las duraciones de las mismas y los valores resultantes de sólidos suspendidos y de huevos de helminto en cada una de ellas. También contienen los valores de presión limitante en cada paro de carrera. En esta Tabla se pueden observar las tres secciones mencionadas, entre las carreras 7 y 8 termina la primera, y en la carrera 19 inicia la tercera.

Las tasas trabajadas con este filtro fueron de 11, 20, 30 y 40 m/h, con un gasto correspondiente de 0.75 a 2.64 m³/h y duraciones de carrera (Figura 4.14) de 19, 15, 18 y 23 h, sin considerar la tercera etapa para la tasa de 11 m/h, si se toma en cuenta el tiempo baja a 16.7 h.

Tabla 4.14. RESUMEN DE LAS CARRERAS REALIZADAS POR EL FILTRO DE FLUJO DESCENDENTE MEDIO ÚNICO.

Fecha	Carrera No.	Tasa m/h	Duración Hrs.	Sólidos Suspendedos Totales			Huevos de Helminto HH/L			Presión	
				INFLUENTE mg/L	EFLUENTE mg/L	FILTRO mg/L	INFLUENTE	EFLUENTE	FILTRO	Inicial Bares	Final Bares
28-29/07/97	1	20	24	574.41	20	8				0.485	0.050
29-30/07/97	2	30	24	361.2	13	8.8	21.0	1.0	0.2	0.465	0.080
30-31/07/97	3	40	23	254	19	8				0.480	0.070
31-01/07/97	4	30	16	178	27	12.5				0.460	0.075
1-2/08/97	5	30	14	194	22	10.4	22.0	1.0	0.0	0.460	0.090
2-3/08/97	6	20	14	241	35	18.5				0.500	0.065
3/08/97	7	20	8	136	23	15					
18/08/97	8	16	13.5	367	10	5				0.520	0.080
19/08/97	9	11	12.5	1113	43	5				0.480	0.215
20/08/97	10	11	24	371	18	7.3	21.0	0.4	0.2	0.520	0.447
21/08/97	11	12	24	218	34	8	21.0	0.8	0.2	0.450	0.382
8/09/97	12	11	24	889	18	8	47.0	0.8	0.4	0.450	0.220
9/09/97	13	11	22.5	566	24	11	35.0	0.8	0.2	0.440	0.165
10/09/97	14	11	22.5	294	27	14	27.0	0.4	0.0	0.445	0.341
11/09/97	15	11	22.5	319	26	124	20.0	0.6	0.0	0.465	0.330
17/09/97	16	11	10.5	342	40	29.5				0.439	0.115
18/09/97	17	11	12.5	267	74	40				0.442	0.070
22/09/97	18	11	10.5	365	47	35				0.445	0.425
23/09/97	19	11	24	729	45	28	20.0	0.6	0.6	0.460	0.070
24/09/97	20	11	11	619	41	27				0.470	0.058
29/09/97	21	11	11.5	308	25	25	32.0	0.2	0.2	0.470	0.435
30/09/97	22	11	11.5	433	32	22.5	20.0	0.2	0.2	0.470	0.420
1/10/97	23	11	11.5	754	31	14	20.0	0.2	0.0	0.470	0.440
2/10/97	24	11	11.5	394	26	16	13.0	0.2	0.0	0.460	0.052

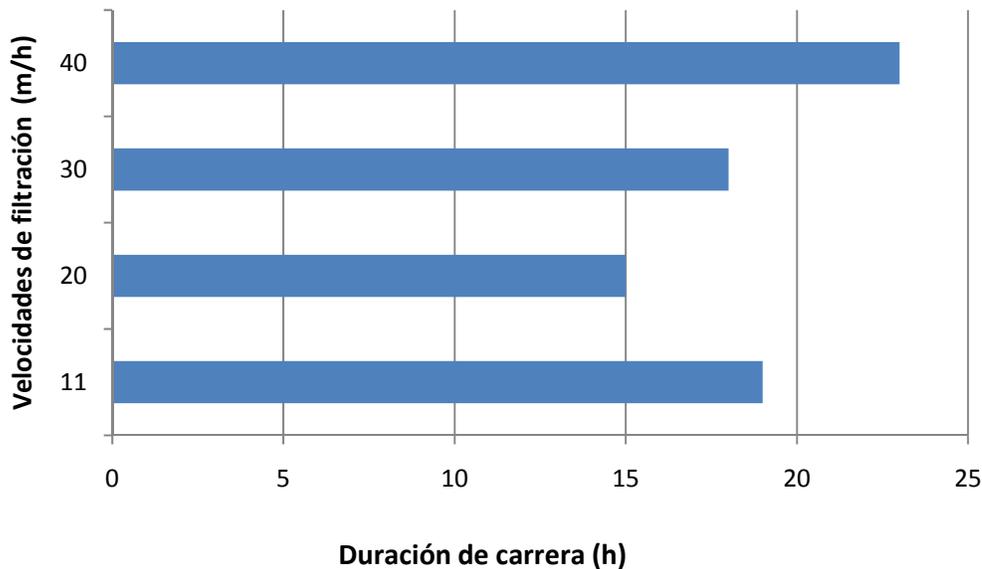


Figura 4.14. DURACIÓN DE CARRERA CON RESPECTO A LAS TASAS TRABAJADAS CON EL FILTRO DE FLUJO DESCENDENTE MEDIO ÚNICO.

La velocidad de trabajo seleccionada para este filtro fue de 11 m/h, ya que se quería igualar el tiempo de operación del filtro ascendente, además de que en la primera etapa presentó problemas de saturación y por lo tanto de tiempos cortos de carrera, para velocidades mayores. Con la tasa de 20 m/h llegó a disminuirse la duración a 8 horas y con la de 30 m/h a 14 horas, mientras que con la tasa de 11 m/h se alcanzaron tiempos de 24 horas de filtración continua. Señalando que la importancia reside más en el volumen total de agua filtrada que en la duración de la carrera en sí (AWWA, 1990).

4.3.1.1. Parámetros de Control

Sólidos suspendidos

La concentración de sólidos en el influente varió de 114 a 2 420 mg/L (Tabla 4.15), teniendo al igual que con el seguimiento del ACTIFLO® valores muy elevados, comentados ya en la sección anterior. A pesar de éstos, las concentraciones después de la filtración tuvieron valores promedio de 14.8 ± 9.8 mg/L. En la Tabla 4.15 se presentan también los valores promedio para cada una de las velocidades de filtración trabajadas. Las remociones en cada una de ellas fueron muy similares con respecto a este parámetro, pero debido a la diferencia en la concentración de sólidos en el agua cruda, los valores más bajos a la salida se obtuvieron con la tasa de 40 m/h y los más elevados con la de 11 m/h. En la Figura 4. 15 se presenta el desarrollo de este parámetro a lo largo de la

investigación tanto en el agua cruda, en el TPA y después de la filtración. La gráfica se trazó en escala logarítmica para percibir mejor la diferencia entre los sólidos después del TPA y los presentes a la salida de la filtración.

Huevos de Helmintos

En el promedio general presentado también en la Tabla 4.15 se observa que los valores de este parámetro variaron en el influente de 7 a 50 HH/L, en el TPA se reportaron nuevamente valores mayores a la unidad (de 0.2 a 2 HH/L). En el efluente de los filtros la concentración promedio fue de 0.3 ± 0.3 HH/L, siendo este valor menor a lo establecido en la norma (1 HH/L) para las descargas a suelos con uso agrícola y riego restringido. De las velocidades trabajadas la de 30 m/h reportó un valor máximo de 1 HH/L. Mientras que la tasa seleccionada mantuvo cantidades adecuadas (de 0 a 0.6 Hh/L) Verificando así la necesidad de la filtración como complemento al TPA.

En la Figura 4.16 se observan los resultados obtenidos durante el periodo de muestreo y el comportamiento de este parámetro, a la salida de la filtración, a pesar de las variaciones que presentó en el agua cruda.

Nutrientes

La concentración de nitrógeno total en el agua cruda fue de 12.9 a 17.4 mg N-Tot/L, valores menores a los registrados en el seguimiento del TPA. La remoción promedio obtenida con este proceso fue del 15.8%. Al pasar el agua a la etapa de filtración ésta se incrementa al 20% al obtener valores en el agua filtrada de 8.4 a 15.1 mg N-Tot/ L. Las mayores remociones se presentaron a las velocidades de 11 y 20 m/h, (24.5 y 25 %, respectivamente) y la menor con la tasa de 30 m/h (14.2 %). Por lo que se observa que existe una relación inversa entre el aumento en la velocidad de filtración y la concentración de este nutriente en el agua filtrada. Por otra parte, si se calcula la aportación de nitrógeno después de la etapa de filtración, esta sería de 192 kg N-Tot/ha*año, cantidad suficiente para los requerimientos del suelo, ya que las demandas por los tipos de cultivo de la zona son de 40 a 160 kg N-Tot/ha*año. En la Figura 4.17 se presenta el comportamiento de este parámetro en las tres etapas del muestreo y se observa que la mayor remoción ocurre en el TPA y que la concentración después de la filtración depende de los valores a la entrada del proceso, ya que las curvas van casi en forma paralela.

Tabla 4.15. RESULTADOS DE ACUERDO A LAS VELOCIDADES DE FILTRACIÓN TRABAJADAS CON EL FILTRO DE FLUJO DESCENDENTE

INFLUENTE								EFLUENTE						FILTRO DESCENDENTE					
	TASA	SST	H.HEL	N-TOT	P-TOT	DQOt	DBOt	SST	H.HEL	N-TOT	P-TOT	DQOt	DBOt	SST	H.HEL	N-TOT	P-TOT	DQOt	DBOt
promed	11,0	508,3	25,5	13,5	5,8	383,7	365,6	32,2	0,4	11,7	0,6	191,9	67,0	18,1	0,2	10,2	0,3	150,7	65,3
máximo		2180	47	14,84	7,03	552	483,19	135	0,8	13,44	0,86	443	91,2	51	0,6	12,04	0,53	223	93,4
mínimo		114	13	12,88	3,89	218	281,4	4	0,2	10,08	0,27	87	42,04	2	0	8,4	0,16	27	40,5
desv. Std.		354,8	10,0	1,1	1,7	92,7	59,3	17,7	0,2	1,7	0,3	85,8	12,9	10,6	0,2	2,6	0,3	52,0	12,7
contar		181	10	3	3	15	20	182	10	3	3	17	19	176	10	2	2	15	16
Remociones %								93,7	98,3	13,8	89,8	50,0	81,7	96,4	99,3	24,5	94,1	60,7	82,1

	TASA	SST	ELMIN	I-TOTA	-TOTA	DQOt	DBOt	SST	ELMIN	I-TOTA	-TOTA	DQOt	DBOt	SST	ELMIN	I-TOTA	-TOTA	DQOt	DBOt
promed	20	388,5	12,5	15,7	18,5		370,0	24,1	0,7	13,8	10,9		56,7	11,5	0,2	11,8	10,8		
máximo		1887,0	18,0	15,7	18,5	0,0	370,0	63,0	1,2	13,8	10,9	0,0	56,7	27,0	0,2	11,8	10,8	0,0	0,0
mínimo		118,0	7,0	15,7	18,5	0,0	370,0	7,0	0,2	13,8	10,9	0,0	56,7	3,0	0,2	11,8	10,8	0,0	0,0
desv. Std.		430,2	7,8					12,1	0,5					6,3					
contar		44,0	2,0	1,0	1,0	0,0	1,0	44,0	3,0	1,0	1,0	0,0	1,0	34,0	1,0	1,0	1,0	0,0	0,0
Remociones %								93,8	94,1	12,2	41,5	84,7	97,0	98,4	25,0	41,6			100,0

