

93



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE INGENIERÍA

**SEDIMENTACION DE ALTA TASA EN EL
TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES
DE TIPO DOMESTICO.**

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:
INGENIERA CIVIL
P R E S E N T A ,
SILVIA MONTIEL PALMA

DIRECTOR: M.C. CONSTANTINO GUTIERREZ PALACIOS



288399

MEXICO, D. F.

2001



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL
AVENIDA DE
MEXICO

FACULTAD DE INGENIERIA
DIRECCION
FING/DCTG/SEAC/UTIT/016/99

Señorita
SILVIA MONTIEL PALMA
Presente

En atención a su solicitud me es grato hacer de su conocimiento el tema que propuso el profesor M. en C. **CONSTANTINO GUTIERREZ PALACIOS**, que aprobó esta Dirección, para que lo desarrolle usted como tesis de su examen profesional de **INGENIERO CIVIL**.

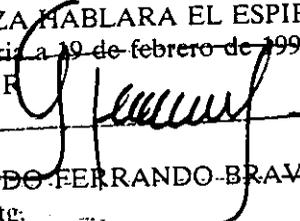
"SEDIMENTACION DE ALTA TASA EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE TIPO DOMESTICO"

- INTRODUCCION
- I. GENERALIDADES
- II. TEORIA DE LA SEDIMENTACION
- III. SEDIMENTACION DE ALTA TASA
- IV. PARAMETROS DE DISEÑO
- V. EJEMPLO DE DISEÑO
- CONCLUSIONES
- BIBLIOGRAFIA

Ruego a usted cumplir con la disposición de la Dirección General de la Administración Escolar en el sentido de que se imprima en lugar visible de cada ejemplar de la tesis el Título de ésta.

Asimismo le recuerdo que la Ley de Profesiones estipula que deberá prestar servicio social durante un tiempo mínimo de seis meses como requisito para sustentar Examen Profesional.

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitario a 19 de febrero de 1999
EL DIRECTOR


ING. GERARDO FERRANDO BRAVO
GFB/GMP/mstg:

Agradecimientos:

Al pueblo de México y a la Universidad Nacional Autónoma de México por permitirme ser orgullosamente parte de ellos.

A mis padres y hermanas, ejemplo de ternura, afecto y responsabilidad.

Al M. C. Constantino Gutiérrez Palacios por su apoyo y confianza.

A mis maestros, amigos y todos aquellos quienes, de una u otra forma me siguen ayudando a crecer y aprender de cada momento de la vida.

Índice

<i>Introducción</i>	<i>1</i>
<i>Capítulo 1 Generalidades</i>	<i>4</i>
1.1 Fuentes y tipos de aguas residuales	5
1.2 Composición de las aguas residuales	6
1.2.1 Parámetros físicos	7
1.2.2 Parámetros químicos	9
1.2.3 Parámetros biológicos	13
1.3 Procesos de tratamiento aplicados a las aguas residuales	14
1.3.1 Objetivos del tratamiento	14
1.3.2 Clasificación de los métodos de tratamiento	14
1.4 Legislación nacional en materia de control de la contaminación del agua proveniente del uso doméstico	29
<i>Capítulo 2 Teoría de la sedimentación</i>	<i>30</i>
2.1 Introducción	31
2.2 Tipos de Sedimentación	31
2.2.1 Sedimentación discreta	32
2.2.2 Sedimentación floculada	36
2.2.3 Sedimentación por zonas	38
2.2.4 Sedimentación por compresión	40
2.3 Factores de influencia	41
2.3.1 Características del agua	41
2.3.2 Condiciones hidráulicas	42
2.3.3 Factores externos	43

Capítulo 3 <i>Sedimentación de alta tasa</i>	44
3.1 Introducción	45
3.2 Fundamentos	46
3.3 Teoría de la sedimentación laminar	47
3.4 Establecimiento del régimen laminar	49
3.5 Tipos de sedimentadores laminares	49
3.5.1 De flujo horizontal	50
3.5.2 De flujo inclinado	51
3.6 Factores de influencia en la eficiencia de la sedimentación laminar	53
3.6.1 Características de los módulos	53
3.6.2 Número de Reynolds	56
3.6.3 Carga superficial en el sedimentador	57
3.6.4 Tiempo de operación	58
3.6.5 Características del agua	59
3.6.6 Coagulación	59
Capítulo 4 <i>Parámetros de diseño</i>	61
4.1 Introducción	62
4.2 Parámetros generales de diseño	62
4.3 Diseño para sedimentadores de alta tasa	63
4.3.1 Zona de entrada	63
4.3.2 Zona de sedimentación	64
4.3.3 Zona de salida	66
4.3.4 Volumen de lodos	68

Capítulo 5 <i>Ejemplo de diseño</i>	69
5.1 Diseño del proceso de sedimentación	70
5.2 Memoria de cálculo	70
5.2.1 Cálculo de gastos	70
5.2.2 Diseño del módulo de sedimentación de alta tasa	72
5.2.2.1 Diseño del canal central de agua floculada	72
5.2.2.2 Diseño del módulo de placas paralelas	74
5.2.2.3 Revisión para gasto máximo extraordinario	76
5.2.3 Cálculo del volumen de lodos	78
<i>Conclusiones y recomendaciones</i>	79
<i>Bibliografía</i>	82
<i>Anexos</i>	85

Índice de tablas

Tabla 1.1. Composición promedio de aguas residuales de tipo doméstico	7
Tabla 1.2. Sistemas de tratamiento utilizados para eliminar contaminantes en aguas residuales	15
Tabla 1.3. Procesos de tratamiento biológico usados en aguas residuales	23
Tabla 1.4. Métodos usados para el procesamiento y disposición de lodos	28
Tabla 4.1. Concentración y peso específico de lodos generados en tanques de sedimentación primaria	68

Índice de gráficas

Gráfica 2.1. Valores del coeficiente de resistencia, C_D , en función de la geometría de las partículas	33
Gráfica 3.1. Trayectoria de las partículas en distintos tipos de sedimentadores	49
Gráfica 3.2. Variación de la velocidad de sedimentación crítica, v_{sc} , en función de la longitud relativa L	53
Gráfica 3.3. Eficiencias de remoción de turbiedad de los sedimentadores tubulares en función de la longitud relativa	54
Gráfica 3.4. Variación de la eficiencia en función del ángulo de inclinación de placas planas	55
Gráfica 3.5. Comparación de un sedimentador convencional con uno tubular	57
Gráfica 3.6. Variación de la eficiencia de sedimentadores de placas con el tiempo de funcionamiento (Prudentópolis, Brasil)	58
Gráfica 3.7. Influencia de la temperatura del agua en la eficiencia del sedimentador laminar	59
Gráfica 3.8. Eficiencia del sedimentador de placas en función de la calidad del floculo. (Cuenca, Ecuador)	60

Índice de figuras

Figura 1.1. Correlaciones aproximadas entre los parámetros de medición de materia orgánica	10
Figura 1.2. Esquema general del proceso de lodos activados	24
Figura 2.1. Fuerzas actuantes en una partícula en movimiento en el agua	32
Figura 2.2. Zonificación de un sedimentador. Corte longitudinal	35
Figura 2.3. Distribución de eliminación de partículas por su velocidad de sedimentación	36
Figura 2.4. Columna de sedimentación y curvas de isoconcentración de sólidos	37
Figura 2.5. Trayectoria de partículas en un sedimentador	38
Figura 2.6. Representación de los tipos de sedimentación en un ensayo	39
Figura 2.7. Esquema del funcionamiento de un sedimentador operando en un estado estable	40
Figura 2.8. Alteración del proceso de sedimentación en los tanques sedimentadores por corrientes térmicas y de densidad	42
Figura 2.9. Corrientes cinéticas debidas a entrada inadecuada	42
Figura 3.1. Formas más comunes de tubos usados en sedimentadores de alta tasa	46
Figura 3.2. Componentes de velocidad de una partícula en régimen laminar	47
Figura 3.3. Trayectoria límite de la partícula entre placas paralelas	48
Figura 3.4. Zona de transición del régimen uniforme al laminar	49
Figura 3.5. Sedimentador por módulos de tubos horizontal	50
Figura 3.6. Sedimentadores laminares de flujo ascendente	51
Figura 3.7. Detalles de instalación	51
Figura 3.8. Dirección de flujo de lodos sedimentados	52
Figura 3.9. Fuerzas que intervienen en el movimiento de los lodos	56
Figura 4.1. Sedimentador laminar con 3 ductos centrales	64
Figura 4.2. Tamaños estándar de separadores de madera	64
Figura 4.3. Separadores de asbesto-cemento	65
Figura 4.4. Detalles de instalación de láminas de asbsto-cemento	65

Introducción

Introducción

En los sistemas de tratamiento de las aguas residuales la sedimentación es una de las operaciones unitarias que por lo general se utilizan ya sea en el tratamiento primario o como parte inicial de niveles de tratamiento más avanzados. Esta operación unitaria ha sido utilizada tradicionalmente para clarificar líquidos y concentrar sólidos.

En los últimos años los sedimentadores de alta tasa han recobrado interés en ser incluidos como parte de los procesos de tratamiento debido a su mayor capacidad de tratabilidad del agua respecto a los sedimentadores convencionales.

El propósito de este trabajo es presentar de manera general los aspectos básicos de la teoría de la sedimentación, así como los criterios generales de diseño de un sedimentador de alta tasa para un agua residual doméstica tipo.

La tesis se divide en cinco capítulos. En el capítulo 1 se presentan de manera general los procesos de tratamiento más utilizados para aguas residuales.

El capítulo siguiente contiene los principios en los que se base el fenómeno de la sedimentación y algunos métodos para determinar la eficiencia de remoción de sólidos suspendidos en tanques sedimentadores de tratamiento.

En el capítulo tres se presentan las teorías fundamentales que dan lugar a la sedimentación de alta tasa por medio del concepto de sedimentación ideal e investigaciones realizadas por Thomas Camp, Alan Hazen, Gordon Culp; así como parte de un estudio teórico realizado en 1970 por K. Yao.

El capítulo cuatro contiene la descripción de los criterios de diseño utilizados para sedimentadores de alta tasa de acuerdo a las zonas en las que se dividen los tanques de sedimentación.

En el capítulo cinco se muestra un ejemplo de diseño para un sedimentador de alta tasa formado por placas planas paralelas. Cabe mencionar que se eligió esta geometría de sedimentador porque es la más comúnmente encontrada en las plantas de tratamiento de aguas residuales.

Por último se presentan las conclusiones de esta investigación documental.

Capítulo I

Generalidades

Capítulo I

Generalidades

En este capítulo se presenta un panorama general de lo que es el agua residual, las fuentes que la producen en mayor cantidad, así como su composición y los procesos utilizados para su tratamiento. Al final se presenta un apartado en el que se enuncia la legislación federal vigente en la República Mexicana, respecto al control de la contaminación del agua y al reuso del agua tratada.

Las Normas Oficiales Mexicanas, que son los ordenamientos legales más específicos en esta materia, definen a las aguas residuales como: "las aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas". Por lo tanto, a estas aguas se les han agregado distintos elementos que modifican sus características físicas, químicas y biológicas reduciendo su calidad y transformándolas en riesgo para el ser humano y los ecosistemas.

1.1. Fuentes y tipos de aguas residuales

Las principales fuentes de contaminación del agua se han agrupado, de acuerdo con su procedencia, en tres sectores (Hernández, 1998):

El social, al que corresponden las descargas de residuos de origen doméstico y público y que constituyen las aguas residuales municipales. En este sector están incluidas: viviendas, comercios, instituciones tales como hospitales y oficinas.

El agropecuario, representado por los afluentes de instalaciones dedicadas a la crianza y engorda de ganado mayor y menor, así como para aguas de retorno de los campos agrícolas.

El industrial, representado por las descargas originadas por el desarrollo de actividades correspondientes a la extracción y transformación de recursos naturales en bienes de consumo y satisfactores para la población.

Según sus características tóxicas y contaminantes, las aguas residuales pueden agruparse en 4 tipos (Enciclopedia de las Ciencias, 1986):

Tipo 1. Emisiones que no son tóxicas ni directamente contaminantes pero sí susceptibles de alterar la naturaleza física del agua en que se reciben; pueden mejorarse por medios físicos. Incluyen emisiones como el agua de enfriamiento de las plantas generadoras de energía.

Tipo 2. Emisiones que no son tóxicas pero sí contaminantes, debido a que contienen elementos orgánicos con una alta demanda de oxígeno. Las principales aguas de esta clase son las aguas residuales domésticas. También se incluyen las provenientes de fábricas de alimentos como las de productos lácteos y otras. Pueden tratarse por métodos biológicos.

Tipo 3. Emisiones que contienen sustancias venenosas y tóxicas. Generalmente provienen de desechos industriales como los de plantas de refinado de metales. Pueden tratarse por métodos químicos.

Tipo 4. Emisiones contaminantes debido a su contenido orgánico con una alta demanda de oxígeno, y que, además son tóxicos. Están presentes en ciertos desechos industriales como en la industria del curtido. Su tratamiento requiere de una combinación de procesos químicos y biológicos.

1.2. Composición de las aguas residuales

Las aguas residuales contienen una gran cantidad de elementos que pueden clasificarse como físicos, químicos y biológicos.

Clásicamente se han analizado los parámetros que se explican a continuación. Sin embargo, para aplicar ciertos tipos de tratamiento al agua, como los de tipo biológico, se ha demostrado la importancia de otros parámetros como son algunos metales esenciales para el crecimiento de microorganismos como el calcio, el cobalto, el magnesio, el aluminio, el hierro, el cobre, el manganeso y el zinc.

En el caso de aguas residuales domésticas, estudios hechos en una gran cantidad de aguas, han permitido establecer valores de los principales parámetros que determinan la calidad de estas aguas. Estos valores promedio se muestran en la tabla 1.1.

Además hay que tomar en cuenta que los valores específicos para cada corriente de agua residual varían dependiendo de la época del año, los que son llamados de largo término; y del día y aún de la hora del día; los de corto término, en el que se analice la composición del agua.

Tabla 1.1.
COMPOSICIÓN PROMEDIO DE AGUAS RESIDUALES DE TIPO DOMÉSTICO

Concentración ^a	Alta	Media	Baja
Sólidos totales	1200	720	350
Disueltos	850	500	250
Fijos	525	300	145
Volátiles	325	200	105
Suspendidos	350	220	100
Fijos	75	55	20
Volátiles	275	165	80
Sólidos sedimentables, ml/l	20	10	5
DBO ₅ a 20° C	400	220	110
Carbono orgánico total	290	160	80
Demanda química de oxígeno	1000	500	250
Nitrógeno total:	85	40	20
Orgánico	35	15	8
Amoniacal	50	25	12
Nitritos	0	0	0
Nitratos	0	0	0
Fósforo total:	15	8	4
Orgánico	5	3	1
Inorgánico	10	5	3
Cloruros	100	50	30
Alcalinidad (como CaCO ₃)	200	100	50
Grasas	150	100	50

^a Valores en mg/l, excepto sólidos sedimentables

Fuente: Metcalf & Eddy, 1991.

Las características o parámetros analizados comúnmente para aguas residuales son:

1.2.1. Parámetros físicos

Color

Se usa para ayudar a determinar las condiciones de putrefacción en que se encuentra un agua junto con el olor. Aguas municipales relativamente recién generadas, presentan por lo general un color gris. Con el tiempo el oxígeno presente en el agua se reduce hasta ser nulo y el color va cambiando a negro. En ese momento se dice que el agua es "séptica". Algunas aguas de tipo industrial pueden agregar color a las aguas residuales municipales.

Olor

En las aguas residuales los olores son causados por gases que se originan por la descomposición de la materia orgánica. El principal gas que produce un olor desagradable es el ácido sulfhídrico (H_2S), que produce un olor a huevos podridos. Surge por la acción de bacterias anaerobias que reducen los sulfatos SO_4^{2-} a sulfitos S^{2-} .

Ciertos compuestos industriales reaccionan químicamente durante los procesos de tratamiento del agua, siendo otra causa de producción de olores.

El olor es un parámetro de gran importancia en las poblaciones de las zonas aledañas a las plantas de tratamiento porque ha llegado a ocasionar el rechazo de proyectos de construcción de las mismas.