	TASA	SST	H.HEL	N-TOT	P-TOT	DQOt	DBOt	SST	H.HEL	N-TOT	P-TOT	DQOt	DBOt	SST	H.HEL	N-TOT	P-TOT	DQOt	DBOt
promed	30,0	279,2	23,3	16,4	9,9	261,0	527,5	19,7	1,1	14,3	11,5	97,3	63,0	10,8	0,4	14,1	3,4	123,2	54,3
máximo		800	27	17,36	10,74	299	644,2	43	1,4	15,12	32,68	126	71,6	27	1	14,84	8,08	200	54,32
mínimo		120	21	15,12	8,55	223	410,7	3	1	12,88	1,25	75	54,32	1	0	13,44	1,05	72	54,32
desv. Std.		148,8	3,2	1,0	1,2	53,7	165,1	10,0	0,2	1,1	14,7	21,2	12,2	6,4	0,5	0,7	4,0	48,3	
contar		51	3	4	3	2	2	52	3	4	4	4	2	49	3	3	3	5	1
Remociones %								92,9	95,1	13,1		62,7	88,1	96,1	98,3	14,2	65,3	52,8	

	TASA	SST	H.HEL	N-TOT	P-TOT	DQOt	DBOt	SST	H.HEL	N-TOT	P-TOT	DQOt	DBOt	SST	H.HEL	N-TOT	P-TOT	DQOt	DBOt
promed	40,0	249,0	14,0	15,0	12,0	276,0	567,1	19,3	1,4	13,6	6,0		46,5	8,3	0,0	12,6	0,8	131,5	55,8
máximo		820	14	16,52	12,72	276	648	57	1,4	14,56	10,45	0	52,42	20	0	15,12	0,92	146	79,15
mínimo		116	14	13,44	11,31	276	486,2	4	1,4	12,6	1,62	0	40,53	0	0	10,08	0,6	117	32,42
desv. Std.		165,8		2,2	1,0		114,4	12,7		1,4	6,2		8,4	4,7		3,6	0,2	20,5	33,0
contar		17	1	2	2	1	2	17	1	2	2	0	2	18	1	2	2	2	2
Remociones %								92,3	90,0	9,3	49,8	91,8	96,7	100,0	15,9	93,7	52,4		

Promedio F1	SST	ELMIN	I-TOTA	-TOTA	DQOt	DBOt	SST	ELMIN	I-TOTA	-TOTA	DQOt	DBOt	SST	ELMIN	I-TOTA	-TOTA	DQOt	DBOt	
promedio	464,7	25,6	15,4	13,3	359,4	405,0	29,5	0,8	13,0	6,4	170,7	65,2	14,8	0,3	12,5	2,9	143,6	63,6	
máximo	2420,0	50,0	17,4	51,2	552,0	648,0	185,0	2,0	15,1	32,7	443,0	91,2	51,0	1,0	15,1	10,8	223,0	93,4	
mínimo	114,0	7,0	12,9	3,9	218,0	281,4	3,0	0,2	9,8	0,1	75,0	40,5	0,0	0,0	8,4	0,2	27,0	32,4	
desv. Std.	394,9	11,2	1,7	13,2	92,3	96,4	19,5	0,5	1,9	9,8	83,8	13,0	9,8	0,3	2,4	4,1	48,2	13,7	
contar	343,0	28,0	11,0	11,0	20,0	28,0	345,0	30,0	11,0	11,0	23,0	26,0	297,0	21,0	8,0	8,0	23,0	21,0	
Remociones %								93,7	96,9	15,6	51,7	52,5	83,9	96,8	98,9	19,1	78,1	60,0	84,3

Figura 4.15 . REMOCIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS CON EL FILTRO DESCENDENTE

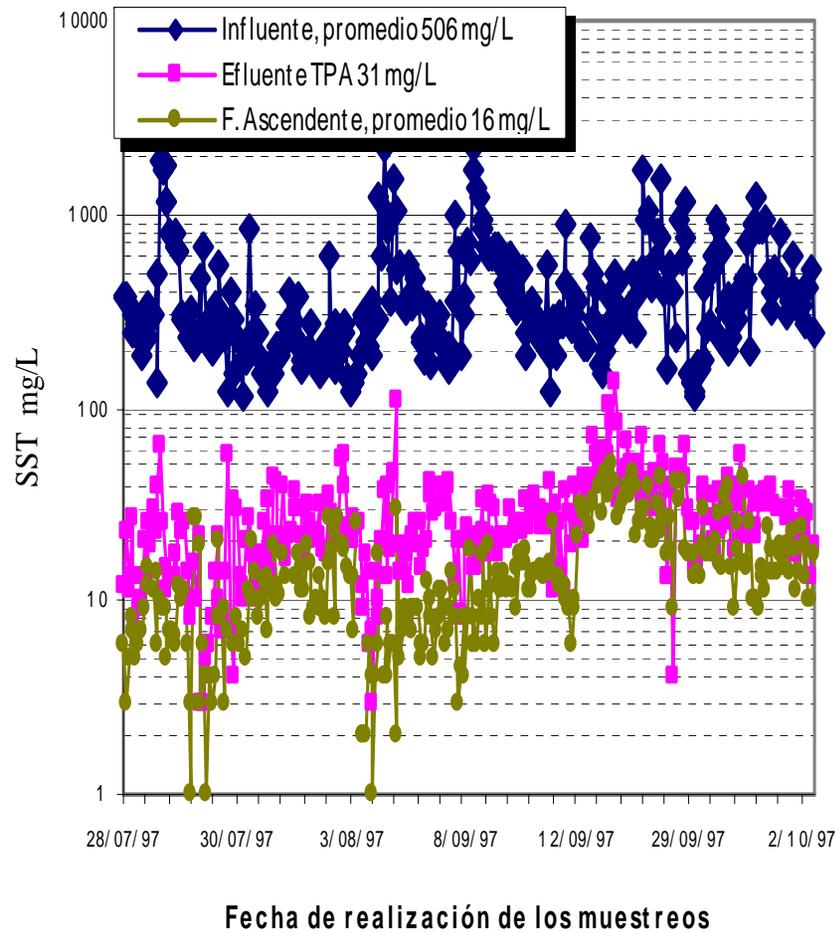
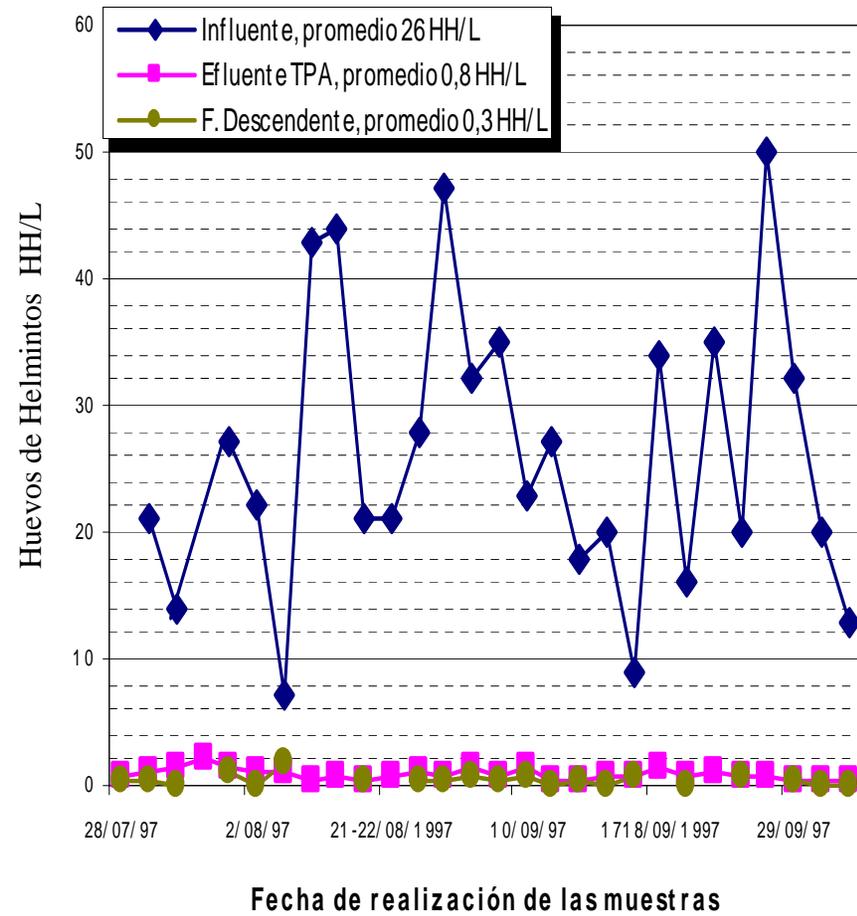


Figura 4.16 . REMOCIÓN DE HUEVOS DE HELMINTOS DESPUÉS DEL FILTRO DESCENDENTE



Con respecto al fósforo, las concentraciones en el influente fueron de 9.8 ± 4.1 mg P-Tot/L,. La remoción alcanzada en el TPA fue del 52%, al tener en su efluente valores de 4.2 ± 4.6 mg P-Tot/L. La remoción después del filtro se incrementó al 78%, llegándose a una concentración de 2.2 ± 3.5 mg P-Tot/L. Transformando esta cantidad en aportación al terreno, se tiene un valor de 34 kg P-Tot/ha*año. Comparando esta aportación probable con el requerimiento promedio de 40 kg P-Tot/ha*año, se observa una deficiencia de 6 kg P-Tot/ha*año, que si bien significaría la necesidad de fertilizantes adicionales al terreno, esto se compensa con la eliminación de patógenos que se logra. De los resultados por tasas presentados en la Tabla 4.15, se observa que las velocidades que tuvieron las mayores remociones para este nutriente fueron las de 11 y 40 m/h al llegar a valores del 94% (de 5.8 a 0.3 mgP/L) y del 93.7% (de 12 a 0.8 mgP/L) respectivamente. En la Figura 4.18 se presenta el gráfico correspondiente a este parámetro donde se observa una disminución en la concentración de fósforo en el agua cruda a lo largo del periodo de muestreo, y la relación que guarda con los valores obtenidos después del proceso.

Figura 4.17. REMOCIÓN DE NITRÓGENO DESPUÉS DEL FILTRO DESCENDENTE

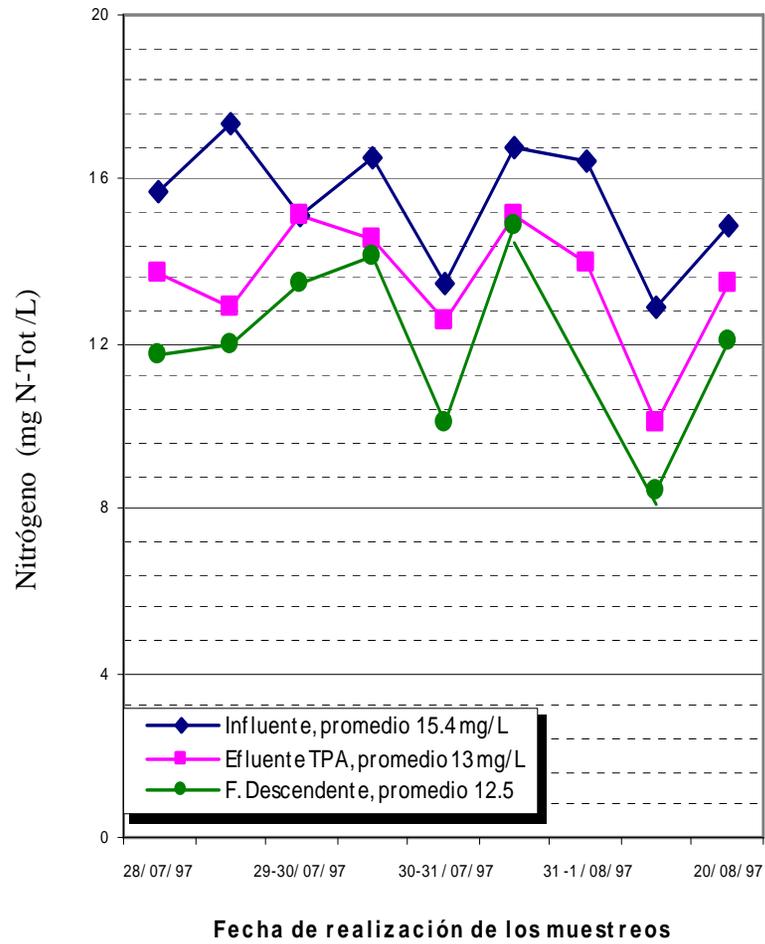
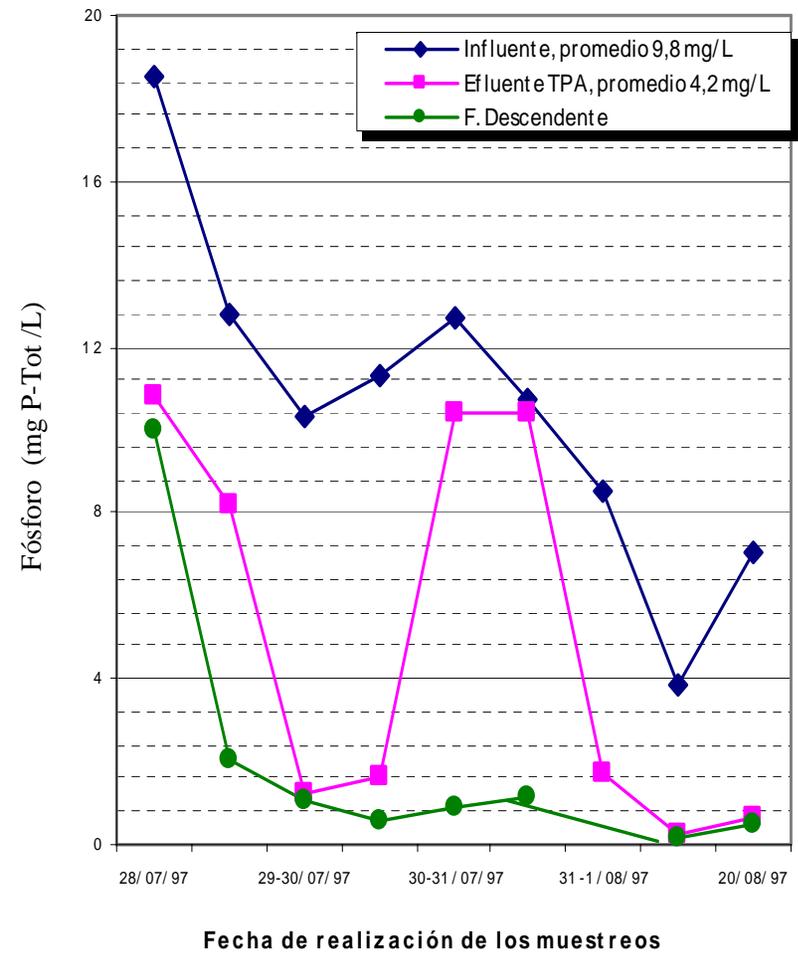