Aunque es un factor más bien de tipo psicológico, influye en la salud de la población cuando ocasiona poco apetito, náusea, bajo consumo de agua potable, vómito así como la baja de precios en los terrenos y propiedades anexos a las plantas de tratamiento. Es por ello que en los últimos años se han hecho investigaciones para combatir los olores, problema no fácil de resolver porque las moléculas similares o parecidas en su estructura que aparentemente deberían producir olores similares, producen olores muy distintos entre sí y olores semejantes son producidos por moléculas con estructuras muy diferentes (Metcalf & Eddy, 1991).

Temperatura

La temperatura de las aguas residuales es generalmente más alta que la del agua potable por la adición de agua tibia proveniente de la industria y del uso doméstico.

Es un factor muy importante debido a los efectos que ocasiona a las formas de vida acuática, al alterar ciertas reacciones químicas que se llevan o se dejan de llevar a cabo. Con el incremento de temperatura, al verter las aguas residuales en las corrientes acuáticas, la solubilidad del oxígeno disminuye y su presencia en el agua también. Esto puede producir serios efectos en diversas clases de peces, particularmente en los meses más calurosos del año.

Además una temperatura que se eleva unos cuantos grados, propicia formas de vida como hongos y diversos tipos de plantas cuyo crecimiento es indeseable.

Sólidos totales

Es la característica física más importante en las aguas residuales. Los sólidos totales son definidos como la cantidad de materia, expresada en peso, que queda después de calentar un cierta muestra a una temperatura de 103° a $105^\circ C$.

Los sólidos totales, de acuerdo a su tamaño, se dividen en sólidos suspendidos y sólidos filtrables.

•Sólidos suspendidos

Su tamaño es mayor de $1 \mu m$. Se depositan a velocidades moderadas y son retenidas por muchos filtros. Contienen materia orgánica e inorgánica. En esta clasificación se encuentran los sólidos que sedimentan por medios físicos. Su tamaño les permite absorber luz y hacer que el agua que contaminan se vea turbia o sucia.

•Sólidos filtrables

Son aquellos que pasan a través de un filtro con malla menor a 1 μm . Se dividen en sólidos coloidales y disueltos.

Los sólidos coloidales tienen un diámetro de partícula entre 1 μm y 1 nm. Son removibles del agua por coagulación u oxidación biológica seguida de sedimentación. Originan los colores azules, verdes y rojos de las aguas naturales.

Los sólidos disueltos son iones o moléculas orgánicas e inorgánicas cuyo diámetro es menor de 1 μm . No producen color en el agua.

De acuerdo a su composición, los sólidos totales son clasificados en orgánicos e inorgánicos.

•Sólidos orgánicos. Son la fracción de materia que se "volatiliza" o desecha después de que la muestra analizada es calentada a 600°C, temperatura en la que la materia orgánica ha desaparecido de la muestra. Son conocidos como sólidos volátiles. Su análisis es usado, entre otros, para medir la estabilidad biológica de los lodos generados durante el tratamiento de las aguas residuales.

•Sólidos inorgánicos. Son el residuo que queda en forma de ceniza como resultado del calentamiento a 600°C. Los sólidos inorgánicos indican la presencia mineral identificada como sólidos fijos.

1.2.2. Parámetros químicos

A. Orgánicos

Los componentes orgánicos o materia orgánica son una combinación de carbono, hidrógeno y oxígeno y algunas veces nitrógeno. Proviene de los reinos animal y vegetal y de las actividades humanas para la síntesis de componentes orgánicos.

Las principales sustancias presentes en la materia orgánica son las proteínas, los carbohidratos y las grasas y aceites. Junto con ellos se encuentra una gran cantidad de moléculas orgánicas sintéticas cuya estructura molecular es bastante compleja, como los surfactantes, fenoles y pesticidas que requieren de métodos de tratamiento más allá de los biológicos, como es la precipitación química seguida de adsorción por carbón.

Para medir la cantidad de materia orgánica presente en el agua se usa actualmente la Demanda Bioquímica de Oxígeno, la Demanda Química de Oxígeno, el Carbono Orgánico Total y la Demanda Total de Oxígeno.

Demanda Bioquímica de Oxígeno DBO

La Demanda Bioquímica de Oxígeno, DBO, es la cantidad de oxígeno requerido por los microorganismos en el agua para la oxidación bioquímica de la materia orgánica. Es el parámetro más ampliamente usado, no obstante algunas de sus limitaciones que tiene porque permite conocer la cantidad de oxígeno requerido para estabilizar biológicamente la materia orgánica. Esto significa que mide la cantidad de oxígeno disuelto en el agua que consumen los microorganismos

para convertir la materia orgánica que puede ser dañina a compuestos más simples y menos perjudiciales. La medición de la DBO ayuda a elegir el tipo más adecuado de procesos de tratamiento a usar y permite medir la eficiencia de tratamiento de los mismos. La medida más usada es la DBO_5 que es la DBO de un agua ejercida en 5 días de tomada la muestra y a 20°C . Se considera que en este tiempo la medición de la DBO es indicativa de la cantidad de oxígeno final requerido para estabilizar la materia.

Demanda Química de Oxígeno DQO

Este parámetro se usa para medir la cantidad de oxígeno necesario para la oxidación química de la materia orgánica en el agua usando dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$).

La demanda química de oxígeno, DQO, es generalmente mayor que la DBO porque existen más sustancias que se oxidan químicamente que por medios biológicos. Puede establecerse una relación entre DQO y DBO, lo cual es muy útil puesto que una determinación de la DBO confiable se obtiene a los 5 días, mientras que la DQO en unas horas.

Carbono Orgánico Total COT

Este otro indicador se usa cuando la materia orgánica se presenta en pequeñas cantidades. Se determina por medio de la oxidación del carbón orgánico a bióxido de carbono a altas temperaturas.

Demanda Total de Oxígeno DTO

En este método, las sustancias orgánicas y en menor medida las inorgánicas son convertidas en productos estables en una cámara de combustión. Puede ser correlacionada con la DQO en la forma mostrada en la figura 1.1.

Demanda Teórica de Oxígeno DT_eO

Si la fórmula química de la materia orgánica se conoce se puede determinar la demanda teórica de oxígeno por balanceos de ecuaciones al oxidar dicha materia orgánica. En aguas residuales este parámetro no es práctico por la variedad de sustancias presentes en ellas.

Aunque existe una gran variación en los componentes de cada agua residual, puede decirse que la relación de la DBO con los parámetros mencionados se presenta como se indica en la figura 1.1.

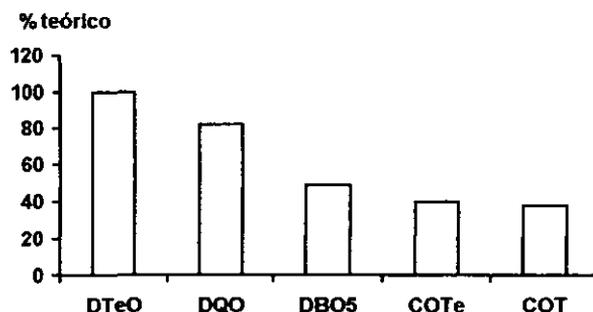


Figura 1.1. Correlaciones aproximadas entre los parámetros de medición de materia orgánica

B. Inorgánicos

Los parámetros de mayor importancia son:

Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto en las corrientes se debe sobre todo, a la aireación y a la fotosíntesis, en corrientes naturales libres de descargas, el oxígeno que consume la cadena alimenticia se reabastece de manera continua por la ocurrencia de estos mecanismos.

En el agua residual, para degradar la materia orgánica intervienen entre otras, bacterias que utilizan oxígeno llamadas aerobias. Cuando el oxígeno es consumido por los organismos aerobios, estas bacterias mueren y entonces las bacterias anaerobias empiezan a desarrollarse consumiendo el resto de la materia orgánica.

La cantidad de oxígeno disuelto en el agua determina la eficiencia con la que se llevará a cabo esta degradación por las bacterias aerobias a través de reacciones químicas.

Potencial de hidrógeno

La concentración del ion hidrógeno, conocido como pH es un importante parámetro. El rango de pH en el que se desarrolla la mayor parte de la vida es pequeño pero crítico.

El pH mide el grado de acidez o alcalinidad de una sustancia, en este caso del agua. Se tiene una escala de pH que va de 0 a 14.

De acuerdo a esta escala, las sustancias alcalinas tienen valores mayores a 7, las ácidas menores a 7 y las neutras 7.

Matemáticamente, el pH se define como el logaritmo negativo de la cantidad de iones hidrógeno en moles por litro. La expresión que lo resume es:

$$\text{pH} = -\log_{10} [\text{H}^+] \quad (1.1)$$

Alcalinidad

Se da por la presencia de iones hidróxido (OH^1), bicarbonato (HCO_3^1) y carbonato (CO_3^2), así como amoníaco (NH_3). La alcalinidad es la capacidad de una sustancia para neutralizar ácidos. Es importante si se pretende usar algún tipo de tratamiento químico para el agua porque influye en los procesos de coagulación, ablandamiento y desinfección.

Compuestos tóxicos

Cuando se usan procesos biológicos para el tratamiento de agua, sustancias como F, Cl, Cu, As, Pb, en ciertas cantidades pueden ser tóxicas para los microorganismos que degradan la materia orgánica y pueden hacer que dichos métodos biológicos no funcionen como debieran.

Nitrógeno

Es un factor muy importante porque es un nutriente fundamental para los organismos vivos. Se encuentra en la naturaleza en 5 formas:

- 1.- Nitrógeno orgánico
- 2.- Nitrógeno amoniacal NH_3 , NH_4^1

3.- Nitratos NO_3^{1-}

4.- Nitritos NO_2^{1-}

5.- Nitrógeno gaseoso N_2

Estas formas se presentan conforme la materia orgánica va degradándose hasta la forma más simple. El agua residual contiene en su mayoría nitrógeno orgánico y amoniacal. Durante el tratamiento biológico aerobio, el nitrógeno orgánico es removido o convertido a otras formas dependiendo del tipo de tratamiento empleado. El nitrógeno amoniacal es oxidado a nitratos y nitritos por la actividad bacteriana llamada nitrificación. Así, si el agua es descargada antes de que ocurra la nitrificación, el efluente contendrá amoníaco, que es tóxico para ciertos tipos de vida vegetal o animal, al igual que los nitratos porque promueven la proliferación de algas y otros organismos.

Fósforo

Su importancia del daño al ambiente radica en que es un nutriente fundamental para el desarrollo de formas de vida que pueden resultar indeseables como hongos o plantas acuáticas que absorben el oxígeno del agua y obstaculizan el paso de la luz solar con lo que producen a largo plazo la eutrofización de los cuerpos de agua. Se incorporan al agua en los detergentes.

Cloruros

Los compuestos del cloro en las aguas residuales, siempre están presentes porque desde los cauces naturales de agua limpia el agua arrastra sustancias del suelo, como minerales y piedras que lo contienen, en el tratamiento del agua para su potabilización, se le agrega y, finalmente, se incrementa en gran medida por la adición de los productos de descomposición de las poblaciones que se abastecen de dichas aguas.

Azufre

Es requerido para la síntesis de las proteínas y es liberado cuando éstas se descomponen. En las aguas residuales por lo tanto se libera azufre en forma de sulfitos S^{2-} y de ácido sulfhídrico debido a la reducción química de los sulfatos por medio de las bacterias presentes.

Es importante en cuanto a la producción de olores (ácido sulfhídrico) y porque puede provocar problemas en tuberías que queman los gases que se desprenden durante tratamientos por métodos biológicos.

La presencia de ácido sulfhídrico hace que se lleven a cabo reacciones que conllevan a la producción de sustancias necesarias para la vida de los microorganismos.

Metano

Es un gas, (CH_4) producido por la descomposición anaerobia de la materia orgánica. Puede utilizarse como combustible para el funcionamiento de la propia planta de tratamiento cuidando de tener una adecuada ventilación en los tanques de procesos biológicos, donde es producido porque este gas es explosivo.

1.2.3. Parámetros biológicos

Se analizan para determinar la cantidad de organismos nocivos al ecosistema y, principalmente, a la salud humana.

Aunque se encuentran una gran cantidad de organismos, el análisis biológico se centra en los microorganismos. Clásicamente se analizan los siguientes grupos.

Organismos patógenos

Para efectos de control sanitario se determina el contenido de indicadores generales de contaminación microbiológica, medidos a través de organismos coliformes totales y fecales. Diariamente un ser humano desecha de 100 a 400 mil millones de coliformes (Metcalf, 1991). Los coliformes no son necesariamente dañinos pero sí son un indicador de la presencia de excremento. Los principales coliformes son *Escherichia* y *Aerobacter*

Los métodos aceptados para la medición de coliformes son los del número más probable NMP y la técnica del filtro de membrana.

Bacterias

Cuando se usan métodos biológicos de tratamiento de agua es básico conocer la clase de organismos presentes en ella. Dentro de estos organismos se encuentran las bacterias que sintetizan la materia orgánica y algunos desechos industriales. Las más importantes son las bacterias coliformes mencionadas como indicadores de organismos patógenos, algas y ciertos protozoarios como amibas, flagelados y ciliados, encargados de mantener el balance en los reactores biológicos.

Virus

Muchas enfermedades graves o epidemias se transmiten a los seres humanos a través del agua, sobre todo en países en los que aún se tienen deficiencias en los sistemas de drenaje y que se ubican en o cerca de los trópicos, como es el caso del nuestro.

Los virus son una de las formas más resistentes y peligrosas presentes en el agua residual.

Animales y plantas

La presencia de ciertas plantas y animales en el agua, que varían en tamaño desde rotíferos microscópicos hasta lombrices y pequeños crustáceos; es muy útil para determinar el grado del daño que se le causa al ambiente en lagos y ríos, así como conocer la eficiencia de métodos biológicos usados porque la presencia de ciertas clases indica el grado de calidad de un agua. Por eso es común encontrar distintas clases de organismos en cada etapa del proceso de depuración del agua, llegando a existir en las últimas etapas caracoles y pequeños crustáceos.

1.3. Procesos de tratamiento aplicados a las aguas residuales

1.3.1. Objetivos del tratamiento de aguas residuales

Las principales preocupaciones sociales que se han tenido a lo largo del tiempo en el que se han planeado y usado distintos métodos para tratar el agua residual, han sido las concernientes a la salud de la población y a los efectos adversos al ambiente.

Técnicamente, al darle un tratamiento de limpieza al agua, se busca la remoción de los sólidos suspendidos y materia flotante, reduciendo la materia biodegradable y eliminando los organismos patógenos para obtener un efluente con una calidad tal, que pueda ser descargado sin provocar daños a los ecosistemas.

En el caso de aguas residuales industriales, es importante que se traten en forma separada de las de tipo municipal, o al menos darles un tratamiento previo antes de incorporarlas al drenaje porque algunos desechos industriales al mezclarse con las aguas municipales hacen inoperante el sistema de tratamiento. Además puede incrementar el costo de tratamiento del agua en el caso que contengan sustancias orgánicas mayores a las domésticas.

1.3.2. Clasificación de los métodos de tratamiento

El tratamiento de las aguas residuales se lleva a cabo aplicando:

a) Operaciones unitarias o tratamientos físicos y

Procesos unitarios que comprenden:

- b) Procesos químicos y
- c) Procesos biológicos.

Normalmente cuando se usan tratamientos u operaciones físicas, se emplea el término tratamiento primario; asimismo se usan los términos tratamiento secundario y tratamiento terciario para los procesos biológicos y químicos y para la combinación de ellos, respectivamente.

Los principales contaminantes en el agua y algunos tratamientos para su eliminación se muestran en la siguiente tabla.

Tabla 1.2.
SISTEMAS DE TRATAMIENTO UTILIZADOS PARA ELIMINAR CONTAMINANTES EN AGUAS
RESIDUALES

Contaminante	Operación o proceso unitario o sistema de tratamiento
Sólidos suspendidos (procesos físicos)	Sedimentación Desbaste y aireación Filtración Flotación Coagulación / Sedimentación ¹ Sistemas de tratamiento por evacuación al terreno ²
Orgánicos biodegradables (procesos biológicos)	Sistemas de lodos activados Membrana fija: filtros percoladores discos biológicos rotatorios Sistemas de lagunas Filtros de arena de lecho fluidificado ³ Sistemas de tratamiento por evacuación al terreno
Patógenos (procesos químicos)	Cloración Ozonación Sistemas de tratamiento por evacuación al terreno ²
Nutrientes: (procesos físicos, químicos y biológicos) Nitrógeno	Variaciones de biomasa suspendida en nitrificación y desnitrificación Variaciones de membrana fija en nitrificación y desnitrificación Desorción de amoníaco Intercambio iónico Cloración del punto de quiebre Sistemas de tratamiento por evacuación al terreno
Fósforo	Adición de sales metálicas Coagulación/sedimentación con cal Remoción de fósforo por procesos biológicos y químicos Sistemas de tratamiento por evacuación al terreno
Orgánicos refractarios (procesos físicos, químicos y biológicos)	Adsorción por carbón Ozonación Sistemas de tratamiento por evacuación al terreno
Metales pesados (procesos químicos)	Precipitación química Intercambio iónico Sistemas de tratamiento por evacuación al terreno ²
Sólidos disueltos inorgánicos (procesos químicos)	Intercambio iónico Ósmosis inversa ⁴ Nanofiltración ⁴ Electrodialisis

¹ También proceso químico

² Sólo proceso biológico

³ También proceso físico

⁴ Sólo proceso físico

a) Operaciones físicas unitarias.

En estos tratamientos se aplican únicamente fuerzas físicas. Fueron los primeros en usarse para la tratabilidad del agua por ser los más sencillos y primeramente descubiertos por el hombre. Los más comúnmente usados son el desbaste, la igualación del flujo, el mezclado, la floculación, la sedimentación, la flotación y la filtración.

1) Desbaste

Esta operación unitaria se usa para separar los sólidos gruesos del agua por medio de desbastadores que pueden ser mallas de alambre, series de barrotos o varillas, o bien, láminas perforadas cuyas aberturas pueden tener cualquier forma pero las más usuales son circulares o rectangulares, a espacios uniformes y su forma de limpieza puede ser por medio de dispositivos mecánicos o manuales.

Típicamente, el espaciamiento entre barras de las rejillas es de 1 pulgada o más y entre los tamices de 6 mm o menos.

Las rejillas son usadas en aguas residuales para proteger los dispositivos hidráulicos como bombas, tuberías, válvulas de obstrucciones o daños hechos por trapos u otros. Pueden tener inclinaciones desde 30 a 80° sobre la horizontal. Algunos mecanismos pueden tener bandas giratorias para recolectar los materiales atrapados en ellas.

Los tamices y mallas se aplican desde la remoción de sólidos suspendidos en el tratamiento biológico, hasta los procesos de tratamiento primario. El interés en estos dispositivos se ha renovado desde que empezaron a surgir nuevos materiales para estas mallas y estuvieron disponibles. Pueden consistir en tambores giratorios, mallas inclinadas o series de placas giratorias que operan parcialmente sumergidas y que son limpiadas por medio de un sistema de flujo a presión.

La apertura de las mallas varía desde 15 a 60 μm para la remoción de sólidos suspendidos, hasta 50 mm en el pretratamiento y los materiales de que están hechas son cobre, acero, bronce, poliéster u otro material no corrosivo.

2) Homogeneización del flujo

Como se ha mencionado, la cantidad de agua residual proveniente de una región determinada tiene variaciones que dependen de factores como la época del año, los hábitos de la población, las horas del día en las que se usa una mayor cantidad de agua, etc. Estas variaciones pueden ocasionar que la eficiencia de los procesos no se logre como se esperaba si no se tiene cuidado. El objetivo de la homogeneización del flujo que llega a la planta de tratamiento, es precisamente superar los problemas operacionales debidos a dichas variaciones y mejorar la eficiencia de los procesos que se realicen corriente abajo.

Las principales aplicaciones de la homogeneización se dan en:

- 1.- Época de estiaje.
- 2.- Época de lluvias para sistemas de drenaje separados.
- 3.- Sistemas de drenaje combinado.

Las ventajas obtenidas gracias a esta operación son:

- 1.- Una mejor tratabilidad del agua.
- 2.- Los procesos biológicos se pueden llevar a cabo correctamente al estabilizar el valor de pH y evitar o disminuir cortocircuitos.¹
- 3.- Como la carga de sólidos totales es homogeneizada, se mejora el espesamiento en los tanques de sedimentación secundaria, después de pasar por el proceso biológico.
- 4.- Menores requerimientos del área de filtración, en el caso que existan filtros, pudiendo realizarse ciclos de retrolavado más uniformes.
- 5.- En tratamientos químicos, se logra una constante adición de químicos y una mayor eficiencia en el resultado.
- 6.- Disminución de los costos en los tratamientos aguas abajo.

3) Mezclado

Es una importante operación unitaria en muchas partes del tratamiento de agua en donde se necesita que una sustancia se mezcle completamente con otra. Este es el caso que se requiere en desinfección por cloro o en la adición de químicos para lograr un determinado efecto.

Puede realizarse de distintas formas que van desde el mezclado durante un salto hidráulico, hasta la instalación de mezcladores en los reactores.

Algunos químicos, como el sulfato de aluminio o fierro son agregados para acelerar la floculación en el agua y junto con turbinas o mezcladores apropiados, reducen el tiempo de formación de flóculos del tiempo convencional de 15 a 30 min a 2 a 5 min.

4) Floculación

En todo proceso químico o de adición de químicos en el que se necesite aumentar el tamaño de los flóculos en el agua para separar los sólidos, es esencial la floculación. La floculación consiste en la lenta agitación del agua con el fin de aumentar la oportunidad de contacto entre las partículas para aglomerarse ayudadas por los químicos agregados.

La floculación se puede lograr a través de medios mecánicos o hidráulicos. Pueden instalarse paletas rotatorias dentro de tanques por los que pasará el agua, además pueden existir en ellos, mamparas para incrementar el mezclado teniendo cuidado de que éste no sea lo suficientemente fuerte para romper los flóculos formados. Además hay que tener en cuenta que, dado el incremento en el tamaño de éstos, sedimentarán más rápido por lo que la agitación debe ser cuidadosamente controlada.

5) Sedimentación

Es la separación gravitacional de las partículas suspendidas cuya densidad es mayor que la del agua. Su principal objetivo es producir un efluente clarificado obteniendo lodos con concentraciones que los hagan fácilmente manejables.

¹. El término cortocircuito es usado cuando se producen cambios de densidad en el agua debido a variaciones de concentración de partículas y/o de temperatura que originan que el flujo en los procesos de tratamiento no sea homogéneo y no se consigan las eficiencias esperadas

Los procesos de sedimentación son usados para la remoción de arena y partículas gruesas en los desarenadores, las partículas suspendidas en los tratamientos primario y secundario y cuando se usan químicos para la floculación de las partículas.

De acuerdo a la concentración de partículas que se tenga en cada estrato en el agua, la sedimentación se divide en:

Sedimentación discreta.

Sedimentación floculada.

Sedimentación obstaculizada o zonal .

Sedimentación por compresión.

Estos tipos de sedimentación se analizan más detalladamente en el siguiente capítulo

6) Flotación

Se usa para separar partículas sólidas o líquidas del agua aprovechando su menor densidad, por medio de gas, generalmente aire, inyectado en el agua. Las burbujas que se forman en el agua rodean las partículas y hacen que suban gracias al impulso del gas junto con la densidad de las partículas. De este modo aún partículas con densidades levemente mayores a la del agua pueden subir.

La ventaja del proceso de flotación sobre el de sedimentación, es que permite eliminar materia que sedimentaría en mucho más tiempo que el que se requiere para que suba. En la superficie se instalan mecanismos de recolección de estas partículas y aceites, que normalmente se componen de paletas en bandas continuas para "barrer" esta materia.

Para eficientizar el proceso, también son usados químicos produciendo que la materia en el agua forme una superficie que absorba más fácilmente el gas.

7) Filtración

Es la remoción de partículas suspendidas en el agua, haciéndola fluir a través de un medio filtrante de porosidad adecuada . La filtración es una operación que ha sido muy usada para el tratamiento del agua potable pero relativamente nueva para el tratamiento de agua residual.

Se usa en los últimos procesos de tratamiento para eliminar sólidos suspendidos provenientes de procesos biológicos y químicos. También se usa para eliminar del agua el fósforo precipitado por medios químicos.

La filtración comprende principalmente dos fases: filtración y retrolavado. La primera fase es la efectiva y la segunda se lleva a cabo cuando el efluente empieza a contener sólidos suspendidos por encima de los valores permitidos. Es entonces cuando el filtro debe lavarse limpiándolo de los sólidos que filtró.

Los filtros pueden estar hechos de varios medios filtrantes que van desde arena; grava y materiales como polímeros, hasta componentes orgánicos como cáscara de nuez. Los principales tipos de filtros pueden clasificarse de acuerdo a la dirección del flujo, el tipo de medio filtrante, la fuerza motriz, entre otros.

b) Procesos químicos

Se llaman así a aquellos tratamientos en los que son agregadas sustancias químicas para la remoción o conversión de contaminantes. Usualmente se combinan con procesos biológicos y operaciones unitarias.

Usando estos procesos se pueden lograr mejores resultados en la calidad de los efluentes de aguas residuales en menores tiempos, sin embargo, entre las desventajas que acarrearán se encuentra el incremento de la cantidad de sólidos disueltos en el agua, los que sedimentarán y serán agregados a los lodos que se separan del agua. Esto puede llegar a ser un aspecto importante debido a los costos en el tratamiento de los lodos y su disposición final.

Otro factor de importancia es el incremento de los costos de energía que se producen al adicionar los químicos para el tratamiento.

Los procesos químicos utilizados son:

1) Precipitación química

Se usa para facilitar la sedimentación de sólidos suspendidos y disueltos. Junto con algunas operaciones físicas o procesos biológicos, se utiliza para remover el nitrógeno y/o fósforo del agua por medio de compuestos como cal, sulfato ferroso, cloruro férrico y sulfato férrico, produciendo un precipitado que sedimentará conteniendo tanto los contaminantes como los reactivos químicos.

2) Transferencia de gases

Es uno de los procesos químicos más importantes, sobre todo después de que el agua ha pasado por un tratamiento biológico.

La transferencia de gases es un fenómeno que se produce cuando un gas pasa a otro estado físico, generalmente líquido.

En los tratamientos biológicos es usado para inyectar aire u oxígeno puro a los tanques donde son estabilizados los lodos, llamados tanques de digestión, para que se lleven a cabo los procesos aerobios por medio de aeradores de superficie o dispositivos que inyectan burbujas a cierta distancia de profundidad en el tanque. También es muy usado en los procesos de desinfección por cloro gas, porque éste debe incorporarse al agua para cumplir su función.

Una de las formas para eliminar los compuestos nitrogenados del agua consiste en convertirlos en amoníaco (NH_3). Posteriormente el amoníaco se elimina del agua por medio de este método.

3) Adsorción

Es el proceso por el que se separan sustancias solubles (iones y moléculas) que se encuentran en un medio, debido a una interfase sólida disponible aprovechando el fenómeno de atracción de los cuerpos. En el caso del agua residual, se ha venido usando principalmente, a través del carbón activado para remover la materia orgánica que no ha sido removida por los métodos convencionales químicos y biológicos de tratamiento. Asimismo se usa para la decloración del agua tratada antes de su descarga final.

4) Desinfección

Es un proceso en el que se busca eliminar la mayor parte de microorganismos, muchos de los

cuales pueden ser peligrosos para el hombre, como ciertas bacterias causantes de la tifoidea, el cólera, disentería bacilar, virus causantes de la poliomielitis y hepatitis, y los quistes de amibas causantes de enfermedades intestinales.

Pueden utilizarse productos químicos como cloro (el más común), bromo, yodo, ozono, fenoles, alcoholes, colorantes, ciertos tipos de jabones y detergentes sintéticos, peróxido de hidrógeno y ciertos álcalis y ácidos. Asimismo, pueden ser usados agentes físicos como calor, agente escasamente usado debido a los costos de energía requerida para los volúmenes a tratar; o luz ultravioleta, cuya efectividad depende de la baja concentración de materia suspendida (turbiedad) porque ésta interfiere al absorber las radiaciones en lugar de los microorganismos.

Otros tipos de radiación utilizada son los rayos gamma, comúnmente a través de un isótopo del cobalto, el cobalto 60.

Los factores de influencia para que la desinfección cumpla su objetivo son: tiempo de contacto, concentración y tipo de agente químico usado, intensidad y naturaleza del agente físico, en caso de que se utilice; temperatura, cantidad y tipo de organismos a eliminar y la naturaleza del agua porque puede contener ciertas sustancias que reaccionen químicamente con el desinfectante reduciendo su efectividad.

Dada la importancia de la desinfección se detallarán los dos métodos más usados.

•Desinfección con cloro

Idealmente un desinfectante debe cumplir con las siguientes características:

1. Ser altamente tóxico para los microorganismos en diluciones altas y no tóxico ni ser absorbido por formas de vida más avanzadas.
2. Ser soluble en el agua o en los tejidos celulares y homogeneizarse en el líquido receptor.
3. Perder acción germicida después de haber cumplido su objetivo.
- 4 Ser efectivo a temperatura ambiente.
5. Tener la capacidad de penetrar las superficies.
6. No ser corrosivo y no ser colorante.
7. Eliminar olores al tiempo que desinfecta.
8. Encontrarse en suficientes cantidades y a precios razonables.

Dado que el cloro es el elemento que más se ajusta a estos requerimientos, es el desinfectante que más se utiliza en el mundo.

El cloro puede adicionarse al agua en forma de gas (Cl_2), o bien formando compuestos como hipoclorito de sodio (NaOCl), de calcio [$\text{Ca}(\text{OCl})_2$] o dióxido de cloro (ClO_2). Todos estos últimos se usan cuando se requiere un alto grado de seguridad por encima del costo.

También es útil al neutralizar o impedir la formación del ácido sulfhídrico del agua residual, evitando que éste corra las superficies de concreto de las estructuras o el alcantarillado, aumentar la eficiencia del aire en la remoción de la grasa en los tanques de eliminación de espumas, así como en el acondicionamiento del lodo antes de su deshidratación.

•Desinfección con ozono

El ozono (O_3), tiene propiedades bactericidas similares al cloro y sus efectos con los virus son iguales o mejores que los producidos por éste.

Tradicionalmente, el ozono se utilizaba para el tratamiento de agua potable pero recientemente, gracias al desarrollo de tecnologías para la generación de ozono, éste ha venido siendo una alternativa viable en el tratamiento de aguas residuales.

También es usado para controlar los olores y remover materia orgánica refractaria, en lugar del proceso de adsorción por carbón activado.

Es sobre todo recomendable cuando la eliminación de compuestos producidos por el cloro es menos económica que sustituir su empleo. También es útil cuando se quiera aprovechar en los procesos de lodos activados que usen oxígeno puro en vez de aire, haciendo recircular el ozono al sistema biológico, ya que el ozono es un gas muy inestable que rápidamente se convierte a oxígeno sin dejar ningún tipo de residuo, a diferencia del cloro.

5) Decloración.

Dado que el cloro es el elemento más usado para la desinfección tanto de agua potable como residual, es importante mencionar la decloración como otro de los procesos químicos unitarios usados en el tratamiento del agua.

Al agregar cloro al agua, además de los deseados efectos mencionados, son producidos compuestos formados por lo que se conoce como cloro residual que son dañinos, por ser cancerígenos, a los organismos superiores que estarán en contacto con el efluente después de que haya sido vertido a los cuerpos de agua limpia.

Con el fin de eliminar aquéllos, se realiza la decloración, utilizando dióxido de azufre y carbón activado y en menor medida sulfito de sodio (Na_2SO_3) y metabisulfito de sodio ($Na_2S_2O_5$).