Figura 4.18. REMOCIÓN DE FÓSFORO DESPUÉS DEL FILTRO DESCENDENTE



4.3.2. FILTRO DE ARENA DE FLUJO ASCENDENTE MULTIMEDIO.

Las tasas trabajadas con este filtro fueron de 30, 36, 38 y 40 m/h, con duraciones de carrera de 25, 23, 24 y 21 horas (Figura 4.19), sin tomar en cuenta la tercera etapa para la tasa de 40 m/h, ya que si se considera ésta decrece a 18.2 horas.

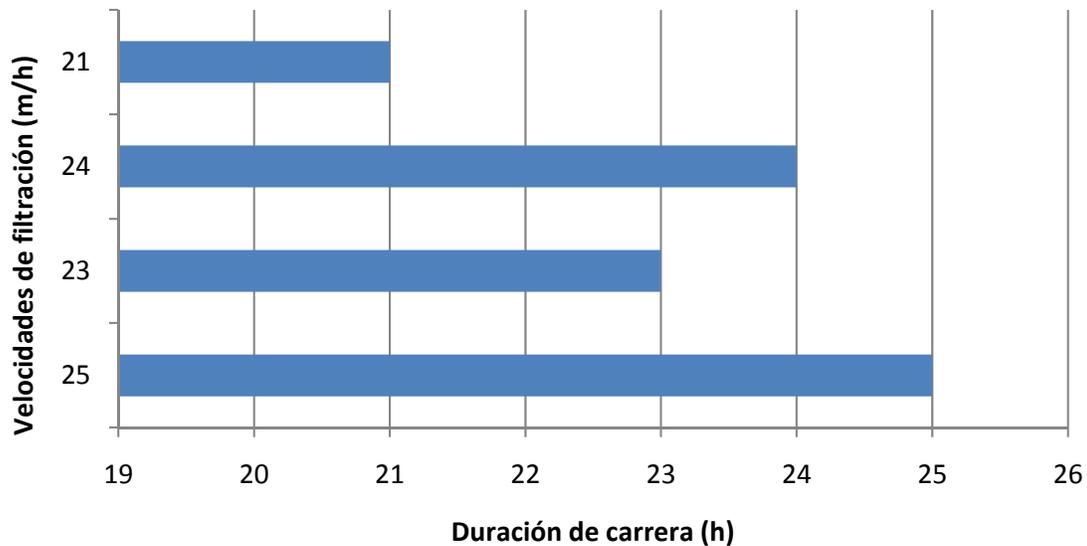


Figura 4.19. DURACIÓN DE CARRERA CON RESPECTO A LAS TASAS TRABAJADAS CON EL FILTRO DE FLUJO ASCENDENTE MULTIMEDIO

En la Tabla 4.16 se presentan todas las carreras realizadas con este filtro, las cuales se agruparon en tres etapas, Se especifica para cada una de ellas la variación de los sólidos suspendidos y los huevos de helmintos en las diferentes fases del muestreo. En la primera etapa (carreras 1 a 6) se probaron diferentes velocidades de filtración y se observó una duración máxima de carrera muy buena (40 horas) para la velocidad de 30 m/h. Por esta razón se decidió probar una tasa de 40 m/h como la velocidad de trabajo del filtro. Además de que esta velocidad era la máxima de operación del filtro, por diseño, ya que no tenía ningún dispositivo para la retención de la arena y ésta se sostenía sólo por peso propio.

Tabla 4.16. RESUMEN DE LAS CARRERAS REALIZADAS POR EL FILTRO DE FLUJO ASCENDENTE MULTIMEDIO.

Fecha	Carrera	Tasa	Duración	Sólidos Suspendidos Totales			Huevos de Helminto HH/L			Presión	
				INFLUENTE	EFLUENTE	FILTRO	INFLUENTE	EFLUENTE	FILTRO	Inicial	Final
	No.	m/h	Hrs.	mg/L	mg/L	mg/L				Bares	Bares
28-29/07/97	1	20	24	574.4	20	8				0.267	0.315
29-30/07/97	2	30	24	361	13	7.6	21.0	1.0	0.2	0.265	0.315
31-01/07/97	3	30	23	217	26	14	14.0	2.0	0.8	0.270	0.365
1-2/08/97	4	30	14	194	22	10	22.0	1.0	0.0	0.342	0.362
2-4/08/97	5 y 6	30	40	204	29	18	18.0	0.2	0.0	0.270	0.365
18-19/08/97	7	40	24.5	651	11	9.4	43.0	0.4	0.0	0.300	0.348
19-20/08/97	8	40	22.5	866	51	8.7	44.0	0.8	0.0	0.300	0.378
20-21/08/97	9	40	24	371	18	8	21.0	0.4	0.0	0.305	0.367
21-22/08/97	10	36	24	218	34	12	21.0	0.8	0.4	0.302	0.364
8-9/09/97	11	36	23.5	889	18	8.4	47.0	0.8	0.8	0.295	0.320
10-11/09/97	12	40	23.5	294	27	18.6	27.0	0.4	0.2	0.312	0.351
11-12/09/97	13	40	23.5	319	26	13.3	20.0	0.6	0.4	0.302	0.460
18-19/09/97	14	40	23.5	245	62	40	35.0	1.0	0.4	0.319	0.475
22/09/97	15	40	10.5	325	47	33				0.290	0.365
23-24/09/97	16	38	24	729	45	29	20.0	0.6	0.4	0.310	0.425
24-25/09/97	17	40	24	1135	38	26	50.0	0.6	0.6	0.315	0.490
29/09/97	18	40	11.5	308	25	17	32.0	0.2	0.4	0.305	0.325
30/09/97	19	40	11.5	433	32	23	20.0	0.2	0.4	0.295	0.340
1/10/97	20	40	11.5	754	31	20	20.0	0.2	0.0	0.300	0.370
2/10/97	21	40	11.5	394	26	17	13.0	0.2	0.0	0.330	0.390

Con esta tasa seleccionada el filtro alcanzó duraciones de carrera de hasta 24 horas. Para estas duraciones contribuyeron los destaponamientos o liberaciones de presión denominadas "purgas", las cuales consistían en la interrupción de la alimentación del agua al filtro mientras era expulsado el volumen contenido en la parte inferior del mismo, liberando así parte de los sólidos retenidos en el fondo del medio arenoso. Esta operación se llevaba a cabo en aproximadamente 45 segundos, recuperándose en promedio 0.3 mca, alrededor del 20 al 30 % de la presión máxima alcanzada, El número de purgas era de 2 ó 3 por carrera, En la Tabla 4.17 se presentan los resultados obtenidos de acuerdo a las tasas trabajadas y un promedio general del funcionamiento de este filtro.

4.3.2.1. Parámetros de control

Sólidos suspendidos

Al trabajar el filtro de flujo descendente a una velocidad de 11 m/h, se logró llevar la mayoría del tiempo un seguimiento en paralelo de ambos filtros, siendo de esta manera muy parecidos los valores registrados para el agua cruda. Los sólidos en el influente variaron de 114 a 2 420 mg/L y se obtuvieron valores después de la filtración de 15.8 ± 9.7 mg/L. Elevándose la remoción al 97 %, de un 94 % (con valores 29 ± 1.7 mg/L) que se llegó con el TPA (Tabla 4.17). La mayor remoción de sólidos (97.4%) se obtuvo con la tasa de 36 m/h, obteniéndose valores en el agua filtrada de 10.5 ± 3.8 mg/L, a pesar de los valores elevados (de hasta 2 176 mg/L) que se presentaron en este periodo en el agua cruda. La velocidad de trabajo seleccionada (40 m/h) obtuvo una remoción del 96.6%, con sólidos de 18 ± 10 mg/L, recibiendo las concentraciones mayores de sólidos en el influente. Con la tasa de 38 m/h la concentración final fue elevada ya que los sólidos tuvieron un promedio de 29 ± 12 mg/L. Se observa que los problemas se dieron desde el TPA ya que éste presentó valores de 43 ± 13.4 mg/L en su efluente.

En la Figura 4.20 se presenta el desarrollo de este parámetro a lo largo de la investigación. En la gráfica se incluyen los valores para las diferentes fases del proceso. Cabe resaltar que es el TPA el que lleva a cabo la mayor parte de la remoción y como el filtro, con una curva casi paralela, depende de las concentraciones que le sean entregadas por el proceso precedente.

Huevos de Helminthos

La concentración de huevos de helmintho en el influente varió de 13 a 50 HH/L, llegándose a valores después de la filtración de 0.3 ± 0.3 HH/L, cumpliendo así con lo especificado en la NOM-001-SEMARNAT-96, al no rebasar el límite máximo permisible de 1 HH/L para las descargas al suelo con uso agrícola y riego restringido. El valor máximo alcanzado con este filtro fue de 0.8 HH/L (Tabla 4.16). Las velocidades trabajadas con este filtro no difieren mucho entre sí, es por eso que su influencia sobre la remoción de este parámetro no es significativa; y así lo demuestran los promedios calculados para cada una de las tasas trabajadas.

Tabla 4.17. RESULTADOS DE ACUERDO A LAS VELOCIDADES DE FILTRACIÓN TRABAJADAS CON EL FILTRO DE FLUJO ASCENDENTE

INFLUENTE								EFLUENTE						FILTRO FLUJO ASCENDENTE					
TASA	SST	H.HEL	N-TOT	P-TOT	DQot	DBOs		SST	H-HEL	N-TOT	P-TOT	DQot	DQOs	SST	H-HEL	N-TOT	P-TOT	DQot	DBOt
promed 30	259,18	18,75	16,43	9,86	223			22,022	1,1	14,28	4,5	97,667		12,816	0,3	13,63	2,2875	111,4	54,32
máximo	800	22	17,36	10,74	223	0		56	2	15,12	10,4	126	0	34	0,8	14,56	4,87	130	54,32
mínimo	118	14	15,12	8,55	223	0		3	0,2	12,88	1,3	75	0	2	0	12,24	1,18	74	54,32
desv. Std.	144,86	3,594	0,9518	1,1566				11,064	0,7	1,0723	5,1	25,968		6,6613	0,4	1,1377	1,7337	23,544	
contar	67	4	4	3	1	0		68	4	4	g	3	0	68	4	4	4	5	1
Remoción %								91,503		13,086		56,203		95,055		17,042	76,8	50,045	89,7

TASA	SST	H.HEL	N-TOT	P-TOT	DQot	DBOs		SST	H-HEL	N-TOT	P-TOT	DQot	DQOs	SST	H-HEL	N-TOT	P-TOT	DQot	DBOt
promed 36	550,43	34			290			25,964	0,8			121	88,333	10,5	0,6			104,33	68,9
máximo	2176	47	0	0	320	0		41	0,8	0	0	181	142	18	0,8	0		167	79,1
mínimo	162	21	0	0	222	0		8	0,8	0	0	87	54	3	0,4	0		52	58,7
desv. Std.	520,44	18,385			45,89			9,9097	0			52,115	47,078	3,8	0,3			58,192	14,42
contar	28	2	0	0	4	0		28	2	0	0	3	3	28	2	0	0	3	2
Remoción %								95,283				58,276	49,953	97,38					

TASA	SST	H.HEL	N-TOT	P-TOT	DQot	DBOs		SST	H-HEL	N-TOT	P-TOT	DQot	DQOs	SST	H-HEL	N-TOT	P-TOT	DQot	DBOt
promed 38	690,93	20			443			42,733	0,6			443	208	29,077	0,4			237	56,8
máximo	1716	20	0	0	443	0		69	0,6	0	0	443	208	52	0,4	0		237	56,8
mínimo	158	20	0	0	443	0		13	0,6	0	0	443	208	14	0,4	0		237	56,8
desv. Std.	445,88							13,36						11,616					
contar	15	1	0	0	1	0		15	1	0	0	1	1	13	1	0	0	1	1
Remoción %								93,815				0	7,5556	95,792					

TASA	SST	H.HEL	N-TOT	P-TOT	DQot	DBOs		SST	H-HEL	N-TOT	P-TOT	DQot	DQOs	SST	H-HEL	N-TOT	P-TOT	DQot	DBOt		
promed 40	523,78	29,545	14,49	5,8225	397,9	365,3		32,019	0,45	11,2	0,4625	178,54	148,11	18,0	0,22	9,94	0,255	160,85	73,34		
máximo	2420	50	17,36	7,03	552	416,1		135	1	13,44	0,86	258	239	52,0	0,8	10,92	0,55	220	113,4		
mínimo	114	13	12,88	3,89	218	331		3	0	9,8	0,08	94	61	2,0	0	9,24	0,06	71	54,44		
desv. Std.	421,79	12,127	2,1247	1,3728	90,27	41,03		19,52	0,27	1,6644	0,3526	45,285	53,785	10,2	0,22	0,7408	0,2149	45,26	16,71		
contar	160	11	4	4	11	4		161	11	4	4	13	9	160,0	11	4	4	13	14		
Remoción %																96,63					

Promedio F2																			
TASA	SST	ELMIN	N-TOTA	P-TOTA	DQot	DBOs	SST	ELMIN	N-TOTA	P-TOTA	DQot	DQOs	SST	ELMIN	N-TOTA	P-TOTA	DQot	DBOt	
promed 30,36,38	478,0	26,0	15,5	8,9	364,9	365,3	28,8	0,7	12,9	3,3	171,0	138,9	15,8	0,3	11,8	1,3	145,4	70,9	
máximo	2420,0	50,0	17,4	18,5	552,0	416,1	135,0	2,0	15,1	10,9	443,0	239,0	52,0	0,8	14,6	4,9	237,0	113,4	
mínimo	114,0	13,0	12,9	3,9	218,0	331,0	3,0	0,2	9,8	0,1	75,0	54,0	2,0	0,0	9,2	0,1	52,0	54,3	
desv. Std.	416,4	11,3	1,7	4,5	96,3	41,0	17,3	0,5	2,0	4,6	82,6	58,3	9,7	0,3	2,0	1,5	51,6	16,1	
contar	292,0	21,0	9,0	8,0	17,0	4,0	294,0	22,0	9,0	9,0	20,0	13,0	288,0	22,0	9,0	9,0	22,0	18,0	
Remoción %								94,0				53,1	29,4	96,7	98,9				

En general las remociones obtenidas fueron muy buenas, todas superiores al 98 %, con valores de helmintos inferiores a la unidad, aún en la tasa de 38 m/h que presentó la mayor concentración de sólidos a la salida de los filtros. La remoción obtenida para la velocidad de trabajo de este filtro fue del 99.3% al pasar de valores en el influente de 29.5 ± 12 HH/L a 0.2 ± 0.2 HH/L en el efluente filtrado, siendo ésta la menor concentración de todas las velocidades estudiadas.

En la Figura 4.21 se presentan los datos recopilados durante el muestreo. Se observa la buena respuesta del proceso ante las diferentes concentraciones de helmintos determinadas en el agua cruda. En este caso también la mayor remoción la lleva a cabo el TPA y la filtración sólo disminuye en poco la concentración entregada por el proceso físico-químico; pero es precisamente ésta la que logra un mejor control y el estar siempre por debajo de los límites establecidos para este parámetro elegido como control para la presencia de parásitos en el agua que se usará para riego.

Nutrientes

La concentración del nitrógeno total en el agua cruda fue de 15.5 ± 1.7 mg N-Tot /L, con una remoción del 18 % se llegó después del TPA a un valor de 13 ± 2.7 mg N-Tot /L y por último, el agua filtrada contenía 11.8 ± 2 mg N-Tot /L con una remoción del 24 % con respecto al valor inicial. La concentración inicial de este parámetro para ambos filtros fue muy parecida, por lo que si se comparan los valores a la salida, se observa una remoción mayor de este nutriente con el filtro de flujo ascendente, recordando que éste trabajó la mayor parte del tiempo a una velocidad de 40 m/h, mientras que el otro lo hizo a 11m/h. Si se calcula la aportación correspondiente a la concentración final en el agua filtrada, ésta fue de 181.3 kg N-Tot/ha*año (contra 192 kg N-Tot/ha*año, obtenida con el filtro descendente), cantidad que cubre las demandas de 40 a 160 kg N-Tot/ha*año que requieren los cultivos de la zona, además de no diferir demasiado de la entregada por el primer filtro. Se observa que la aportación no excede por mucho las necesidades del terreno, siendo esta situación conveniente ya que el nitrógeno en concentraciones elevadas inhibe el crecimiento de las plantas (Stuart y Asano, 1988).

De las velocidades estudiadas se observa un incremento en la remoción de este parámetro al aumentar la tasa de filtración (Tabla 4.17), ya que con la tasa de 40 m/h se presentó la mayor remoción (31 %) y una concentración menor de nitrógeno total (de sólo 9.9 mg N-Tot /L). Mientras que la tasa de 30 m/h tuvo una remoción del 17 % y valores de 13.6 mg N-Tot /L en el agua filtrada.

Por otra parte, la concentración del fósforo en el influente estuvo entre 4.5 y 18 mg P-Tot/L, obteniéndose valores posteriores a la filtración de 1.3 ± 1.5 mgP-Tot/L, correspondiente a una aportación al terreno de 20 kg Ptot/ha*año. Siendo insuficiente esta cantidad para el aporte de nutrientes requerido por el suelo de la región. Al igual que con el nitrógeno se observa una mayor remoción al incrementar la tasa de filtración. Para la velocidad de 40 m/h se tuvo un valor de 96 % de remoción al pasar de 5.8 mg P-Tot/L en el agua cruda a tan sólo 0.3 mg P-Tot/L en el agua filtrada; mientras que la tasa de 30 m/h tuvo una remoción del 77 % (de 9.8 a 2.3 mg P-Tot/L). En las Figuras 4.22 y 4.23 se presentan las gráficas con los valores del nitrógeno y fósforo total durante el seguimiento del piloto. Se ve la relación de las concentraciones a la salida y entrada del proceso.