Esvelt et al, han encontrado que la toxicidad de las aguas municipales tratadas con cloro, se incrementa cuando también han tenido tratamientos por lodos activados o precipitación química.

c) Procesos biológicos

Se designa con este término a los tratamientos en los que se aprovecha la actividad biológica a través de microorganismos, principalmente bacterias, para la remoción de los sólidos suspendidos en el agua en forma coloidal que no sedimentan por métodos físicos y estabilizar la materia orgánica al remover el nitrógeno y fósforo, principalmente, presentes en el agua. En ellos casi no son producidos lodos; los componentes del agua residual son usados para sintetizar tejido celular o transformados en gases. De hecho, la mayoría de las aguas residuales pueden ser tratadas efectivamente por estos procesos teniendo un adecuado control en la degradación de la materia orgánica.

En el caso de aguas industriales, en ocasiones es necesario efectuarles un pretratamiento para eliminar compuestos tóxicos que afectarían a los microorganismos.

Los procesos de tratamiento biológico existentes se agrupan en 4 grandes clasificaciones (Metcalf, 1996):

Aerobios. Se llevan a cabo en presencia de oxígeno disuelto en el agua.

Anaerobios. Se realizan en ausencia de oxígeno.

Anóxicos. Se llaman así los procesos en los que la presencia de oxígeno es indiferente para la degradación de la materia orgánica por parte de los microorganismos.

Combinados. Pueden ser aeróbicos con anóxicos o con procesos anaerobios.

Además, en cada una de las clasificaciones anteriores se emplean cultivos de microorganismos que se encuentran en suspensión o en medios fijos. La tabla 1.3 resume esquemáticamente los procesos mencionados, mismos que se explican brevemente enseguida.

Procesos de tratamiento aeróbico de cultivo en suspensión

•Lodos activados

De los procesos citados en la tabla anterior, el más usado para el tratamiento de aguas es el de lodos activados

El proceso es el siguiente. En un reactor en el que se tiene un cultivo de microorganismos estimado según la caracterización del tipo de agua a tratar, se hace circular el agua residual. Existe un mecanismo de agitación en el tanque o reactor para la mezcla homogénea del agua.

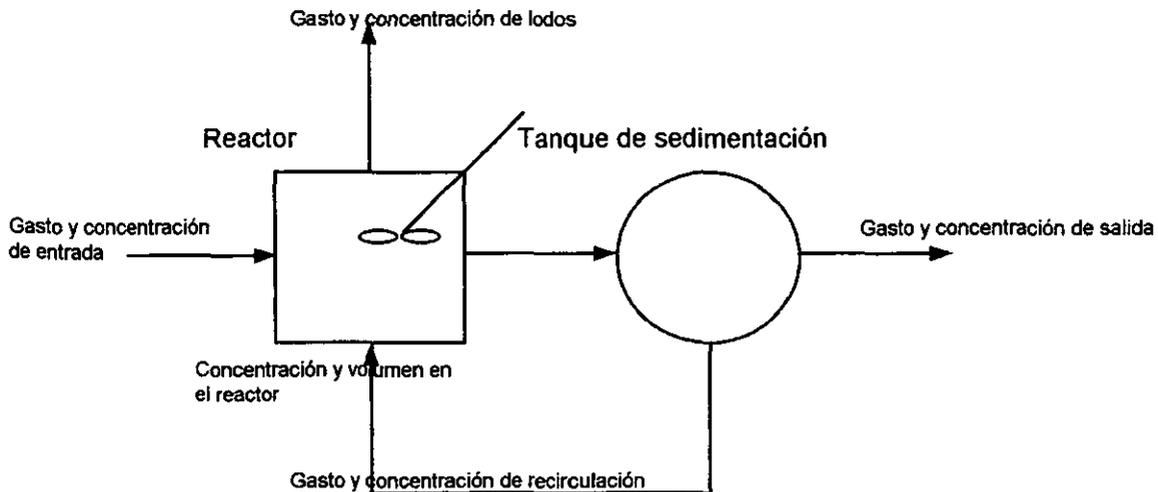


Figura 1.2. Esquema general del proceso de lodos activados

Después de un tiempo en el que se considera que los microorganismos han degradado la materia orgánica, el agua pasa a un sedimentador en el que dicha materia, ahora en parte convertida en tejido celular (microorganismos), sedimentará y el agua clarificada y con una DBO menor seguirá en el proceso de tratamiento a otras unidades. Parte del lodo sedimentado recirculará al tanque original de agitación, mientras que el exceso producido se desechará del sistema.

Los microorganismos principales para la efectividad en la reducción de DBO del agua son ciertas bacterias (*Pseudomona*, *Zoogloea*, *Achomobacter* y bacterias nitrificantes), protozoarios y rotíferos, que se alimentan de las bacterias que no floclaron. De allí la importancia de formar flóculos estables al tiempo que se realiza el proceso lo más rápido posible. Estos tiempos, para aguas residuales municipales van de 3 a 4 días. Los otros procesos que aparecen en la tabla 1.3 son similares al de lodos activados.

- Las lagunas aeradas son construidas en el suelo en forma de zanjas y sus usos van desde la estabilización de la materia por métodos facultativos (los que pueden realizarse en ausencia de oxígeno) hasta el control de olores debido a sobrecargas en los estanques. Otra diferencia con los lodos activados, es que, debido a que ocupan mayores extensiones, la variación de la temperatura en ellas puede tener efectos significativos, como una mayor nitrificación que por otra parte depende de varios otros factores en el diseño y características propias del agua.

- Las lagunas de estabilización se basan en el mismo principio, utilizando sobre todo, además de bacterias, algas. Pueden ser construidas superficialmente o profundas. En ambos tipos de lagunas el agua debe estar en continua mezcla.
- La nitrificación de cultivo suspendido se puede llevar a cabo en un tanque separado o en el mismo en el que se realiza el proceso de lodos activados. Su objetivo es estabilizar el amoníaco a nitratos.
- La digestión de lodos, cuyas concentraciones iniciales de agua son de 98 a 99%, puede producirse utilizando aire u oxígeno puro, mezclando los lodos continuamente con aeradores pasándolos después a sedimentación. También puede realizarse con colonias de bacterias termofílicas, cuyos rangos de vida están entre 25 a 50°C, proceso por el que se logra una remoción sobre el 80% de materia biodegradable en tiempos de retención muy cortos (3 a 4 días)

Procesos de tratamiento aerobio de cultivo fijo

- **Filtros percoladores**

Son filtros cilíndricos que contienen camas de rocas o de materiales plásticos en los que viven comunidades de microorganismos que degradan la materia orgánica del agua cuando ésta circula por las capas del filtro.

El agua entra al filtro por aspersores giratorios con su eje en el centro del filtro. El agua dreña por gravedad hasta salir del filtro al ambiente en forma de goteo, donde cae en un sistema de drenaje que transporta el agua tratada a un sedimentador. Un ciclo típico en un filtro percolador es de 12 horas requiriéndose 6 para operación y 6 para que la última carga de agua drene al sistema de recolección. Algunas limitaciones en su operación son una rápida saturación en las capas superiores, las bajas cargas hidráulicas y, en el caso de aguas que contengan entre 400 y 500 mg/l de materia orgánica, el oxígeno llega a ser un factor limitante en la síntesis de tejido celular.

Las cargas hidráulicas utilizadas determinan la cantidad de células muertas que se desprenden del filtro y las cargas orgánicas, los requerimientos de alimentación de las bacterias.

Existen filtros de baja y alta tasa en los que casi siempre se recircula una parte del efluente pero, a diferencia de los procesos de lodos activados, con el fin de diluir el agua del influente con altos valores de materia orgánica, o bien, para mejorar la calidad del efluente.

- Los filtros sumergidos son otras variantes del filtro percolador. En ellos, las cargas hidráulicas son mayores que arrastran a algunos tipos de bacterias que estarían presentes en los filtros percoladores. Al tener menores tiempos de retención hidráulicos resisten mejor las sobrecargas en las concentraciones de materia orgánica que los procesos de cultivo suspendido porque los microorganismos no están en contacto tanto tiempo con sustancias tóxicas que pudiese llevar el influente.
- Los discos biológicos son hechos de poliestireno o cloruro polivinílico. Estos discos están parcialmente sumergidos y girando lentamente, lo que permite la utilización de la materia orgánica

del agua manteniendo condiciones aerobias cuando las capas de microorganismos salen a la superficie.

- Los reactores de lecho empacado son tanques en los que los microorganismos han sido fijados en un medio, introduciéndose el agua residual por el fondo de aquéllos junto con oxígeno o aire para facilitar la estabilización.

Procesos anóxicos

Se llevan a cabo gracias a bacterias facultativas, que convierten los nitratos a nitrógeno gas. Este proceso es conocido como desnitrificación. Puede realizarse con cultivos fijos o suspendidos. En los cultivos suspendidos, se necesita eliminar el nitrógeno del agua antes de pasarla a un sedimentador, de lo contrario, el gas impediría el asentamiento de las partículas. Para cultivos fijos, generalmente reactores en columna, el requerimiento de un sedimentador depende del tamaño del medio por el que pasa el agua y se necesitarán retrolavados periódicos para evitar pérdidas de carga excesivas ocasionadas por el taponamiento del medio.

Procesos anaerobios.

Son especialmente convenientes para aguas en las que el contenido de sólidos alcanza niveles muy altos y son los siguientes.

Procesos de cultivo en suspensión

- **Contacto anaerobio.**

Por medio de este proceso, se tratan algunos desechos industriales. Éstos se mezclan con lodos reciclados y después se digieren en un reactor sellado mezclándolos continuamente. Después de la digestión en el tanque, del producto obtenido, se descarga el sobrenadante como afluente para otros procesos de tratamiento y el lodo sedimentado se recircula. Como las bacterias que realizan estos procesos trabajan metabolizando muy lentamente, casi no se producen lodos.

- **Digestión anaerobia**

Se usa para estabilizar lodos concentrados, principalmente provenientes de aguas industriales, a través de bacterias facultativas y anaerobias por conversión de la materia orgánica en metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) y iones sulfuro (S^{2-}) utilizando diversos períodos de tiempo. Existen digestores de alta tasa en los que se mezcla el agua y se calienta, con tiempos de digestión de 15 días o menores; los de tasa normal, con tiempos de retención de 30 a 90 días. También existen arreglos en los que se combinan ambos tipos de digestores.

Es necesario mantener ciertos requerimientos en el agua, como son valores de pH entre 6.6 y 7.6, alcalinidad de 1000 a 5000 mg/l, una temperatura cuyo rango óptimo es de 30 a 38°C o 49 a 57°C, dependiendo de la clase de bacterias implicadas en el proceso, y obviamente, una adecuada cantidad de nutrientes.

Aunque puede verse como una desventaja el tener que calentar el digestor, se debe tomar en cuenta que al hacerlo, las bacterias sintetizarán más rápido, reduciendo el tiempo de retención hidráulico y el volumen del digestor.

Procesos de cultivo fijo

- **Filtro anaerobio**

Se usa para tratar aguas residuales bajas en componentes orgánicos a temperatura ambiente. Cuenta con diferentes medios utilizando muy cortos tiempos de retención hidráulica, para obtener tiempos de retención celulares de hasta 100 días.

Procesos combinados

- **Lagunas facultativas**

Son lagunas en las que, debido a su profundidad, las bacterias aerobias, anaerobias y anóxicas actúan simultáneamente; encontrándose en las capas superiores las aerobias, junto con algas, y en las inferiores las anaerobias y facultativas. Estas lagunas generalmente cuentan con aeradores de superficie para lograr mejores resultados con los organismos aerobios.

- **Estanques de maduración terciaria**

Son usados para nitrificación estacional y para depurar el efluente proveniente de los otros métodos de tratamiento. Deben operar con cargas orgánicas muy bajas para poder mantener condiciones aerobias. Cuando se agota la materia orgánica, los microorganismos entran en una fase llamada endógena, fase en la que se alimentan de sus reservas celulares hasta morir. El tiempo mínimo estimado para ello debe ser de 18 a 20 días y el agua que se trata en estos estanques debe tener una calidad relativamente alta (valores de DBO_5 bajos) para lograr resultados satisfactorios en estos estanques.

- **Procesamiento de lodos**

Los principales métodos usados para los lodos se muestran en la tabla 1.4.

En el caso de descargas en áreas críticas los requerimientos son más estrictos, haciéndose más finos los métodos de tratamiento y cuando el agua será reusada se enfatiza la remoción de metales pesados, compuestos orgánicos refractarios y sólidos inorgánicos disueltos, métodos que son más costosos.

Tabla 1.4.
MÉTODOS USADOS PARA EL PROCESAMIENTO Y DISPOSICIÓN DE LODOS

Procesamiento	Operación o proceso unitario o método de tratamiento
Operaciones preliminares	Bombeo y dilución de lodo Homogeneización y almacenamiento de lodo
Espesamiento	Espesamiento por gravedad Espesamiento por flotación Centrifugación Clasificación
Estabilización	Oxidación con cloro Estabilización con cal Digestión anaerobia Digestión aerobia Digestión aerobia por oxígeno puro Tratamiento térmico
Desinfección	Desinfección
Acondicionamiento	Acondicionamiento químico Elutriación
Deshidratado	Centrifugación Filtro de vacío Filtro prensa Filtro banda Lechos de secado Lagunas
Deshidratación	Secadero
Composteo	Composteo Composteo conjunto con residuos sólidos
Reducción térmica	Incineración de pisos Incineración de lecho fluidizado Combustión instantánea Incineración conjunta con residuos sólidos Pirólisis conjunta con residuos sólidos Pirólisis Oxidación por vía húmeda Recalcinación
Disposición final	Vertedero controlado Fertilización a tierras
Reúso	

1.4. Legislación nacional en materia de control de la contaminación del agua

El esquema legal actual en aguas residuales, está a cargo de la Secretaría del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca, SEMARNAP, ahora SEMARNAT, quien ha publicado las Normas Oficiales Mexicanas que se aplican en todo el territorio nacional y quien debe vigilar su cumplimiento es la Comisión Nacional del Agua. Estas normas abarcan los siguientes rubros:

NOM-001-ECOL-1996. Establece los límites máximos permisibles de contaminantes para vertido en los cuerpos de agua nacionales para distintos usos. Los parámetros que toma en cuenta son: DBO₅, sólidos sedimentables y suspendidos totales, grasas y aceites, nitrógeno, fósforo, temperatura, materia flotante, potencial de hidrógeno pH y metales pesados.

NOM-002-ECOL-1996. Disposición al alcantarillado de aguas industriales. Establece los valores máximos permisibles para grasas y aceites, sólidos sedimentables, arsénico, cadmio, cianuro, cobre, cromo, mercurio, pH, temperatura, materia flotante y peligrosa.

NOM-003-ECOL-1996. Establece los límites máximos permisibles de contaminantes para aguas residuales tratadas para reuso en servicios públicos. Incluye, de acuerdo al tipo de reuso, coliformes fecales, huevos de helminto, grasas y aceites, DBO₅, sólidos suspendidos totales, materia flotante y metales pesados.

Proy-NOM-004-ECOL-2000. Proyecto de Norma Oficial Mexicana. Protección ambiental. Que establece las especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes en lodos y biosólidos para su aprovechamiento y disposición final.

Capítulo II

Teoría de la sedimentación

Capítulo II

Teoría de la sedimentación

El propósito de este capítulo es describir de manera general la operación unitaria de sedimentación explicando los tipos de sedimentación según la concentración de partículas y mencionando los principales factores que afectan a esta operación.

2.1. Introducción

Una de las operaciones unitarias más ampliamente usadas en el tratamiento de agua es la sedimentación. La sedimentación puede definirse como la remoción, por efecto gravitacional, de las partículas en suspensión en un fluido con un peso específico mayor al mismo. Es en esencia, un fenómeno netamente físico que está relacionado exclusivamente con las propiedades de caída de las partículas en el agua.

Para que pueda haber una separación efectiva se requiere que las fuerzas de gravedad tengan un valor suficientemente elevado con relación a sus efectos antagonistas, como son efectos de rozamiento, turbulencia, repulsión electrostática, corrientes de convección, etc (Gomella,1977).

En el tratamiento de aguas residuales, la sedimentación constituye la función para la que se destinan principalmente las siguientes unidades:

1. Las cámaras desarenadoras; que separan los sólidos minerales del agua
2. Los tanques sedimentadores primarios; que recolectan los sólidos orgánicos en suspensión y,
3. Los tanques sedimentadores secundarios; que siguen a los procesos de tratamientos físicos, químicos, biológicos u otros en los que se separan las sustancias convertidas en sólidos sedimentables.