Figura 4.20. REMOCIÓN DE SÓLIDOS DESPUÉS DEL FILTRO ASCENDENTE

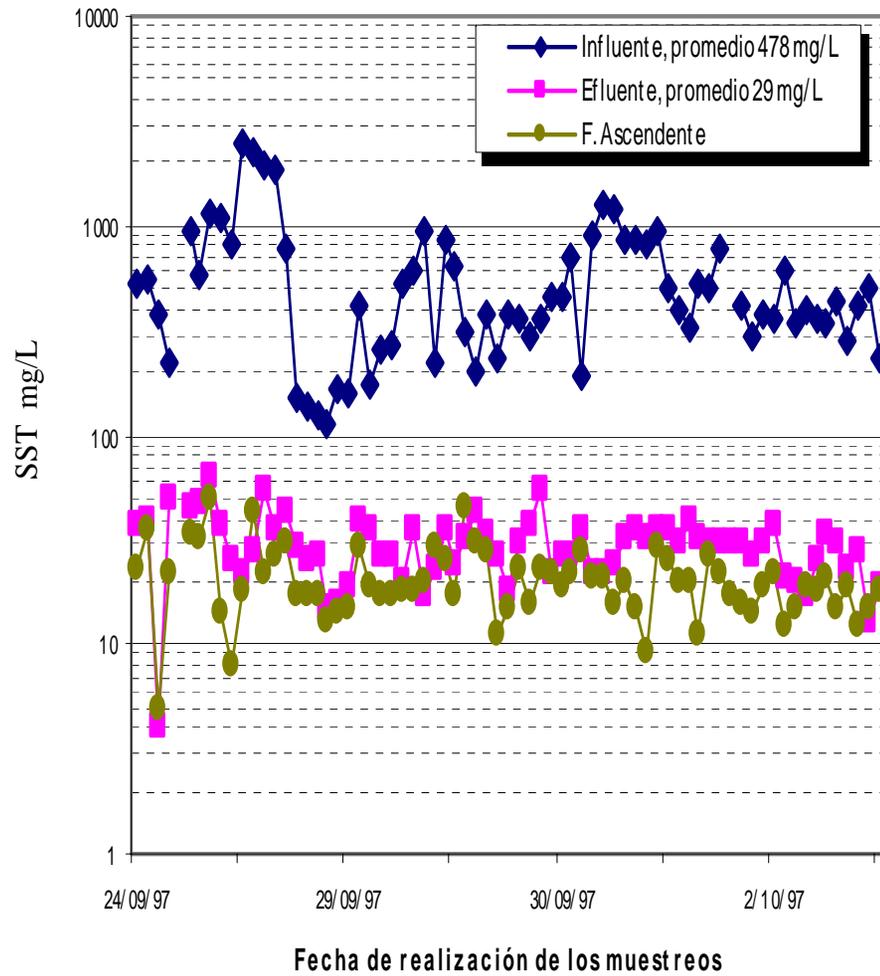


Figura 4.21. REMOCIÓN DE HELMINTOS DESPUÉS DEL FILTRO ASCENDENTE

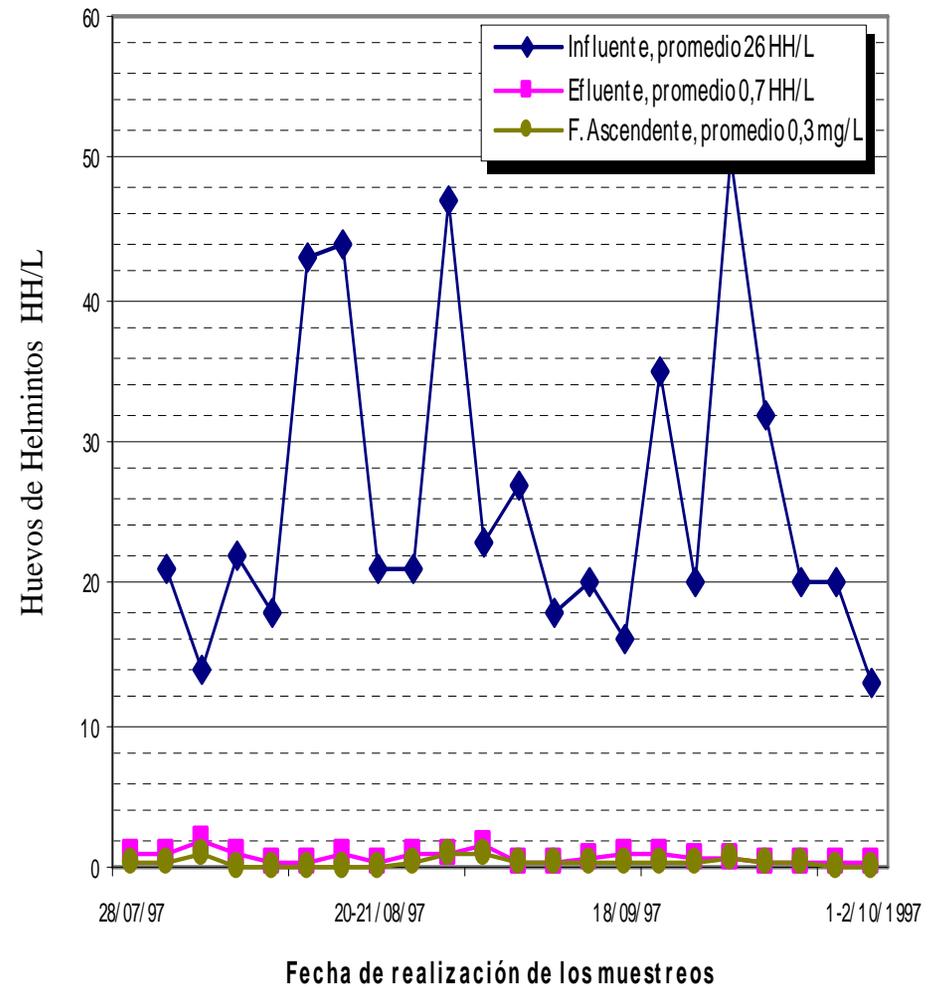


Figura 4.22. REMOCIÓN DE NITRÓGENO DESPUÉS DEL FILTRO ASCENDENTE

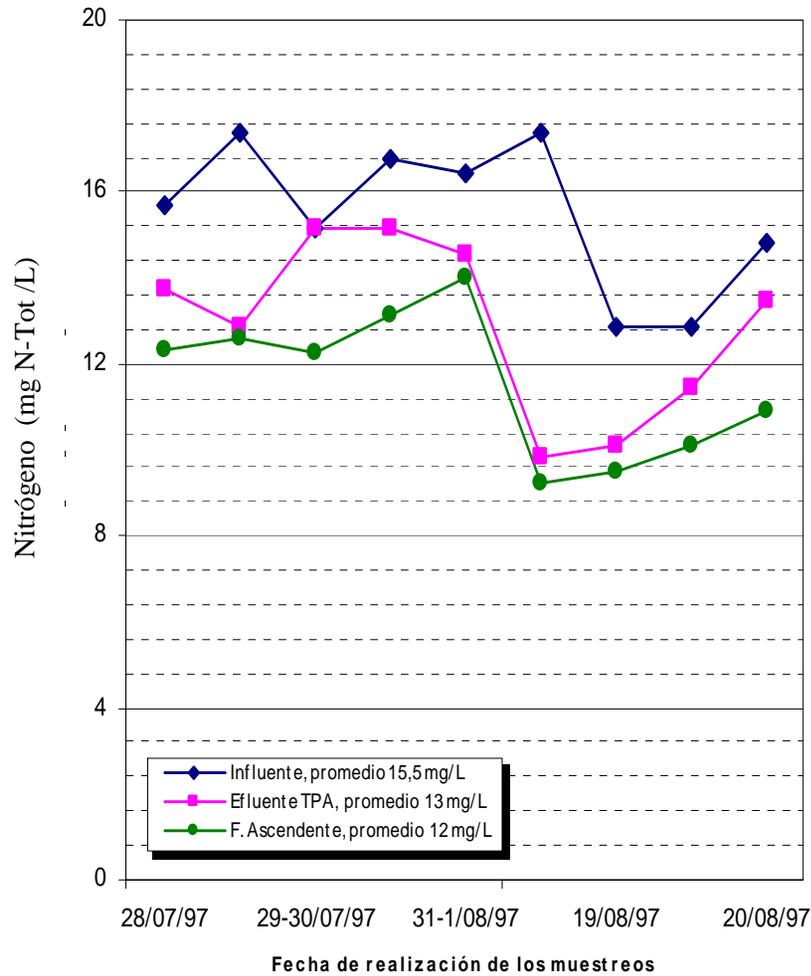
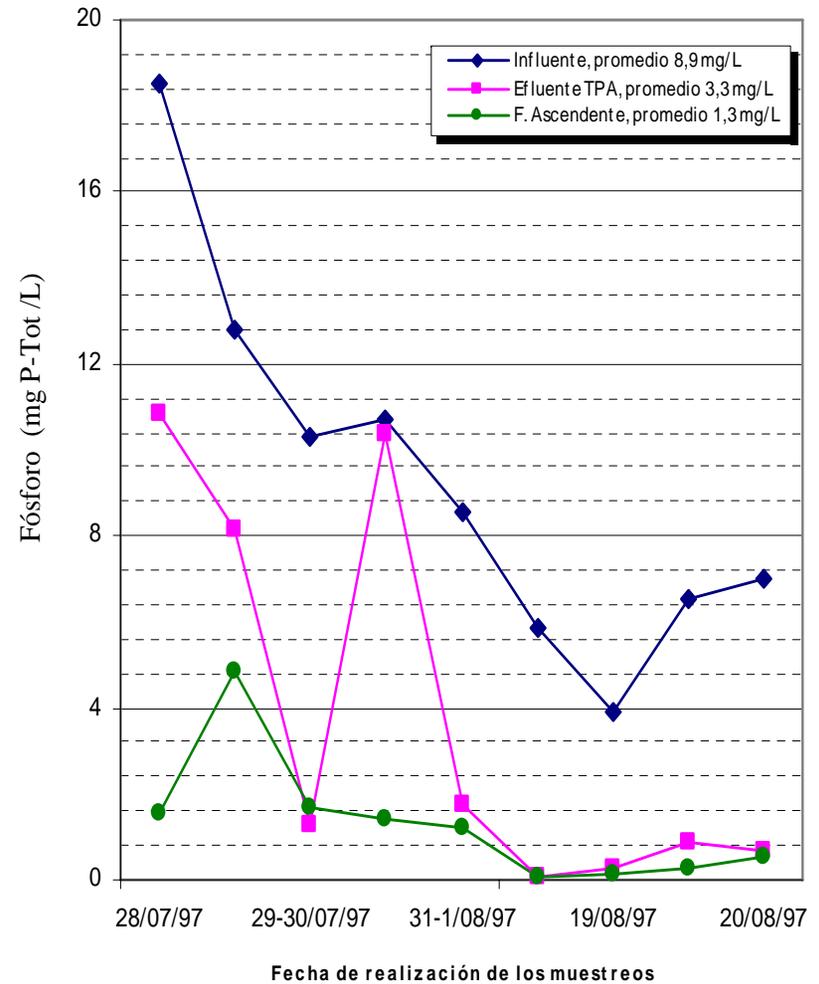


Figura 4.23. REMOCIÓN DE FÓSFORO DESPUÉS DEL FILTRO ASCENDENTE



4.3.3. LAVADO

El lavado es una operación muy importante que si es insuficiente, origina el atascamiento permanente de ciertas zonas, dejando un paso reducido al agua; la pérdida de carga crece rápidamente y la filtración se efectúa localmente, con más rapidez y menos eficacia. En el lecho filtrante pueden desarrollarse entonces microorganismos perjudiciales para la calidad del agua (Degrémont, 1979). El lavado debe efectuarse cuando es alcanzada la pérdida de carga máxima o cuando la calidad del efluente ha disminuido.

Para lavar el material filtrante, se le somete generalmente a una corriente de agua destinada a despegar las impurezas y evacuarlas. El material filtrante debe ser agitado al mismo tiempo en la corriente del agua. Para obtener este resultado pueden emplearse varios métodos. En esta investigación la limpieza del medio filtrante se llevó a cabo con un lavado denominado a la "escuela americana" (Landa, 1996), el cual es un lavado mixto que emplea agua y aire simultáneamente.

El proceso consiste en la inyección de aire para la expansión del medio, al mismo tiempo que se forma un colchón de aire en el falso fondo. Posteriormente se hace pasar agua, en combinación con el aire, para llevar a cabo el lavado. Después de un tiempo el aire es suspendido y se hace pasar sólo agua para realizar el enjuague.

Los tiempos en cada etapa fueron de 1 minuto inicial con sólo aire, entre 8 y 8.5 minutos con la combinación de los fluidos y finalmente 1 min de agua solamente para totalizar un tiempo de lavado de 10 minutos. El gasto empleado para el lavado fue de 3 m³/h y los volúmenes de agua utilizada para la operación de lavado, en algunas de sus carreras se muestran en la Tabla 4.18 para el filtro de flujo descendente y en la 4.19 para el filtro de flujo ascendente.

Con base en la duración de la carrera y la velocidad de filtración se calculó el volumen de agua tratado. También se obtuvo el porcentaje que el volumen de lavado representa con respecto al agua filtrada. En valores reportados, los filtros rápidos de arena utilizan del 1 al 6% del agua filtrada para la operación de lavado (Geyer-Okun, 1971) y más comúnmente 4%.

En la Tabla 4.18 se observa un volumen constante de lavado para el filtro descendente, ya que el procedimiento es en todos los casos igual al descrito líneas arriba. Aquí lo que cambia es el volumen tratado de agua. Los porcentajes empleados fueron de 1.2 a 2.5%, quedando dentro del rango reportado y por debajo del promedio.

Para el filtro de flujo ascendente (Tabla 4.19), se tuvieron dos valores de 0.6 m³ como volumen de agua ocupado para el lavado, esto debido a que el tiempo de trabajo del filtro fue casi del doble de las otras carreras reportadas y por lo tanto, los ciclos de lavado fueron más prolongados. No obstante este incremento en el agua de limpieza, el porcentaje resultante para estos valores fue bajo (de 0.67 a 1.26 %) como consecuencia de las velocidades y duraciones de carrera ocurridas con este filtro. Dichos valores quedan comprendidos en el rango e inclusive su promedio (0.98%) se localiza por debajo del mismo.

Otro aspecto importante es la caracterización del agua de retrolavado para conocer la concentración de los parámetros en ella y determinar su posterior tratamiento. En este caso se tomaron muestras del agua de lavado para su análisis. Las concentraciones de sólidos suspendidos y huevos de helmintos encontradas en el agua generada por el retrolavado de los filtros se presentan en la Tabla 4.20.

En esa Tabla se observa que la concentración de sólidos y huevos de helmintos es muy variable y sin guardar una relación lineal con respecto a la duración de la carrera. Destaca sin embargo, la concentración de 84 HH/L determinada para la duración máxima registrada de 40 horas.

4.3.4. COMPARACIÓN DE LOS SISTEMAS DE FILTRACIÓN.

Uno de los objetivos de instalar dos filtros fue comparar el sentido descendente y ascendente de filtración, para determinar la mejor opción para el efluente del sistema ACTIFLO®. Además de los parámetros analizados en el agua, otro aspecto importante en la selección del flujo de filtración es la cantidad de agua que cada filtro puede tratar, de ahí el que se haya hablado de las velocidades de filtración y la duración de las carreras. Para calcular el agua producida intervienen estos dos elementos, más el volumen de agua que se emplee en el retrolavado del medio filtrante (AWWA, 1990). La Figura 4.24 presenta un comparativo tomando en cuenta las velocidades de filtración trabajadas por cada uno, así como los valores de sólidos suspendidos y huevos de helmintos obtenidos.