2.2. Tipos de sedimentación

Las partículas en suspensión sedimentan en diferente forma, dependiendo de sus características, las que determinan su tendencia a interactuar entre ellas, así como de su concentración.

Klynch (1952), propuso una teoría basada en la concentración y la tendencia a interactuar de las partículas pudiendo presentarse cuatro tipos de sedimentación;

- a) Tipo I o de partículas discretas.
- b) Tipo II o de partículas floculantes.
- c) Tipo III o de partículas que se obstruyen (sedimentación por zonas).
- d) Tipo IV o de partículas en compresión.

Enseguida se describirán los cuatro tipos de sedimentación mencionados.

2.2.1. Sedimentación discreta

Este tipo de sedimentación es la que se presenta en partículas discretas y no floculantes en una suspensión diluida. Las partículas discretas son aquellas que no cambian de forma, tamaño y densidad durante el proceso y que, al depositarse como unidades independientes no presentan interacción debido a que la sedimentación de las mismas es una función solamente de las propiedades del fluido y las características de la partícula.

La sedimentación discreta se observa en las suspensiones con bajas concentraciones de sólidos, como son las sedimentaciones de arena y arcilla en los desarenadores.

Las leyes que rigen este fenómeno son las enunciadas por Newton y Stokes. Cuando una partícula se libera en un fluido estático y su densidad es mayor que la de éste, se moverá en línea recta hacia el fondo debido a la atracción de la fuerza de gravedad. La partícula se acelerará hasta que la resistencia causada por la fricción tienda a igualar a la fuerza impulsora; después, la velocidad de caída de la partícula será constante. Esta velocidad se conoce como velocidad de caída o de sedimentación. La determinación de esta velocidad es fundamental para el diseño de sedimentadores de este tipo.

Ley de Newton

Para analizar el proceso por el que ocurre la sedimentación discreta por medio de la ley de Newton, se considera que:

- 1) Debido a la naturaleza de las partículas, la floculación no ocurre. Las partículas se suponen de naturaleza inorgánica.
- 2) La concentración de partículas en la solución es bastante baja, lo que permite que la sedimentación ocurra independientemente entre ellas.
- 3) La forma de las partículas se supone de forma esférica y de diámetros homogéneos.
- 4) La ley de Newton es aplicable en régimen laminar y turbulento.

Una partícula en este caso está sometida a dos fuerzas: flotación F_F , que es igual al peso del volumen del líquido desplazado por la partícula (principio de Arquímedes) y la fuerza gravitacional F_g .

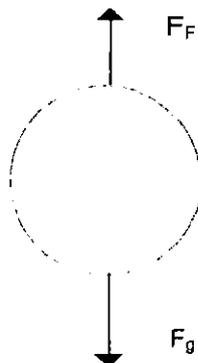


Figura 2.1. Fuerzas actuantes en una partícula en movimiento en el agua

La fuerza gravitacional resultante que actúa sobre la partícula, F_g , es igual a:

$$F_g = (\rho_s - \rho)gV \quad (21)$$

En donde:

ρ_s = densidad de la partícula

ρ = densidad del fluido

g = aceleración debida a la gravedad

V = volumen de la partícula

Arrastrada por esta fuerza la partícula desciende con velocidad creciente pero a medida que baja la fricción que el líquido genera en ella crea una fuerza de roce. La ley de Newton define esta fuerza de resistencia por fricción, la cual es una función de la aspereza, tamaño, forma y velocidad de la partícula, y de la densidad y viscosidad del fluido. Esta fuerza puede determinarse por la ecuación:

$$F_D = \frac{C_D A_p \rho v_p^2}{2} \quad (22)$$

En donde:

C_D = coeficiente de resistencia adimensional de Newton

A_p = área transversal o proyectada de la partícula en ángulo recto con v_p

ρ = densidad del fluido

v_p = velocidad de la partícula.

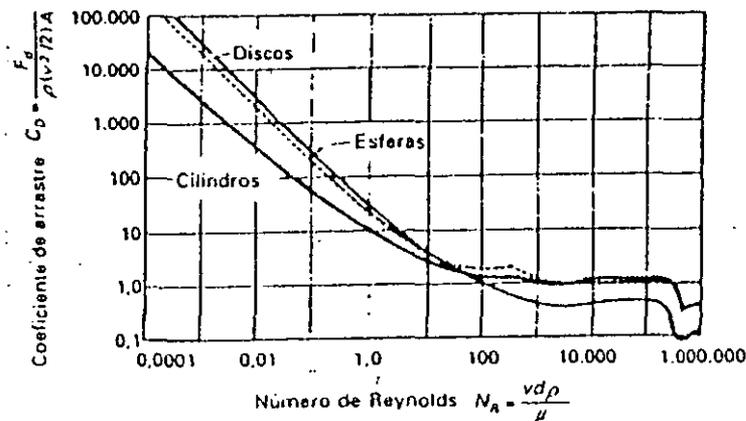
v_p^2 = energía cinética

2

Después de un corto periodo la aceleración se vuelve nula y el valor de las fuerzas de fricción iguala al de impulsión, momento en el cual la partícula adquiere una velocidad constante, conocida como velocidad de sedimentación. Al igualar estas 2 ecuaciones y adecuando los valores específicos suponiendo la forma de las partículas como esferas de diámetro d_p y volumen V , se obtiene el valor teórico de la velocidad de sedimentación v_s que es la velocidad de caída de la partícula.

$$v_s = \sqrt{\frac{4g(\rho_s - \rho)}{3C_D\rho}} \quad (23)$$

El valor numérico del coeficiente de resistencia depende del régimen de flujo en el que se encuentre la partícula (número de Reynolds) y de la forma de las partículas. La gráfica 2.1 muestra los valores que adquiere el coeficiente C_D de acuerdo a la geometría de las partículas.



Gráfica 2.1. Valores del coeficiente de resistencia, C_D , en función de la geometría de las partículas.

Ley de Stokes

La ley de Stokes es un caso particular de la ley de Newton, aplicable bajo régimen laminar indicado para números de Reynolds menores que 2300. La ecuación matemática que define al número de Reynolds es:

$$Re = \frac{v_s \times d}{\nu} \quad (2.4)$$

en donde

ν = viscosidad cinemática del fluido

V_s = velocidad de sedimentación de la partícula

d = diámetro de la partícula.

Para condiciones de flujo laminar, Stokes encontró que:

$$v_s = \frac{g(\rho_s - \rho)d^2}{18 \rho \nu} \quad (2.5)$$

siendo $C_D = 24/Re$

cuando $d > 1.0$ mm $Re > 10^4$ se presenta flujo turbulento, para el cual $C_D = 0.4$ valor que da origen a una velocidad terminal de:

$$v_s = \sqrt{\frac{1.82g(\rho_s - \rho)d}{\rho}} \quad (2.6)$$

Con diámetro de partículas comprendidas entre 0.08 mm a 1 mm y especialmente con números de Reynolds de 2.3×10^3 a 1×10^4 se presenta un régimen de transición. Para este caso existen distintas ecuaciones que permiten obtener el coeficiente C_D (Rica, Hatch, Allen, Fair-Geyer-Okun, Schiller-Newman, etc.)

Weber, utilizando el criterio de Rich, en el que $C_D = 18.5/Re^{0.60}$, deduce la siguiente expresión para calcular V_s :

$$V_s = \left[2.32(\rho_s - \rho) \times d^{1.6} \times \rho^{-0.4} \times \mu^{-0.6} \right]^{0.714} \quad (2.7)$$

donde μ = viscosidad dinámica del fluido

Para partículas no esféricas, la velocidad de sedimentación se puede calcular usando la figura 2.2. y utilizando un diámetro equivalente para cada forma de partícula en las ecuaciones mostradas.

Sedimentación ideal

Es práctico contar con una descripción de las rutas de sedimentación de partículas en una forma ideal para entender el fenómeno de sedimentación.

Hazen y Camp han desarrollado ecuaciones para describir la eliminación de partículas discretas en un tanque ideal de sedimentación, suponiendo que:

1. Las partículas y los vectores velocidad están igualmente distribuidos en la sección transversal del tanque por lo que su trayectoria de caída es una línea recta.
2. El líquido se mueve lentamente y en una misma dirección, como una masa ideal.
3. Cualquier partícula que choque con el fondo, se elimina completamente.

El esquema de tanque sedimentador propuesto por ellos, se muestra en la figura 2.2 y se compone de 4 zonas:

1. Zona de entrada y distribución del agua.
2. Zona de sedimentación propiamente dicha.
3. Zona de salida o recolección de agua.
4. Zona de depósito de lodos.

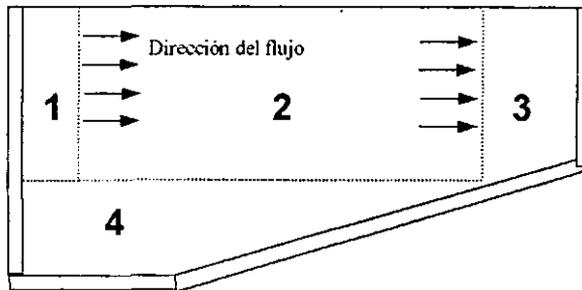


Figura 2.2. Zonificación de un sedimentador. Corte longitudinal

Hazen y Camp sugieren que la velocidad terminal de una partícula que sedimenta a lo largo de una distancia igual a la profundidad efectiva del tanque y en un tiempo igual al período de permanencia, puede compararse a una carga hidráulica superficial (Camp, 1945; Hazen, 1904).

Así, la velocidad terminal, o de sedimentación, se determina por:

$$v_s = \frac{\text{profundidad del tanque}}{\text{tiempo de permanencia}} = \frac{\text{profundidad}}{\text{vol. del tanque/caudal}} = \frac{\text{profundidad}}{(\text{área} \times \text{profundidad}) / \text{caudal}} = \frac{Q}{A}$$

donde Q es el caudal a través del tanque y A el área superficial del mismo. Esta carga hidráulica superficial debe considerarse como un valor mínimo crítico para la clarificación. La ecuación anterior indica que, para este tipo de sedimentación la remoción de partículas es independiente de la profundidad del tanque.

Asimismo, de la siguiente figura puede deducirse que la concentración de materia en suspensión para cualquier sección transversal del sedimentador se incrementa con la profundidad de sedimentación y disminuye con la proximidad a la salida del sedimentador por lo que las trayectorias de partículas de iguales características originan lugares geométricos de igual concentración de partículas. Entonces, partículas ideales discretas con velocidades de decantación mayores que v_s serán eliminadas completamente, y las que tengan velocidades menores, serán eliminadas en proporción al cociente v/v_s .

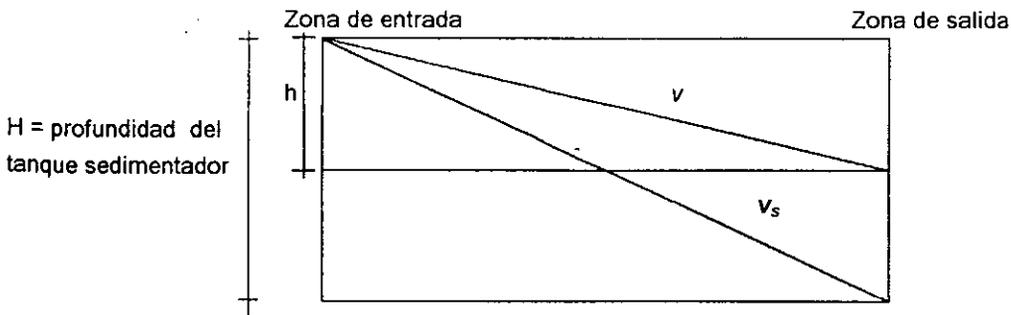


Figura 2.3. Distribución de eliminación de partículas por su velocidad de sedimentación

2.2.2. Sedimentación floculada

Las partículas "floculentas" son aquellas producidas por la unión de partículas coloidales por medio de agentes químicos o por las características físicas del medio que las contiene. Se denomina "sedimentación floculenta o floculada" al proceso de depósito de partículas floculentas, las cuales cambian de forma, tamaño, densidad y resistencia durante el proceso.

En este caso las partículas mayores floculan durante la sedimentación, incrementando su tamaño y velocidad de sedimentación.

Como las distintas partículas pueden sedimentar a velocidades distintas, algunas alcanzarán a otras durante este proceso y, al entrar en contacto y adherirse, ocurre la floculación.

Asimismo, diversos factores como temperatura, viento, corrientes inducidas por densidad, etc., producen turbulencia dentro del fluido y aumentan el contacto de las partículas. Al entrar en contacto los flóculos con otros muchos, aumentará tanto el tamaño del flóculo como su velocidad de sedimentación. Cuanto mayor sea la profundidad del tanque, mayor es la oportunidad de contacto entre las partículas por lo que en la sedimentación floculada, la eliminación sí depende de la profundidad del tanque así como de las propiedades del fluido y partículas.

Como resultado de la floculación, las velocidades de sedimentación de los agregados formados cambian con el tiempo y no es posible establecer una formulación matemática general que las exprese satisfactoriamente, por ello se realizan pruebas en laboratorio para cada tipo de agua.

La sedimentación floculada se presenta en clarificación de aguas, como proceso intermedio entre coagulación-floculación y filtración rápida en suspensiones diluidas durante la clarificación seguida de procesos de mezcla de membrana, clarificación primaria de agua residual y clarificación de agua potable tratada con coagulantes (sedimentación con procesos fisico-químicos). También puede presentarse sobre el lecho de lodos en clarificadores seguidos de tratamiento por lodos activados.

Para determinar las características de una suspensión en esta clase de sedimentación se hace una prueba en una columna de sedimentación a temperatura constante y en condiciones quiescentes. En una probeta de diámetro de alrededor de 15 cm y de una altura equivalente a la propuesta para el tanque sedimentador con orificios para el muestreo separados a una distancia uniforme se introduce la solución.

Las muestras se toman a determinados intervalos de tiempo y se determina el porcentaje de remoción de sólidos en cada una. Los resultados se dibujan en gráficas como la de la figura 2.4, trazándose curvas de igual porcentaje de remoción de sólidos. La proporción profundidad-tiempo es igual a la velocidad promedio de decantación mínima

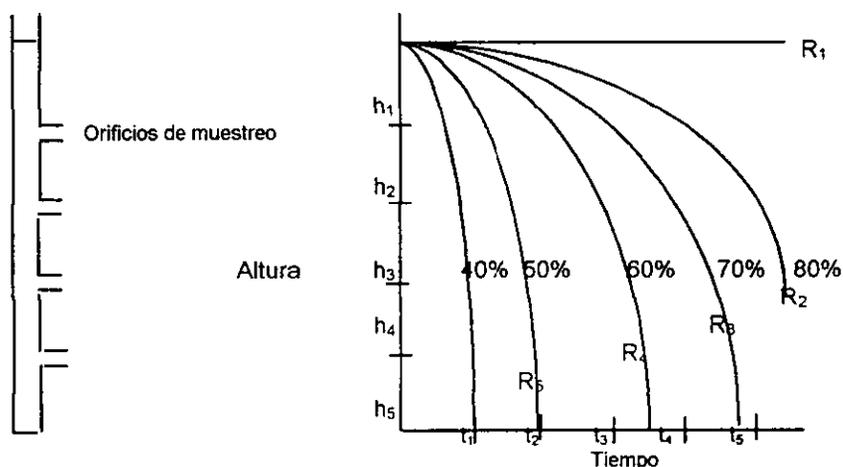


Figura 2.4. Columna de sedimentación y curvas de isoconcentración de sólidos.

Para estimar los efectos de condiciones reales en la sedimentación, la Agencia de Protección Ambiental, EPA sugiere que la velocidad de sedimentación debe dividirse por un factor que va de 1.25 a 1.75 (EPA, 1975).

Para aguas residuales crudas domésticas, es conveniente que las velocidades locales estén por debajo de 15 mm/s para obtener una remoción arriba del 50% (WPCF, 1985) de los sólidos suspendidos. Pueden también, adicionarse reactivos químicos para eficientizar el proceso.