Tabla 4.18. VOLUMEN DE AGUA UTILIZADA EN EL RETROLAVADO. FILTRO DE FLUJO DESCENDENTE MEDIO ÚNICO

Fecha	Tasa de filtración m/h	Duración de carrera hrs	Volumen tratado m ³	Volumen de lavado m ³	Agua de lavado %	SST TPA mg/L	SST Filtro mg/L
28/07/97	20	18	23.76	0.4	1.65	26.7	7.45
29/07/97	30	13	25.74	0.3	1.17	12.6	8.77
29/07/97	30	8	15.84	0.4	2.53	17.1	7.98
30/07/97	40	8	21.12	0.4	1.89	19	6.5
30/07/97	40	4	10.56	0.4	3.79	15.4	13.6
31/07/97	30	16	31.68	0.4	1.26	26.2	12.5
01/08/97	30	8	15.84	0.4	2.53	25.4	13.2
02/08/97	20	15	19.8	0.4	2.02	33.8	15.5
03/08/97	20	16	21.12	0.4	1.89	22.5	13.2

Tabla 4.19. VOLUMEN DE AGUA UTILIZADA EN EL RETROLAVADO. FILTRO DE FLUJO ASCENDENTE MULTIMEDIO

Fecha	Tasa de filtración m/h	Duración de carrera hrs	Volumen tratado m ³	Volumen de lavado m ³	Agua de lavado %	SST TPA mg/L	SST Filtro mg/L
28/07/97	20	24	31.68	0.4	1.26	26.7	7.77
29/07/97	30	24	47.52	0.4	0.84	12.6	7.6
30/07/97	40	24	63.36	0.47	0.74	17.1	13.7
31/07/97	30	46	91.08	0.61	0.67	24.1	13.6
02/08/97	20	42	83.16	0.61	0.73	27.7	15.8

Tabla 4.20. CONCENTRACIÓN DE SST Y HH EN EL AGUA DE RETROLAVADO.

Filtro Flujo	Fecha	Tasa de filtración m/h	Duración de carrera hrs	HH HH/L	SST mg/L
Descendente	04/08/97	20	14	52	470
Descendente	21/08/97	11	24	9	166
Descendente	10/08/97	11	22.5	29	207
Ascendente	04/08/97	30	40	84	934
Ascendente	21/08/97	36	24	21	577
Ascendente	10/08/97	40	23.5	21	134

Del gráfico se observa que las mayores velocidades de filtración las obtuvo el filtro de flujo ascendente, ya que trabajó con velocidades entre 30 y 40 m/h y una duración promedio 16.8 horas; mientras que la tendencia en el filtro de flujo descendente fue hacia valores menores; esto debido a que decrecía la duración de carrera para tasas mayores a 20 m/h.

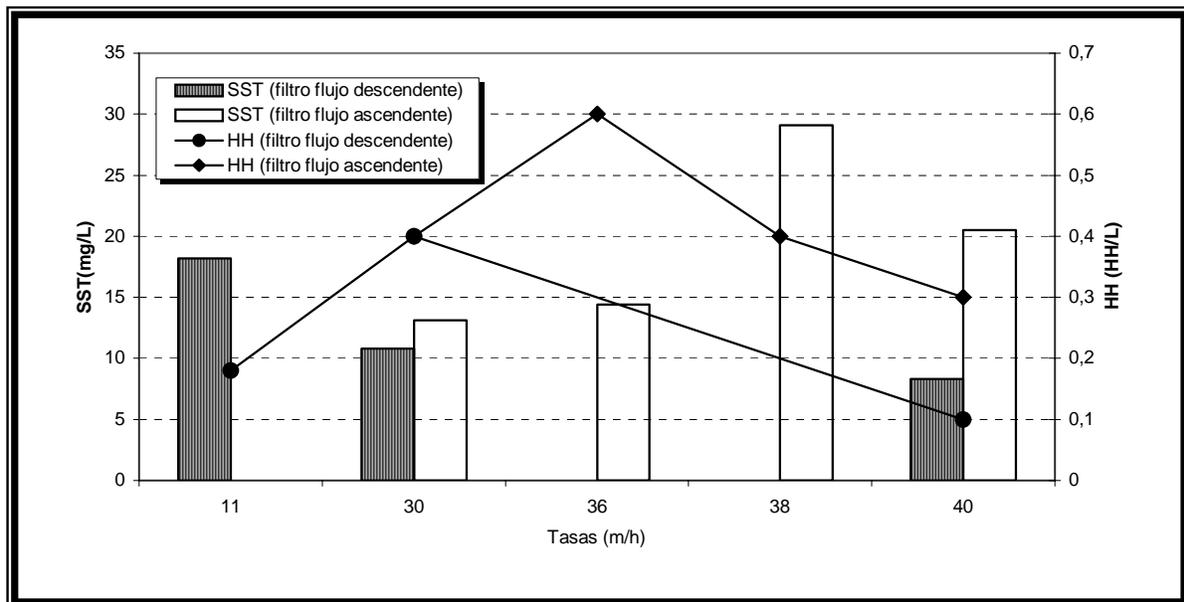


FIGURA 4.24. COMPORTAMIENTO DE LOS SST Y HH EN FUNCIÓN DE LAS VELOCIDADES DE FILTRACIÓN PARA AMBOS FILTROS.

La velocidad más frecuente de filtración en este caso fue de 11m/h con una duración de 16.7 horas. Empleando estos datos para el cálculo del volumen promedio producido por cada filtro (Tabla 4.21) y restando el volumen de agua de retrolavado, se encuentra que el filtro de flujo ascendente es el que tiene una mayor producción debida a la tasa de filtración empleada y la duración de carrera obtenida.

Tabla 4.21. VOLUMEN DE AGUA PRODUCIDO POR TIPO DE FILTRO.

FILTRO FLUJO	TASA SELECCIÓN m/h	DURACIÓN PROMEDIO hrs	VOLUMEN FILTRADO m ³	VOLUMEN LAVADO m ³	VOLUMEN PRODUCIDO m ³
Descendente	11	16.7	12.1	0.4	11.7
Ascendente	40	16.8	44.4	0.5	43.8

Si se analizan los resultados de los parámetros más importantes (Tabla 4.21) no se tienen diferencias significativas en la calidad alcanzada por cada uno de los filtros.

Tabla 4.22. VALORES COMPARATIVOS DE LOS SISTEMAS DE FILTRACIÓN.

FILTRO Flujo	TASA FRECUENTE m/h	DURACIÓN PROMEDIO hrs	SST mg/L	HH HH/L	N-Tot mg/L	P-Tot mg/L	DQO _t mg/L
Descendente	11	16.4	12.4 ± 2.2	0.2 ± 0.3	12.3 ± 3.9	1.5 ± 2.2	135 ± 14.5
Ascendente	40	20.7	18.9 ± 6.0	0.4 ± 0.1	11.8 ± 0.5	1.3 ± 1.1	153 ± 17.5

4.4. DISTRIBUCIÓN DEL TAMAÑO DE PARTÍCULAS.

Un primer análisis comparativo entre sólidos suspendidos y huevos de helmintos, presentes en una muestra de agua, puede darse al graficar los valores obtenidos de sus determinaciones (Figura 4.25) en cada una de las etapas del muestreo.

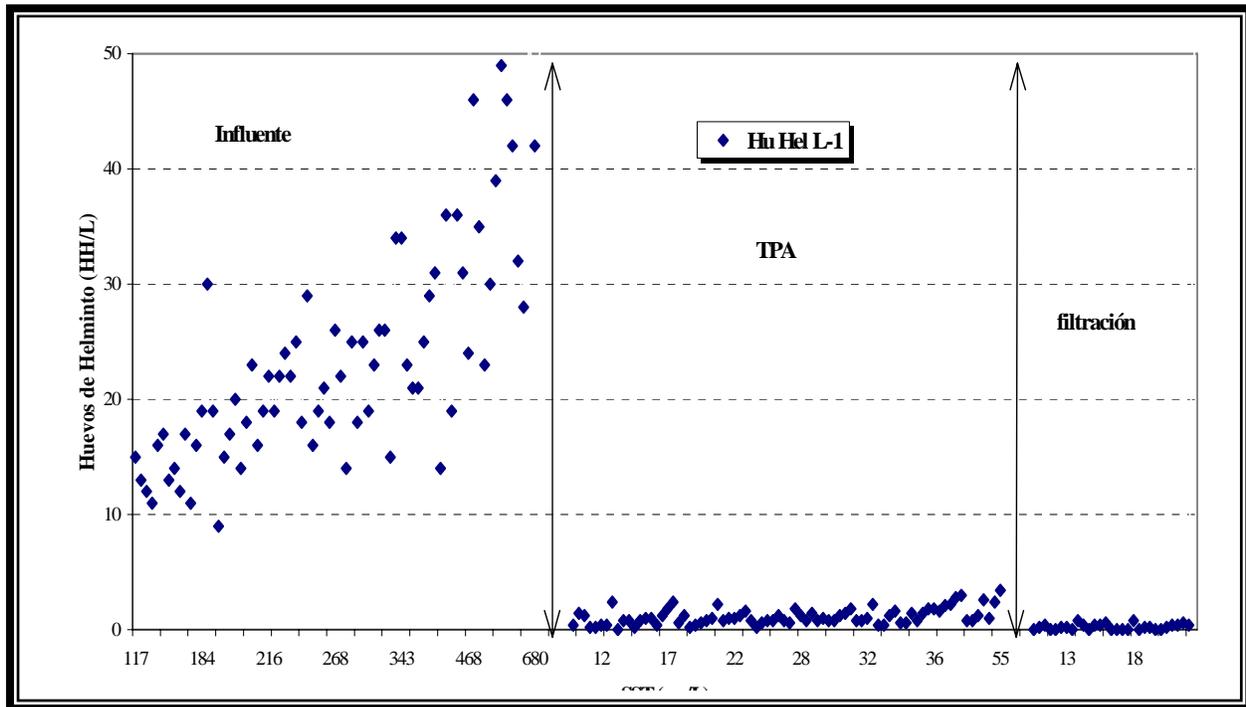


FIGURA 4.25. RELACIÓN ENTRE HUEVOS DEL HELMINTOS Y SST EN EL AGUA CRUDA, EFLEUNTE DEL TPA Y FILTRADA.

En el gráfico se observa cierta correspondencia en los datos. En el caso del TPA, a un valor promedio de 1.2 ± 0.7 HH/L (y 3.4 HH/L como máximo) puede asociarse un valor de sólidos de 27 ± 10.5 (y 55 mg/L como máximo). Pero, valores menores de sólidos no implicarán necesariamente una disminución de huevos de helmintos en el efluente. Para el caso de los filtros los valores de helmintos encontrados variaron de 0.0 a 0.8 HH/L (con un promedio de 0.28 HH/L) para una concentración de sólidos de 15.6 mg/L.

Para lograr una correlación más exacta entre estos parámetros, un estudio de distribución del tamaño de partículas aporta elementos para dar mayor soporte a esta relación.

En esta investigación se trabajó con un contador de partículas que mostraba la distribución en % de volumen de las partículas que estaban presentes en una muestra. Con un rango de medición de 0.04 a 200 μm .

Para hacer el comparativo se determinaron los sólidos suspendidos, los huevos de helminto y la DTP de las muestras compuestas obtenidas de las carreras de los filtros. De estos estudios se

seleccionaron los más representativos para este sistema, por lo que se presentan a continuación sólo cinco estudios realizados con la planta piloto en las diferentes etapas del proceso: agua cruda, efluente del TPA de floculación lastrada y efluente de la filtración con arena.

En el periodo en que se llevaron a cabo estos estudios, el filtro de flujo descendente presentó problemas en la duración de la carrera por lo que sus muestras compuestas fueron desechadas al no completarse el volumen requerido para el análisis de helmintos (5 L), dando lugar a que se trabajara sólo con las muestras generadas del seguimiento del filtro de flujo ascendente.

Para obtener la gráfica de cada muestra, era necesario repetir la corrida en el aparato de conteo un mínimo de tres veces para verificar su tendencia. Si era similar, con estas tres corridas se elaboraba una gráfica promedio. En caso contrario se repetían las corridas hasta obtener la confirmación de la tendencia. Ya con esta gráfica promedio, se enviaban los datos a una hoja de cálculo (EXCEL) para asociar cada distribución con su correspondiente concentración de sólidos suspendidos, y así obtener la distribución con respecto a los SST. Estas gráficas finales son las que se presentan en las gráficas de la Figura 4.26.

Conociendo el tamaño reportado en la literatura (Ayres, 1989) para los helmintos, entre 20 y 90 μm , puede enfocarse la eliminación de los sólidos hacia ese rango. En esta investigación se trabajaron las muestras en paralelo con respecto a la determinación de los sólidos suspendidos, huevos de helmintos y distribución del tamaño de partículas (DTP), calculando las remociones en el rango correspondiente a la dimensión de los helmintos. La Figura 4.26 muestra la distribución de partículas típica para el sistema ACTIFLO®, marcándose la zona entre 20 y 90 μm .

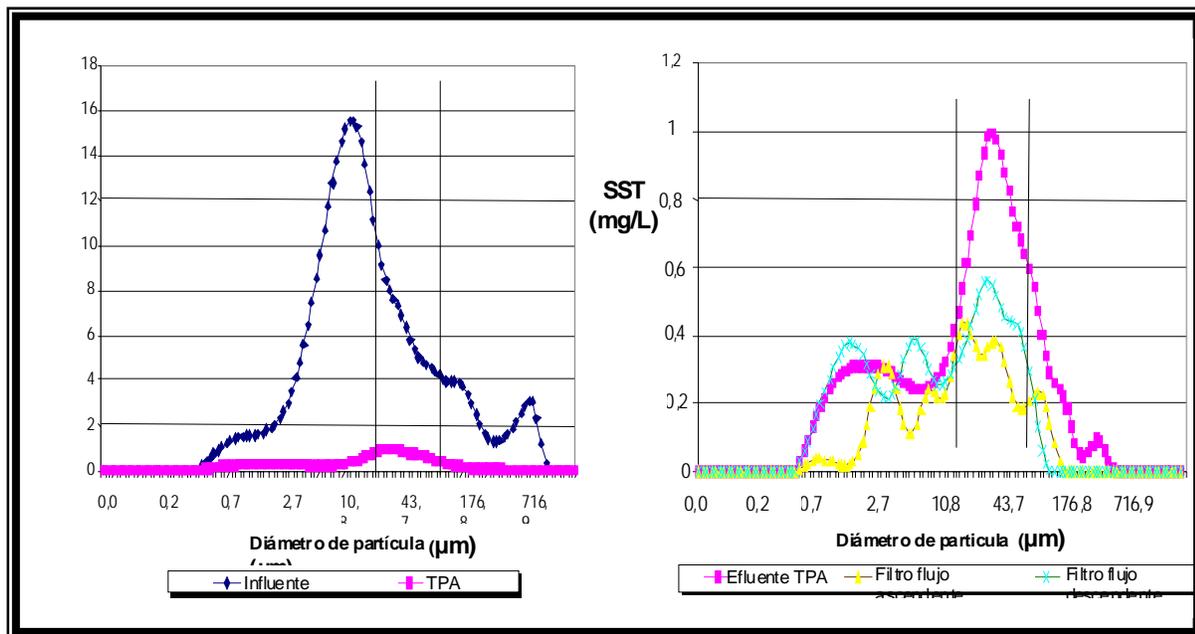


FIGURA 4.26. DISTRIBUCIÓN DEL TAMAÑO DE PARTÍCULAS EN AL AGUA CRUDA, EFLUENTE DEL TPA Y EFLUENTE DE FILTRACIÓN.

A partir de estos gráficos se determinó que el 26% de los sólidos suspendidos presentes en el influente se encuentran en este intervalo (Tabla 4.23). Esta proporción baja a 3.03 % para el efluente del TPA y a 1.13 % y 1.52% para los filtros descendente (Filtro 1) y ascendente (Filtro 2) respectivamente.

Se observa un porcentaje mayor de SST para el filtro 2, que si se compara con los valores promedio de huevos de helmintos y sólidos suspendidos de la Figura 4.24, en este mismo capítulo, coincide la tendencia en los valores ya que el promedio de helmintos fue mayor para el filtro ascendente.

Tabla 4.23. PORCENTAJE DE SST EN EL INTERVALO DE TAMAÑO DE LOS HH.

Rango (µm)	Influente SST (mg/L)	TPA SST (mg/L)	Filtro 1 SST (mg/L)	Filtro 2 SST (mg/L)
0.04-0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
0.1-1	10.67	1.95	0.3	2.18
1-10	150.07	7.15	4.49	7.66
10-20	97.84	3.78	2.67	2.58
20-100	110.56	12.86	4.79	6.47
100-200	55.78	1.66	0.13	0.00
Total	424.92	27.5	12.39	18.9
Porcentaje de SST	(%)	(%)	(%)	(%)
	26.02	3.03	1.13	1.52

Teniendo un soporte adicional, con el análisis de la Distribución del Tamaño de Partículas, sobre la baja probabilidad de encontrar huevos de helmintos en el efluente de los filtros.

CONCLUSIONES

A partir de la investigación realizada se concluye,

- Se demostró que el Tratamiento Primario Avanzado con floculación lastrada es una tecnología capaz de trabajar a muy diversas tasas de sedimentación e inclusive superar lo reportado en la literatura (180 m/h ó 4 320 m³/m²·d)
- Las remociones obtenidas con el proceso ACTIFLO® fueron mayores a las registradas para un TPA convencional (Shao *et al*, 1993). En el caso de los sólidos suspendidos la remoción de este parámetro fue del 92.6 % (de 361±342 a 27±16 mg/L) en promedio, contra un 75 u 80% reportado, inclusive en las etapas en que se presentaron las concentraciones más elevadas de los sólidos en el influente.
- Referente a la eliminación de parásitos y tomando como indicador a los huevos de helmintos, se reportaron valores en el efluente del TPA de 0 a 3.4 HH/L, con un valor promedio de 1.2 HH/L. Comparando este valor con el establecido en la NOM-001-SEMARNAT-1996 y con los criterios de la WHO, 1989 de tener menos de 1 HH/L se concluye que el TPA con floculación lastrada no garantiza en todo momento la correcta eliminación de los helmintos. Confirmándose de esta manera la necesidad de un sistema complementario, como la filtración, que refuerce al tratamiento físico-químico.
- Del Estudio de Arranque puede señalarse el poco tiempo requerido por el proceso ACTIFLO® para su estabilización (10 min), superando por mucho a los sistemas biológicos e inclusive a otros procesos físico-químicos. Señalando esto como una ventaja que ofrece dicho proceso. Contribuye en gran medida el uso de microarena como lastre en la floculación.
- Para la etapa de filtración se pueden emplear los dos tipos de flujo. Para el caso del flujo con velocidad descendente medio único (F1) la mayor duración de corrida se obtuvo a 11 m/h mientras que para el filtro con flujo ascendente multimedio (F2) para 40 m/h. Con los datos anteriores se puede concluir sin embargo que, dada la eficiencia obtenida y la alta velocidad de filtración empleada, transformada en un mayor volumen de agua producida, el filtro de flujo ascendente es la mejor opción para filtrar el efluente del TPA con floculación lastrada estudiado.
- Referente a los SST estos fueron de 12.4 ±2.2 (para F1) y de 18.9 ±6.0 (para F2). En el tema de HH, en ambos casos se obtuvieron valores menores a 1 HH/L en el efluente (0.3 HH/L en promedio), es decir, un 98.9 % de eficiencia. La concentración de materia orgánica calculada como aporte de murientes al suelo fue de 186.6 kg N-Tot/ha* año y de 27 kg

P_{tot}/ha*año., siendo suficiente en el caso del nitrógeno pero no en el del fósforo. Cabe hacer notar que la mayor remoción de este nutriente se da desde el TPA (57% en promedio).

- En el caso de la Distribución del Tamaño de Partículas, se identificó una disminución de la presencia de sólidos y la de HH en las diferentes fases del proceso. Enfatizando esta situación en el rango identificado de 20 a 80 μm que corresponde al tamaño reportado para los HH. Se identifica como un posible método alternativo para la detección de HH, enfatizando que se requiere estudiar más su aplicación.

ANEXO A

Base de datos del TPA con floculación
lastrada con arena.

ANEXO A

Base de datos del TPA con floculación
lastrada con arena.

REFERENCIAS

- Ayres R., (1989) *Enumeration of Parasitic Helminthes in raw treated wastewater*. Leeds University Department of Civil Engineering. A contribution to the International Drinking Water Supply and Sanitation Decade 1981-1990, pp 17-24.
- APHA, AWWA, WEF (1995), *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation. 19th Edition. Edited by Andrew D. Eaton, Lenore, S. Clescery and Arnold E. Greenberg.
- Capella A. (1996) *Proyecto del Saneamiento del Valle de México*, , Comisión Nacional del Agua (CNA).
- Chávez Alma, (2004), *Optimización del Tratamiento Primario Avanzado vía Distribución del Tamaño de Partícula*, Tesis para obtener el grado de Doctora en Ingeniería, DEPFI, UNAM.
- Chávez A. y Jiménez C. (2000), *Determinación del efecto del gradiente y del tiempo de agitación sobre la distribución del tamaño de partículas y del contenido de huevos de Helminto en el Agua Residual*. 2º Simposio Internacional de Reúso del Agua, Aguas Residuales y Residuos Industriales, CINAM-UAM. Pp 60-30 a 60-45, Sesión 0060, México, D.F.
- Cifuentes E.; Blumenthal J.; Ruiz-Palacios G. and Beneth S. (1992) *Health Impact Evaluation of Wastewater in Mexico Public Health Revue*. 19, 243-250.
- Comisión Nacional del Agua (2007) *Estadísticas del Agua en México*, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México pp 259
- Comisión Nacional del Agua (2006), *Inventario de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales*.
<http://www.cna.gob.mx/eCNA/Espaniol/Publicaciones/InventarioNacional06/ResumenT.pdf>
- Comisión Nacional del Agua (2006) *Manejo de las Aguas Residuales para el Combate a la Pobreza en las Grandes Ciudades, El Caso de la Ciudad de México*, México 2006 IV Foro Mundial del Agua, pp 13.
- Comisión Nacional del Agua (1993) *Resultados de la red estatal de monitoreo en Hidalgo a partir de 1985-1993*, México.
- Degrémont "Manual técnico del agua", (1979), Cuarta edición. Artes gráficas Grijelmo, S.A.

- Environmental Protection Agency (2004) *Guidelines for Water Reuse*. Report EPA/625/R-04/108. U.S. Municipal Support Division Office of Wastewater Management Office of Water Washington, DC pp 90-100 y 106-116.
- Environmental Protection Agency (1992a) *Guidelines for Water Reuse*. Report EPA/625/R-92/004. U.S. Agency for International Development and Technology Development. Washington, DC pp 186.
- Environmental Protection Agency (1992b) *Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge*. Environmental Regulations and Technology. Report EPA/625/R-92/013 pp 152.
- Geyer, J.; Okun, D. y Fair, G. (1971), *Purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales: Vol. II*. Edit. Limusa, México. pp 217-276.
- Guibelin E., Delsalle F. and Binot P. (1994) The Actiflo® process. A highly compact and efficient process to prevent water pollution by stormwater flows. *Wat. Sci. Tech.* 30 (1), 87-96.
- Jiménez, B. y Marín, L. (2004) *El agua en México, vista desde la Academia*, Academia Mexicana de Ciencias, México, D.F., pp 15-32. Y 33-37
- Blanca Elena Jiménez Cisneros, Alma C. Chávez Mejía y Vanesa Silva Castro (2002), *Riego Agrícola con agua residual y sus implicaciones en la salud. Caso práctico*. XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS), Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales, A.C. (FEMISCA). Memorias en disco II-JIMENEZ-MEXICO-1. Cancún, Q. Roo, México
- Jimenez, B. Chavez, A. and Hernandez, C. (1999) Alternative Treatment for Wastewater Destined for Agricultural Use. *Wat. Sci. Tech.* 40 (4-5), 355-362.
- Jimenez, B., Chavez, A. and Capella A. (1997) Advanced Primary Treatment of wastewater from the Valley of Mexico Reused for Crop Irrigation. The 70th Annual Conference and Exposition, Vol. 7. Part. 2, Session 32, pp 311-320, ISBN N-1-57278-III-3. Chicago, Illinois, USA (October, 18-22, 1997).
- Jiménez B., Chávez, A. y Hurtado C., (1995) *Tratabilidad del agua residual del valle de México*", Informe para la Comisión Nacional del Agua, México.
- Jiménez B., (1995) *Filtración de agua*. Instituto de Ingeniería. Series del Instituto de Ingeniería 572, UNAM.