También se ha observado que los flóculos químicos formados en el tratamiento de aguas tienen densidades que decrecen a medida que el tamaño de dichos flóculos aumenta. La disminución de la velocidad es mayor en los flóculos con un diámetro inferior a 1 mm que en los mayores. La variación de la densidad de los flóculos pequeños sigue una relación representada por:

$$\rho_s - \rho_o = Kd^{-0.7} \quad (2.8)$$

donde:

ρ_s = densidad del flóculo, (kg/m³)

ρ_o = densidad del agua, (kg/m³)

K = coeficiente que depende del grado de turbiedad, los coagulantes empleados, así como otras características del agua cruda.

d = diámetro esférico equivalente del floculo, (m)

Como se ha mencionado, este tipo de sedimentación es más efectiva cuanto mayor sea la profundidad produciendo en un sedimentador de flujo horizontal trayectorias de partículas similares a las indicadas en la figura 2.5. La variación de velocidad puede asemejarse a:

$$v_s = p \times t^n \quad (2.9)$$

donde

p y n = parámetros dependientes de las características del sólido

t = tiempo de sedimentación

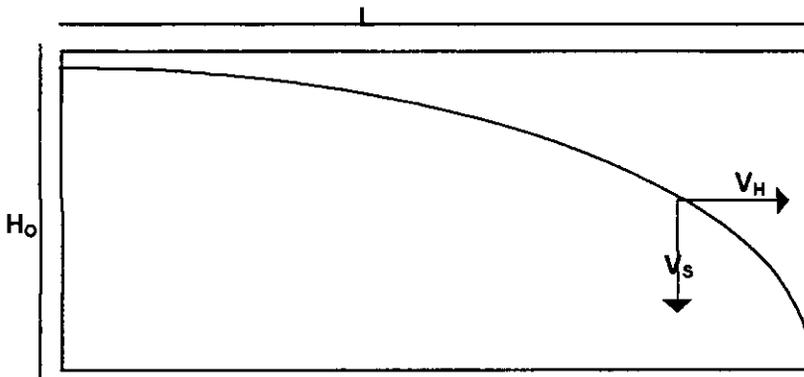


Figura 2.5. Trayectoria de partículas en un sedimentador

2.2.3. Sedimentación por zonas

Cuando existe una baja concentración de partículas en el agua éstas se depositan sin interferir, denominándose a este fenómeno "caída libre"; en cambio, con altas concentraciones de partículas, debido a la proximidad entre ellas y a las fuerzas de cohesión que obstaculizan su caída individual, se producen colisiones que las mantienen en una posición fija relativa a las otras, ocurriendo su depósito masivo a una velocidad constante: a este proceso de sedimentación se le llama "depósito o caída interferida" o "sedimentación zonal" (HPE/ OPS/CEPIS, 1992).

Físicamente se distingue una interfase sólido-líquido entre la masa de partículas y el líquido clarificado, como lo muestra la figura 2.6. Según Dick y Ewing, las fuerzas de la interacción física entre las partículas que son especialmente fuertes en la región de sedimentación por compresión, disminuyen progresivamente con la altura. Dichas fuerzas pueden estar presentes hasta cierto

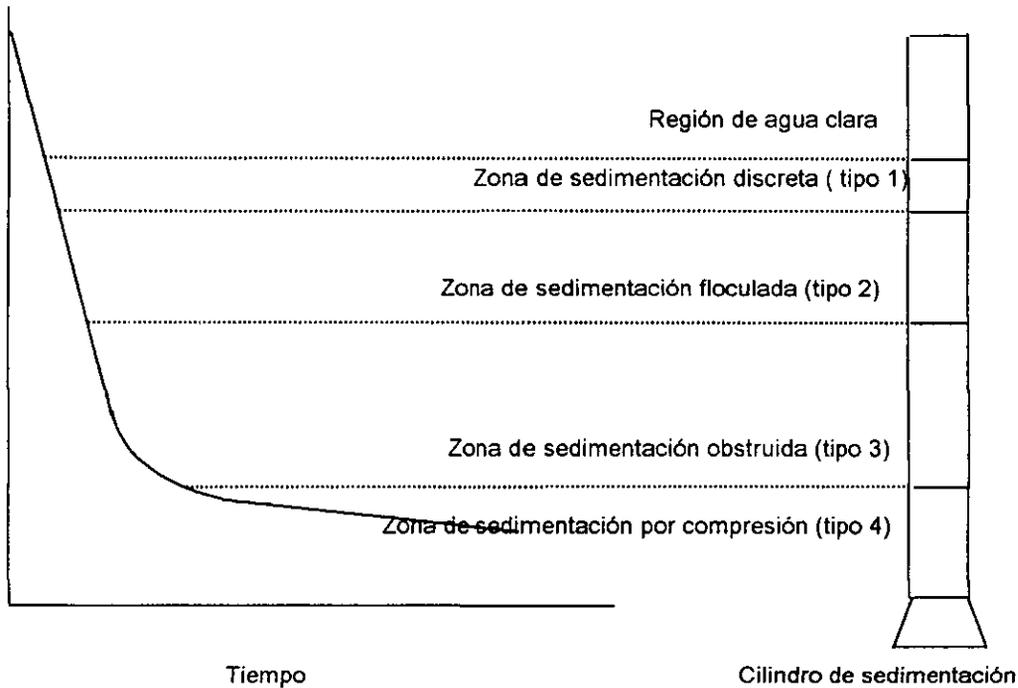


Figura 2.6. Representación de los tipos de sedimentación en un ensayo.

grado en la región de sedimentación por zonas.

La sedimentación zonal u obstruida es característica de los procesos de lodos activados y de las suspensiones químicas floculadas cuando su concentración es superior a 500 mg/l. Las partículas se adhieren entre sí y la masa sedimenta en pistón, creándose una superficie de separación entre los flóculos y el líquido que sobrenada (Degrémont, 1979).

Las características de decantación y espesamiento de la suspensión en un flujo continuo son los factores que determinan el área superficial de diseño.

El método usado actualmente para determinar el área de sedimentación es el desarrollado por Coe y Clevenger, Yoshioka, Dick y Young y Ewing que involucra la determinación del flujo total de sólidos que consta de dos componentes: la masa formada por el lodo y el agua en movimiento debido a la recirculación en el fondo del tanque, y los sedimentos de lodo por gravedad.

Estos componentes forman el máximo flujo de sólidos que se puede aplicar a un sedimentador produciendo una concentración específica de sobreflujo a una velocidad específica de recirculación.

Análisis del flujo de sólidos

En un sedimentador que esté operando en estado estable, un flujo constante de sólidos se desplazará hacia abajo, como se muestra en la siguiente figura:

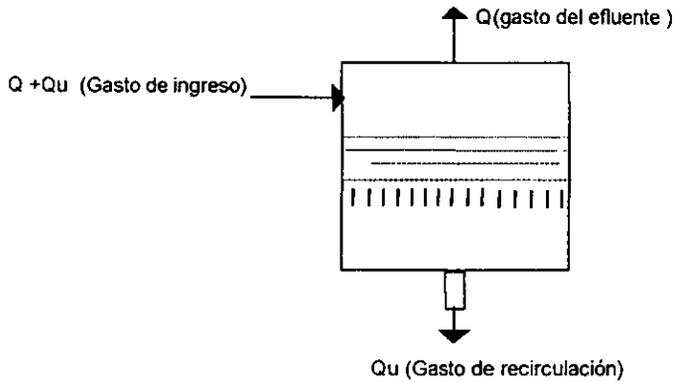


Figura 2.7. Esquema del funcionamiento de un sedimentador operando en un estado estable.

El flujo de sólidos a través de alguna frontera debido a la sedimentación impedida es:

$$S_f = xv \quad (2.10)$$

donde:

S_f = flujo de sólidos por gravedad ($\text{kg/m}^2 \text{ h}$)

x = concentración de sólidos en el punto en estudio (g/m^3)

v = velocidad de sedimentación de sólidos a la concentración x (m/h).

El flujo de sólidos resultado del sobreflujo S_{fu} se determina por la expresión

$$S_{fu} = xU \quad (2.11)$$

donde:

S_{fu} = flujo de sólidos debido al sobreflujo ($\text{kg/m}^2 \text{ h}$)

U = velocidad de la masa que se desplaza hacia abajo (m/h).

El flujo total de sólidos, SF , en kg/m^2 , es :

$$SF = xv + xU \quad (2.12)$$

Con un valor de SF en el que se tenga el valor deseado de la concentración de sólidos en el lodo, el área mínima requerida en el tanque se puede calcular como:

$$A = \frac{Q_0 x_0}{SF} \quad \text{m}^2 \quad (2.13)$$

donde Q_0 es el gasto del influente y x_0 su concentración de sólidos.

2.2.4. Sedimentación por compresión

En este caso, la concentración de las partículas es tan alta que éstas se tocan entre sí, inhibiendo una mayor consolidación y la sedimentación ocurre por compresión de la masa. Ejemplos de este

tipo ocurren en el fondo de los sedimentadores para tratamiento de aguas residuales o en espesadores utilizados para concentrar lodos de purga de las plantas de tratamiento de agua.

Tanto las partículas floculantes como las discretas se pueden sedimentar por compresión; sin embargo, este procedimiento es más común en las primeras. La consolidación de las partículas es un proceso relativamente lento pudiendo representarse por una ecuación presentada por Coulson y Richardson.

$$\frac{-dh_z}{dt} = k(h_z - h_{z\infty}) \quad (2.14)$$

donde:

h_z = altura del lodo (m)

$h_{z\infty}$ = altura final del lodo cuando $t = \infty$ (m)

k = constante de velocidad de primer orden (s^{-1})

La altura de lodo última $h_{z\infty}$ y la constante de velocidad k deben determinarse a partir de datos experimentales. Resolviendo la ecuación se obtiene:

$$(h_{z\infty} - h_{z0}) = (h_{z\infty} - h_{z0}) (1 - e^{-kt}) \quad (2.15)$$

h_{z0} representa a la altura del lodo para $t = 0$

2.3. Factores de influencia

2.3.1. Características del agua

Las variaciones en la naturaleza del agua que entra a los sedimentadores puede ocasionar un funcionamiento incorrecto de los mismos, muy diferente al calculado, aún en los tanques bien diseñados. En el caso en el que se presenten distintas concentraciones de sólidos, o diferencia de temperatura en el agua pueden ocasionarse corrientes de densidad en los tanques, conocidas

como corrientes cinéticas o térmicas o "cortocircuitos". La figura 2.8 ilustra las formas en las que se altera el funcionamiento de los sedimentadores por estos factores.

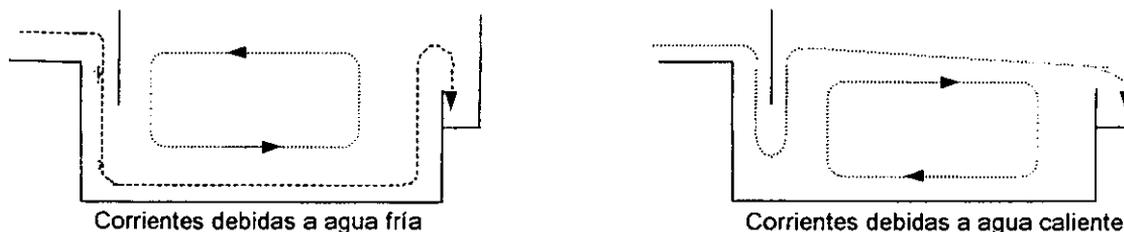


Figura 2.8.a. Corrientes térmicas

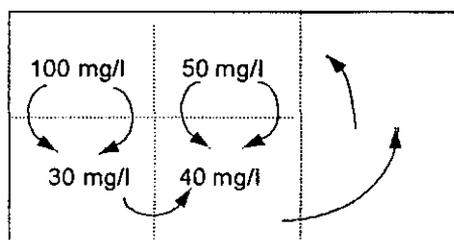


Figura 2.8.b. Corrientes ocasionadas por diferencias de densidad

Figura 2.8. Alteración del proceso de sedimentación en los tanques sedimentadores por corrientes térmicas y de densidad

2.3.2. Condiciones hidráulicas

En la zona de entrada al sedimentador la velocidad del agua debe ser lo suficientemente baja para que la energía pueda disiparse. Para ello, debe existir un deflector que también evite turbulencias que puedan alterar la zona de sedimentación. Los orificios de entrada no deben estar obstruidos. Algunos mecanismos mal diseñados pueden ocasionar corrientes como las mostradas en la figura 2.9.

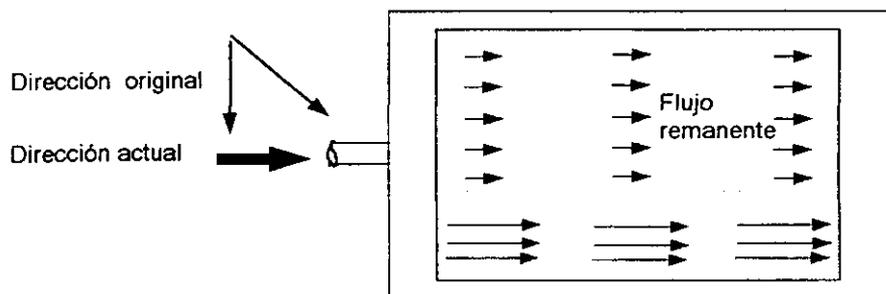


Figura 2.9. Corrientes cinéticas debidas a entrada inadecuada

En la zona de sedimentación el número de Reynolds debe ser el más bajo posible y el de Froude el más alto para la estabilización del flujo.

En la zona de salida la forma y/o el nivel de las canaletas pueden inutilizar gran parte del área del sedimentador al ocasionar líneas de flujo.

2.3.3. Factores externos

Éstos son los de mayor influencia en la sedimentación. Las condiciones climáticas, como la presencia de viento que puede alterar la dirección del flujo, estado de la unidad, condiciones de operación como la coagulación y floculación ocasionan altas o bajas eficiencias de remoción en la sedimentación.

Capítulo III

Sedimentación de alta tasa

Capítulo III

Sedimentación de alta tasa

En el presente capítulo se presentan los principios fundamentales que dan lugar a la sedimentación de alta tasa, partiendo del concepto de sedimentador ideal, de las investigaciones realizadas por Camp y Hazen y de la nueva noción desarrollada por Yao para este tipo de sedimentadores. Se presentan las clases de sedimentadores de alta tasa existentes y los factores que pueden afectar su eficiencia de trabajo.

3.1. Introducción

Los sedimentadores de alta tasa son aquellos sedimentadores gravitacionales poco profundos en los que el tiempo de retención del flujo es más corto gracias a que el área que se utiliza para sedimentación es más grande que la que emplean los clarificadores convencionales. La profundidad requerida del agua puede ser mucho menor porque como se explicó en el capítulo anterior, la eficiencia de remoción no depende de aquélla.

Estos sedimentadores fueron introducidos en el mercado a mediados de los años 60's gracias a las investigaciones de Hazen y Camp. Su objetivo fue desarrollar un sistema de clarificación con tiempos de retención cortos que permitieran reducir las turbiedades pico del agua a niveles económicamente aceptables.

Las eficiencias de remoción que se logran por este sistema, son iguales o mejores que las que corresponden a los sedimentadores convencionales, en los que el tiempo de retención es de 6 a 12 veces mayor.(10-15 min en los sedimentadores de alta tasa vs 120-180 min en los convencionales.) y llevan a cabo del 90 al 95% de remoción de sólidos sedimentables (Sanks, 1978).

Los sedimentadores de alta tasa están constituidos por módulos de tubos que pueden ser circulares, cuadrados, hexagonales, o bien, por láminas planas o corrugadas, que se colocan en determinado ángulo de inclinación dentro de un tanque sedimentador para permitir una entrada y salida del flujo adecuadas, a la vez que la extracción y recolección de los lodos producidos.

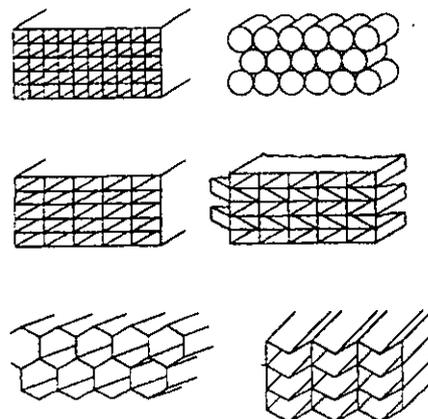


Figura 3.1. Formas más comunes de tubos usados en sedimentadores de alta tasa

En estos tanques los módulos de tubos o placas interceptan el influente y lo reclarifican produciendo un efluente con una baja cantidad de sólidos suspendidos y turbiedad. Cuando el agua contiene altos índices en algas, los módulos de tubos las retienen muy bien evitando la pronta obstrucción del filtro de medio mezclado, que generalmente es la siguiente componente en el proceso de tratamiento del agua.

Las velocidades son bajas, produciendo un régimen laminar con números de Reynolds menores a 500. Los módulos pueden colocarse a distintas inclinaciones; en aquéllos que están muy inclinados, el lodo resbala de las placas para ser descargado en el fondo del tanque; los que se encuentran ligeramente inclinados deben ser limpiados externamente.

3.2. Fundamentos

En 1904, Hazen demostró que la cantidad de sedimentos removidos en un sedimentador es independiente de la profundidad del tanque. Él propuso que se introdujeran placas en los tanques de sedimentación para mejorar su capacidad de sedimentación. Camp (1945) exploró estos planteamientos e introdujo el concepto de sedimentador ideal. Con base en este concepto explicado en el capítulo anterior, si se colocan placas paralelas a intervalos constantes, las partículas con v_s menor que v_{sc} se eliminarán y al reducir estos intervalos, el tamaño del tanque requerido para remover un porcentaje dado de sedimentos también podrá reducirse.

De acuerdo con Camp, la carga superficial representa la velocidad crítica de sedimentación de las partículas suspendidas. En teoría, las partículas cuya velocidad de sedimentación es mayor que este valor crítico o igual a él se sedimentan completamente en el tanque.

3.3. Teoría de la sedimentación laminar

Para explicar este fenómeno se toman en cuenta las siguientes consideraciones:

- 1) El flujo es laminar.
- 2) El flujo es unidimensional.
- 3) Las partículas suspendidas en el fluido son discretas.

El movimiento de una partícula en un sedimentador de alta tasa puede ilustrarse en un diagrama como el siguiente, donde el eje x es paralelo a la dirección del flujo; θ es el ángulo entre el eje x y la horizontal; u es la velocidad del flujo en el punto P, en la dirección x.

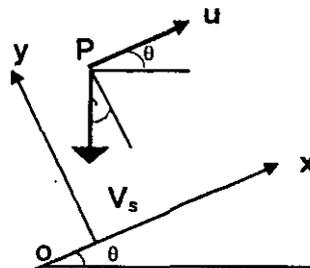


Figura 3.2. Componentes de velocidad de una partícula en régimen laminar

La velocidad de la partícula en la dirección x es:

$$v_{px} = u - v_s \operatorname{sen} \theta = dx/dt \quad (3.1)$$

y en la dirección y es:

$$v_{py} = -v_s \operatorname{cos} \theta = dy/dt \quad (3.2)$$

La trayectoria de la partícula se obtiene a partir de la siguiente ecuación:

$$dy/dx = \frac{-v_s \operatorname{cos} \theta}{u - v_s \operatorname{sen} \theta} \quad \text{ó}$$

$$\int u \, dy - v_s y \operatorname{sen} \theta + v_s x \operatorname{cos} \theta = C_0 \quad (3.3)$$

Si se consideran las distancias x y y en función de la separación entre placas o tubos, m, como:

$$Y = y/m; \quad X = x/m \text{ y } C_1 = C_0/v_0 m$$

Se obtiene la ecuación general que Yao en 1973 formuló para calcular los parámetros de diseño de los sedimentadores de alta tasa.

$$\int u/v_0 \, dY - v_s/v_0 Y \operatorname{sen} \theta + v_s/v_0 X \operatorname{cos} \theta = C_1 \quad (3.4)$$

siendo v_0 la velocidad inicial de la partícula.

siendo v_0 la velocidad inicial de la partícula.

Esta ecuación representa la trayectoria límite de una partícula, la que empieza en B' y define la velocidad crítica de sedimentación, v_{sc} según la figura 3.3.

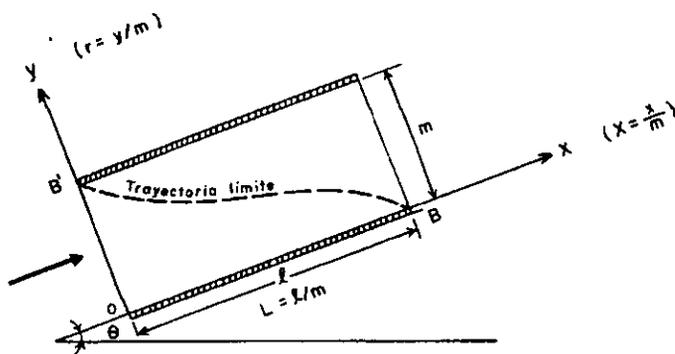


Figura 3.3 Trayectoria límite de la partícula entre placas paralelas

Para la curva límite, se tienen 2 condiciones de frontera:

$$X=L \quad Y=1$$

$$X=0 \quad Y=0$$

Al sustituir la primera condición en la ecuación 3.4 y resolviendo para C_1

$$C_1 = v_s / v_0 \cdot L \cos \theta \quad (3.5)$$

Sustituyendo C_1 y la segunda condición límite en la ecuación 3.4:

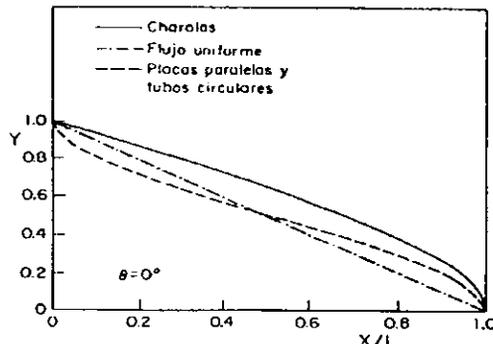
$$S_c = \frac{v_s (\sin \theta + L \cos \theta)}{v_0} \quad (3.6)$$

donde:

$$S_c = \int u / v_0 \, dY \quad (3.7)$$

El parámetro S_c es un factor que caracteriza la eficiencia del sedimentador y cuya magnitud depende de la forma del mismo. Los valores de S_c de acuerdo a la geometría del sedimentador se pueden consultar en los anexos de este trabajo.

En teoría, cualquier partícula suspendida en el sistema con un valor de S igual o mayor que S_c es removida completamente. Es conveniente aclarar que, aunque este valor sea el mismo para dos distintos tipos de tubos, el comportamiento del sistema no necesariamente es idéntico, pues como lo muestra la gráfica 3.1, la trayectoria de las partículas se comporta de un modo especial para cada forma del sedimentador.



Gráfica 3.1. Trayectoria de las partículas en distintos tipos de sedimentadores

3.4. Establecimiento del régimen laminar

Las ecuaciones desarrolladas anteriormente son válidas en régimen laminar. Para lograr el cambio de régimen uniforme al laminar, se debe agregar a la longitud de sedimentación la longitud de la zona de transición entre los dos regímenes.

La longitud relativa L' para la región de transición aplicable tanto a placas como a tubos es:

$$L' = 0.058 Re \quad (3.8)$$

La figura 3.4. muestra esta región de transición. En el régimen uniforme $u/v_0 = 1$ con lo que $Sc=1$. Este resultado indica que el rendimiento con régimen uniforme es semejante al laminar por lo que esta región de transición no afecta significativamente la eficiencia de remoción. Sin embargo, para efectos de diseño, se acostumbra dar un margen de seguridad con $L_T = L + L'$ porque la distribución del agua floculada en los ductos no es exactamente uniforme.

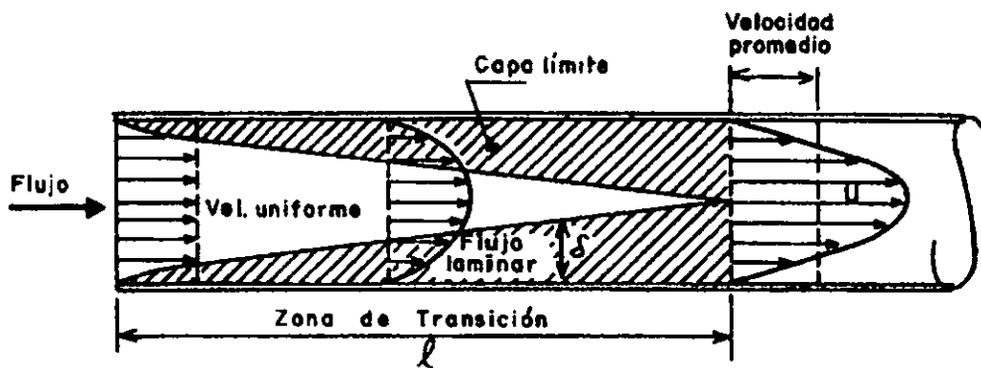


Figura. 3.4. Zona de transición del régimen uniforme al laminar

3.5. Tipos de sedimentadores laminares

La siguiente explicación se hace con base a los módulos de tubos, siendo que el principio general es el mismo para cualquier forma del módulo de sedimentación.

La sedimentación por tubos es una variante del tanque de sedimentación de Camp donde la trayectoria de sedimentación es acortada, por lo que el tiempo de sedimentación puede reducirse. De acuerdo a su inclinación, se han desarrollado 2 variedades de tubos: los llamados tubos de flujo horizontal y los tubos de flujo inclinado, ambos con una trayectoria de sedimentación de entre 2.5 a 5 cm.

3.5.1. De flujo horizontal

Los módulos de flujo horizontal están formados por grupos de placas o tubos de plástico o metálicos soldados con espacio para que el lodo se almacene en ellos.

En realidad, este dispositivo de sedimentación, tiene una inclinación de alrededor de 5° a 7.5° sobre la horizontal en la dirección del flujo, lo que facilita el drenado de lodos hacia el fondo del tanque o hacia el dispositivo que los traslada fuera de él. En esta operación, la mayoría de los sólidos se elimina del agua y el resto lo hace en la siguiente unidad, que generalmente es un filtro de medio mezclado. Como estos sedimentadores no son autoimpiables dada la poca inclinación de sus módulos, se aprovecha la última fase de retrolavado del filtro después que los tubos se han llenado para ser vaciados drenando el lodo acumulado en ellos. De hecho, esta inclinación es diseñada a propósito para utilizar los tubos para la retención del lodo mientras la unidad de filtración alcanza el punto de iniciación de retrolavado.

Un diagrama típico de estos módulos de tubos se muestra en la figura 3.5.

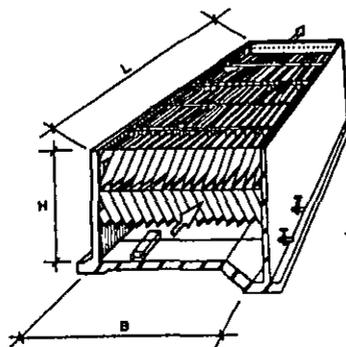
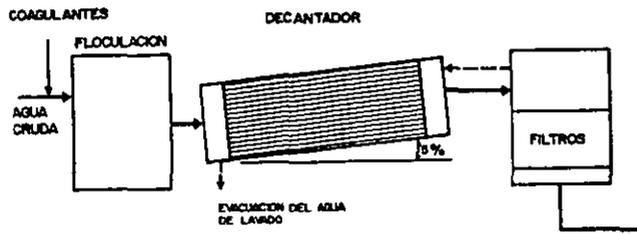


Figura 3.5. Sedimentador por módulos de tubos horizontal

Estos módulos de tubos horizontales son muy usados en pequeñas plantas con gastos de 0.61 l/s a 88 l/s (Weber, 1977)

3.5.2. De flujo inclinado

Estos tipos de sedimentadores son los más usados. Generalmente son de flujo ascendente, teniendo en la parte baja la zona de distribución de agua y en la media los módulos. El agua clarificada se recolecta en canales en la parte superior. Pueden instalarse en tanques convencionales horizontales o en tanques de flujo ascendente para mejorar la sedimentación o incrementar la carga superficial en ellos.

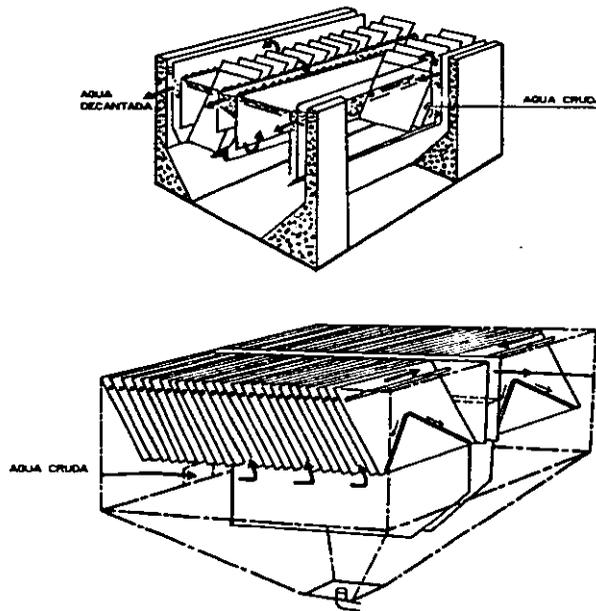


Figura 3.6 Sedimentadores laminares de flujo ascendente

En tanques horizontales, rectangulares o circulares, estos tubos son instalados como se muestra en la figura 3.7

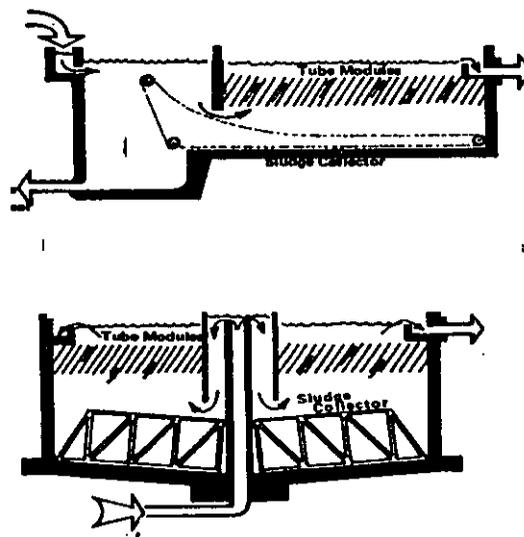


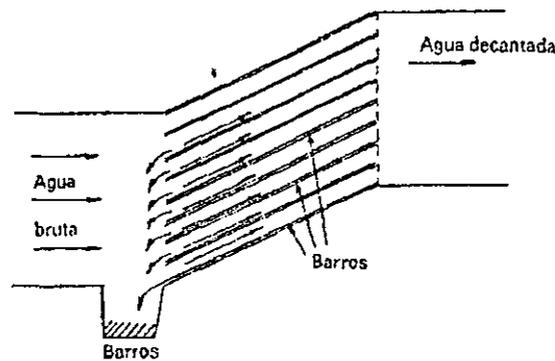
Figura 3.7. Detalles de instalación

Ocupan de una tercera a dos terceras partes del área del tanque. La parte frontal del tanque se usa como zona de estabilización del flujo para que éste sea uniforme y los criterios que se toman en cuenta para diseñar los tanques, se explican en detalle en el siguiente capítulo.

Los tubos de flujo ascendente pueden también ser usados para clarificación de lodos, para incrementar el flujo o para mejorar la calidad del efluente.

Al igual que en los módulos de tubos horizontales, en los tubos de flujo ascendente la gran área de contacto de los mismos, así como las orillas y la parte superior de los tubos son sitios de depósito; aunque son autolimpiables, pueden instalarse dispositivos para chorros de agua para reducir el trabajo del limpiado. Los lodos al resbalar, forman una corriente de mayor densidad, hacia una zona predeterminada de recogida. Esos barros ya separados mantienen su consistencia y no se redispersan (excepto por una turbulencia de barrido). Esto es por lo que muchas veces las superficies de decantación desprenden directamente los barros hacia el fondo del decantador y caen, sin mezclarse con la masa de agua que atraviesan.