- Jiménez B., (1995) Wastewater reuse to increase soil productivity, *Water Science and Technology*, Vol. 32 N°. 12, pp.173-180
- Lamothe R. y García L. (1988) *Helminthiasis del hombre en México*. Tratamiento y profilaxis. A.G.T. Editor, S.A. Primera edición. México, D.F.
- Jiménez, B., Capella, A., y Landa, H. (1998) *Advanced Primary Treatment: a new technology*. *Water Reuse Conference Proceedings*. AWWA-WEF, 269-279. Lake Buena Vista, Florida, Estados Unidos.
- Landa, H. (1996) *Filtración rápida de un efluente Primario Avanzado*. Tesis para obtener el grado de Maestro en Ingeniería Ambiental. DEPMI, UNAM.
- Levine, A. Tchobanoglous G. and Asano, T. (1991), Particle Contaminants in Wastewater: A comparison of Measurement Techniques and Reported Particle Size Distributions, *American Filtration Society* 4 (2) 89-105.
- Leyva, A. (1997) *Determinación de los criterios de ingeniería básica para remover huevos de helmintos por filtración usando un empaque convencional y otro novedoso*. Tesis para obtener el título de Ingeniero Civil, Instituto de Ingeniería, UNAM.
- Metcalf & Eddy (2003) *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. McGraw-Hill Book Company, 4th Edition, USA. pp 49, 344-345, 478-480, 1044-1051.
- Metcalf & Eddy (1996) *Ingeniería de aguas residuales tratamiento, vertido y reutilización*. McGraw Hill. Tercera edición. Volumen 1 y 2.
- Metcalf & Eddy Inc. (1991) *Wastewater Engineering: Treatment Disposal and Reuse*. McGraw-Hill Book Company, USA. pp 472-485.
- Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-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 de enero de 1997.
- PAOT, (2003) Informe anual 2003, en línea, Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del D.F. Disponible en Word Wide Web: <http://paot.org.mx/centro/paot/informe2003/index.html>
- Shao Y., Jenkins D., Wada F. and Crosse, J (1996). Advanced Primary Treatment: An alternative to Biological Secondary Treatment: the City of Los Angeles, Ca. Hyperon Treatment Plant Experience. *Wat. Sci. Tech.* Vol.34, No. 3-4, pp 223-233.

- Shuval, H. (1991), Health Guidelines and Standards for Wastewater Reuse in Agriculture: Historical Perspectives. *Wat. Sci. Tech.* 23 (10-12), 2037-2080.
- Siebe, C. (1998), *Nutrient inputs to soils and their uptake by alfalfa through lon-term irrigation with untreated sewage effluente in Mexico*, Soil Use and Management, 14, 119-122.
- Sotomayor, C. Vásquez, B., Aguilar, F. y Croda, R. (1994) Identificación de Helmintos. Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (SMISA). Año 7, No. 23. México.
- Steel, E.W. y Mc Ghee, T.J. (1881). Abastecimiento de agua y alcantarillado. Editorial Gustavo Gili, S.A. Barcelona, España.
- Stuart y Asano, (1990). *Irrigation with reclaimed municipal wastewater - A guidance manual*. California State Resource Central Board USA.
- Tambo, N. (1990), Basic Concepts and innovate turn of coagulation/flocculation. *Water Supply*; 8; Jonkoping, pp 1-10.
- Tchobanoglous, G. (1995), Particle-Size Characterization: The Next Frontier. *J. Environ. Eng.* 121 (10-12), 844-845.
- World Health Organization (2006) *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater, Vol. 2: Wastewater use in agriculture*, pp 60-70. WHO web, http://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/gsuweg2/en/index.html
- World Health Organization (1989) *Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture*, Technical Report Series no. 778. WHO, Geneva.

OBJETIVO GENERAL

Evaluar la capacidad de tratamiento del agua residual generada en el Valle de México mediante un proceso primario avanzado que emplea una floculación lastrada con arena y su posible reúso como agua para riego agrícola.

METAS

- Se determinará la remoción de sólidos suspendidos totales (SST) y de huevos de helmintos (HH) en el efluente del TPA con floculación lastrada, al trabajar bajo diversas condiciones de operación, al modificar la tasa de sedimentación y la dosificación de coagulante y floculante.
- Se tomará como referencia la NOM-001-SEMARNAT-1996 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Así como las recomendaciones de la WHO, 1989 en cuanto a la calidad de huevos de helmintos que debe contener el agua destinada a riego de cultivos de consumo crudo.
- Se evaluará, mediante un estudio de arranque, la rapidez de respuesta del TPA de floculación lastrada ante cambios repentinos en las condiciones de operación.
- Se complementará el tratamiento primario avanzado con dos sistemas de filtración, de flujo descendente y ascendente, para la producción de agua para riego.
- Se analizarán, además de los parámetros de SST y HH, la concentración de nitrógeno y fósforo en el Efluente del TPA y de la Filtración para saber si es suficiente su aportación para los cultivos de la región.
- Se observará la disminución de la presencia de SST y HH por medio de un análisis del tamaño de distribución de partículas contenidas en las diferentes etapas del proceso.

INDICE DE FIGURAS

	Pag.
Figura 1.1. Sistema de Drenaje del Valle de México.	5
Figura 2.1. Configuraciones básicas del tratamiento primario.	12
Figura 2.2. Diagrama de proceso de un tratamiento TPA convencional de alta tasa. Proceso de la empresa ATLATEC.	15
Figura 2.3. Diagrama del sistema de tratamiento DENSADEG®.	16
Figura 2.4. Diagrama de flujo de la planta piloto de MICROSEP®.	17
Figura 2.5. Diagrama de flujo del tren de tratamiento del proceso ACTIFLO®	18
Figura 2.6. A)Huevo de Helminetos, B)Larva en el momento de la eclosión, C)Larvas adultas .	23
Figura 3.2. Rejillas para la retención de sólidos	29
Figura 3.3. Esquema de funcionamiento de un TPA de floculación lastrada	30
Figura 3.4. Sedimentador de placas	30
Figura 3.5. Vista general de la planta de piloto con floculación lastrada	31
Figura 3.6. Reincorporación de la microarena al proceso	31
Figura 3.7. Hidrociclón para la separación de la microarena	32
Figura 3.8. Sistema de filtración en paralelo	34
Figura 3.9. Curvas promedio de la distribución del tamaño de partículas de un agua cruda y un efluente del TPA.	37
Figura 3.10. Contador de partículas, COULTER® LS 230	38
Figura 4.1. Eliminación de sólidos a la salida del TPA	49
Figura 4.2. Eliminación de la DQO a la salida del TPA ACTIFLO®	50
Figura 4.3. Eliminación de huevos de helmintos a la salida del TPA	52
Figura 4.4. Eliminación de N-Tot a la salida del TPA ACTIFLO®	53
Figura 4.5. Eliminación del fósforo total a la salida del TPA ACTIFLO®	54
Figura 4.6. Remoción de los sólidos suspendidos con respecto al tiempo en el primer arranque	56
Figura 4.7. Remoción de la turbiedad con respecto al tiempo en el primer arranque	56
Figura 4.8. Remoción de los sólidos suspendidos con respecto al tiempo en el segundo arranque	58

Figura 4.9.	Remoción de la turbiedad con respecto al tiempo en el segundo arranque	58
Figura 4.10.	Remoción de los sólidos suspendidos con respecto al tiempo en el tercer arranque	59
Figura 4.11.	Remoción de la turbiedad con respecto al tiempo en el tercer arranque	59
Figura 4.12.	Comportamiento de los SST en el cuarto arranque	61
Figura 4.13.	Comportamiento de la turbiedad en el cuarto arranque	61
Figura 4.14.	Duración de carrera con respecto a las tasas trabajadas con el filtro de flujo descendente	64
Figura 4.15.	Remoción de sólidos suspendidos con el filtro descendente	67
Figura 4.16.	Remoción de huevos de helmintos después del filtro descendente	67
Figura 4.17.	Remoción del nitrógeno después del filtro descendente	69
Figura 4.18.	Remoción del fósforo después del filtro descendente	69
Figura 4.19.	Duración de carrera con respecto a las tasas trabajadas con el filtro de flujo ascendente	70
Figura 4.20.	Remoción de sólidos suspendidos con el filtro ascendente	75
Figura 4.21.	Remoción de huevos de helmintos después del filtro ascendente	75
Figura 4.22.	Remoción del nitrógeno después del filtro ascendente	76
Figura 4.23.	Remoción del fósforo después del filtro ascendente	76
Figura 4.24.	Comportamiento de los SST y HH en función de las velocidades de filtración para ambos filtros.	
Figura 4.25.	Relación entre huevos de helmintos y SST en un agua cruda, efluente del TPA y filtrada,	82
Figura 4.26.	Distribución del tamaño de partículas en el agua cruda, efluente del TPA y efluente de filtración.	83

INDICE DE TABLAS

	Pag.
Tabla 1.1. Gasto suministrado al valle de México por tipo de fuente.	3
Tabla 1.2. Caracterización del agua proveniente del valle de México	4
Tabla 1.3. Aumento en la productividad por el uso de agua residual en el Distrito de Riego 03.	6
Tabla 1.4. Usos potenciales del agua recuperada.	7
Tabla 1.5. Calidad de efluentes en diferentes procesos.	9
Tabla 1.6. Remoción esperada de microorganismos para varios sistemas de tratamiento de aguas residuales.	10
Tabla 2.1. Tipos de tratamiento primario	13
Tabla 2.2. Etapas principales de un TPA convencional con sedimentación de alta tasa.	14
Tabla 2.3. Etapas principales de un TPA con manto de lodos y sedimentación de alta tasa.	16
Tabla 2.4. Etapas principales de un TPA lastrado con microarena y sedimentación de alta tasa..	17
Tabla 2.5. Naturaleza de la filtración.	19
Tabla 2.6. Clasificación de los filtros a profundidad.	20
Tabla 2.7. Helmintos más importantes con respecto a la salud humana	24
Tabla 2.8. Prevalencia de infecciones intestinales a causa de <i>Ascaris lumbricoides</i> de acuerdo a la exposición y edad.	25
Tabla 3.1. Parámetros incluidos en el seguimiento de la planta piloto	33
Tabla 3.2. Principales características de los filtros	35
Tabla 3.3. Tipos de arranque analizados en la planta piloto	36
Tabla 4.1. Resultados para una tasa de 180 m/h y cloruro férrico como coagulante	39
Tabla 4.2. Resultados para una tasa de 180 m/h y sulfato de aluminio como coagulante	40
Tabla 4.3. Resultados para una tasa de sedimentación de 60 m/h	41
Tabla 4.4. Resultados para una tasa de sedimentación de 90 m/h	41
Tabla 4.5. Resultados para una tasa de sedimentación de 100 m/h	42
Tabla 4.6. Resultados para una tasa de sedimentación de 120 m/h	43
Tabla 4.7. Resultados para una tasa de sedimentación de 130 m/h	44
Tabla 4.8. Resultados para una tasa de sedimentación de 160 m/h	44
Tabla 4.9. Resultados para una tasa de sedimentación de 180 m/h	45

Tabla 4.10.	Resultados para una tasa de sedimentación de 200 m/h	46
Tabla 4.11.	Resumen de tasas de operación evaluadas con el sistema ACTIFLO®	47
Tabla 4.12.	Resultados generales del influente y efluente del proceso ACTIFLO®	48
Tabla 4.13.	Sólidos Suspendidos Totales resultantes en el cuarto arranque	60
Tabla 4.14.	Resumen de las carreras realizadas por el filtro de flujo descendente	63
Tabla 4.15.	Resultados de acuerdo a las velocidades de filtración trabajadas con el filtro de flujo descendente	66
Tabla 4.16.	Resumen de las carreras realizadas por el filtro de flujo ascendente	71
Tabla 4.17.	Resultados de acuerdo a las velocidades de filtración trabajadas con el filtro de flujo ascendente	73
Tabla 4.18.	Volumen de agua utilizada en el retrolavado. Filtro de flujo descendente	79
Tabla 4.19.	Volumen de agua utilizada en el retrolavado. Filtro de flujo ascendente	79
Tabla 4.20.	Concentración de SST y HH en el agua de retrolavado	80
Tabla 4.21.	Volumen de agua producida por tipo de filtro	81
Tabla 4.22.	Valores comparativos de los sistemas de filtración	81
Tabla 4.23.	Porcentaje de SST en el intervalo del tamaño de los HH	84