ESQUEMA DE UN DECANTADOR DE PLACAS INCLINADAS



ESQUEMA DEL SISTEMA LAMELLA SEPARATOR

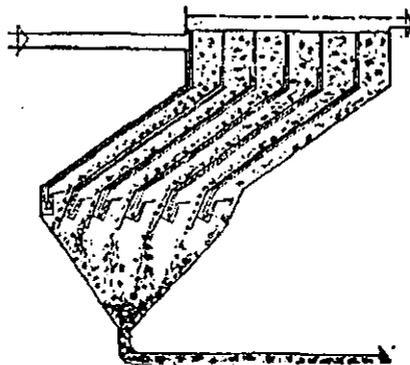


Figura 3.8. Dirección de flujo de lodos sedimentados

La sedimentación acelerada también se puede presentar con flujo descendente ingresando éste por la parte superior, recolectándose también en la parte superior por medio de canaletas o tubos. Como el flujo de agua tiene la misma dirección que el de los lodos, el escurrimiento de éstos últimos es más fácil, por lo que el ángulo de inclinación puede ser menor que en los de flujo ascendente.

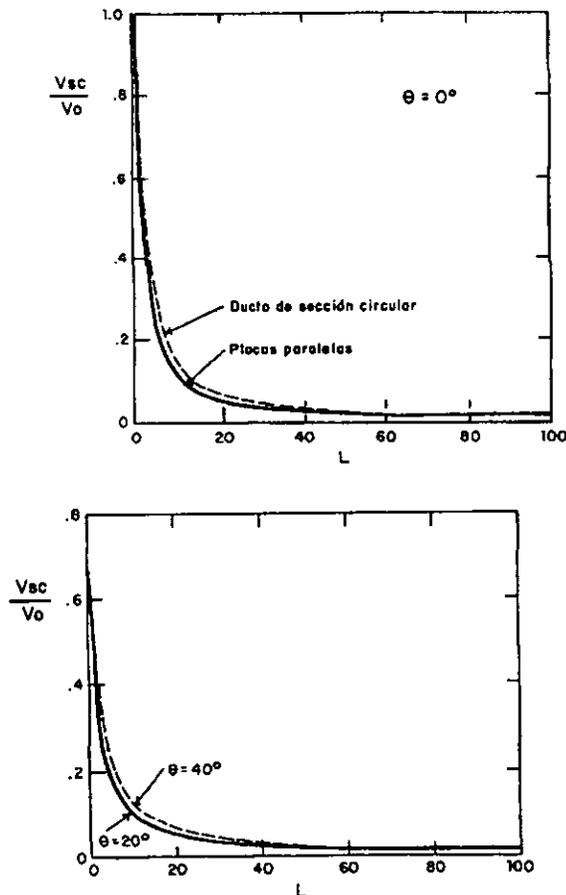
3.6. Factores de influencia en la eficiencia de la sedimentación laminar

Existen diversos factores que tienen que ver con la calidad final del agua tratada en un sedimentador de alta tasa y que se analizan enseguida.

3.6.1. Características de los módulos

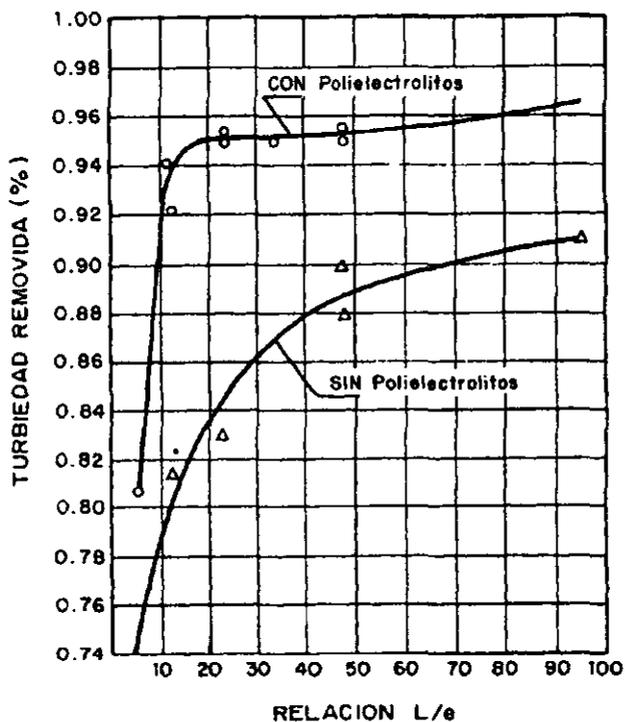
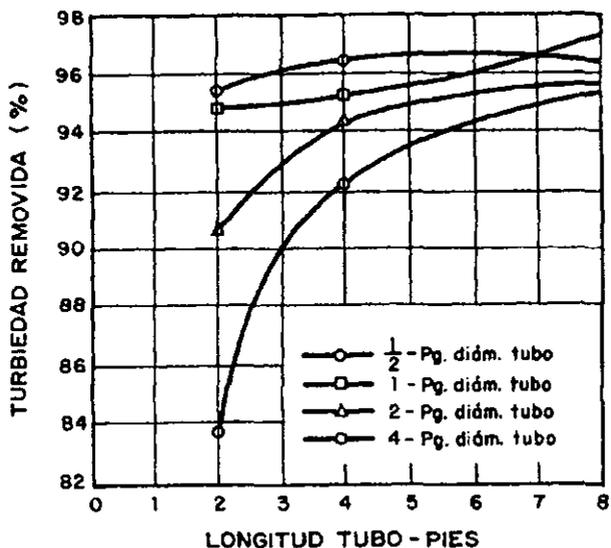
a) Tipo de módulo

Se ha observado que para sedimentadores de tubos circulares y de placas paralelas, el aumento en la longitud relativa L , definida como la longitud de cada uno de los tubos o placas dividida entre el espacio de separación entre una y otra placa o las paredes del tubo, produce una disminución rápida de la velocidad de sedimentación crítica, v_{sc} , obteniéndose también un aumento significativo de la eficiencia, hasta $L=20$. Después de este valor, los cambios en v_{sc} tienen poca variación.



Gráfica 3.2. Variación de la velocidad de sedimentación crítica, v_{sc} , en función de la longitud relativa L

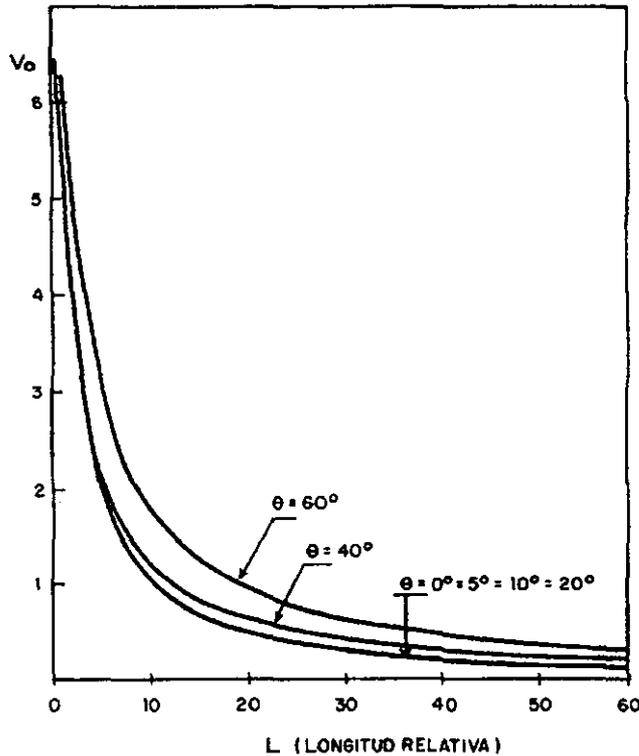
Hazen y Culp, en la siguiente gráfica, establecen la influencia de la longitud relativa en la remoción de la turbiedad.



Gráfica 3.3. Eficiencias de remoción de turbiedad de los sedimentadores tubulares en función de la longitud relativa

b) Inclinación del módulo.

La siguiente gráfica muestra la influencia del ángulo de inclinación en sedimentadores de placas planas. El rendimiento disminuye muy rápido sobre los 40°. Para longitudes relativas de placa grandes se presenta una disminución de la eficiencia conforme se inclina el módulo



CARGA SUPERFICIAL = $120 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$

Gráfica 3.4. Variación de la eficiencia en función del ángulo de inclinación de placas planas

Para sedimentadores laminares inclinados, la inclinación óptima es aquella que permite la continua y eficiente remoción de lodos. La fuerza con la que se mueven éstos se determina como la resultante de las fuerzas de gravedad y el esfuerzo constante con el agua, expresándose matemáticamente como:

$$F = g(P_s - P) \text{ sen } \theta + K (V_o - V_i) \quad (3.9)$$

cuyos términos se ilustran en la figura 3.9. El segundo término de la ecuación representa el esfuerzo constante entre los lodos y el agua, que en este caso es proporcional a la diferencia de velocidades. Si el líquido y los lodos se mueven en la misma dirección, el ángulo óptimo de inclinación es de 30° a 40° (Forsell), y las fuerzas de la ecuación establecida líneas arriba se

suman. En el caso en el que los lodos y el líquido tengan direcciones contrarias, las fuerzas se restan y el ángulo de inclinación adecuado estará entre 55° a 60°.

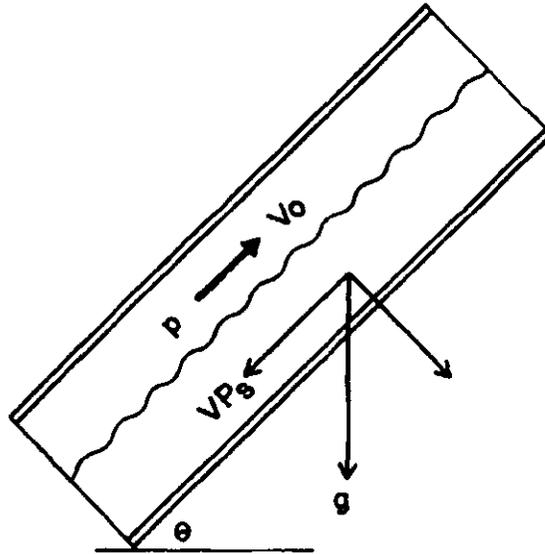


Figura 3.9. Fuerzas que intervienen en el movimiento de los lodos.

El coeficiente K está relacionado con el material del que están hechas las placas.

La velocidad de arrastre de las partículas que sedimentan en las láminas, según la fórmula modificada de Camp, es:

$$V_o = 125 \cos \theta \sqrt{(\delta_s - \delta) - d} \quad (3.10)$$

donde $\delta_s - \delta$ son los pesos específicos de la partícula y el agua, respectivamente y d es el diámetro de la partícula

3.6.2. Número de Reynolds

La eficiencia de sedimentación mejora para $Re < 1000$ y preferentemente menor a 500.

Para flujo laminar en el que el largo de la placa, b , es mucho mayor que la separación entre cada placa o tubo, m ; la ecuación para obtener el no. de Reynolds es:

$$Re = \frac{2v_o m}{\nu} \quad (3.11)$$

Con una relación de $b/m > 10$ se obtienen mejores eficiencias (Hernández, 1995).

3.6.3. Carga superficial en el sedimentador

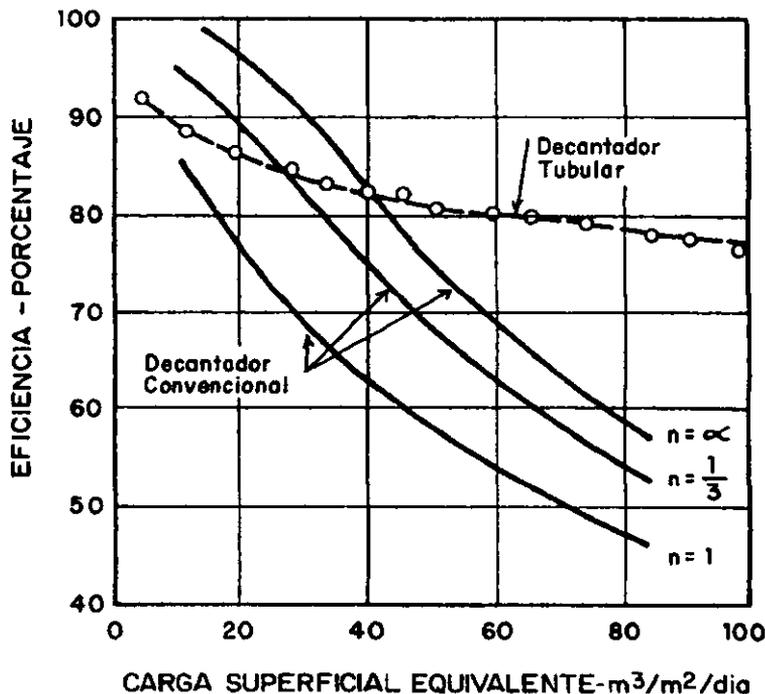
También se conoce como parámetro de Hazen, es la carga por unidad de superficie y representa la velocidad crítica de sedimentación de una partícula típica. Según se explicó en el capítulo 2; teóricamente cualquier partícula con una velocidad mayor o igual a la crítica será removida.

Una vez estimada la velocidad de sedimentación en ensayos de laboratorio, la velocidad de diseño se obtendrá como:

$$v_s = \frac{v_s(\text{ensayo})}{C} \quad (3.12)$$

donde C es un coeficiente de minorización empleado como factor de seguridad y cuyo valor varía de 1.2 a 2.

Yao compara la carga superficial con las eficiencias obtenidas en sedimentadores horizontales y tubulares, según la teoría de Hazen, obteniendo la gráfica siguiente.



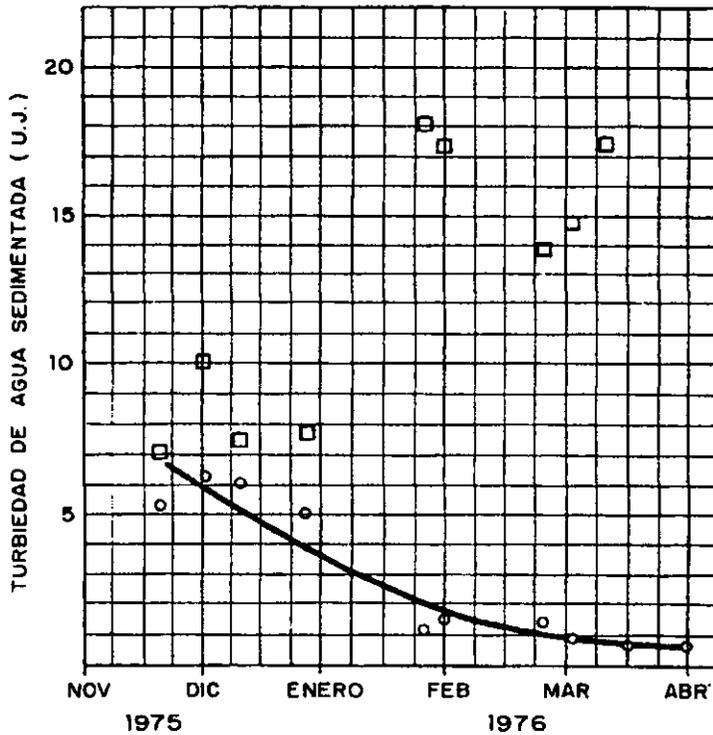
Gráfica 3.5. Comparación de un sedimentador convencional con uno tubular

Como se puede observar, los sedimentadores laminares soportan mejor las sobrecargas con menos pérdida de eficiencia que los convencionales. Las cargas normales fluctúan entre 60 a 240

otros resultados de estudios realizados por el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, CEPIS en los que se muestra el comportamiento de sedimentadores convencionales y de alta tasa instalados en distintas partes de Latinoamérica.

3.6.4. Tiempo de operación

En este caso, contrariamente a lo usual, la eficiencia de un sedimentador laminar mejora con el período de funcionamiento, según los resultados que se muestran en la gráfica 3.6.



Gráfica 3.6. Variación de la eficiencia de sedimentadores de placas con el tiempo de funcionamiento (resultados de una planta de tratamiento en Prudentópolis, Brasil)

3.6.5. Características del agua

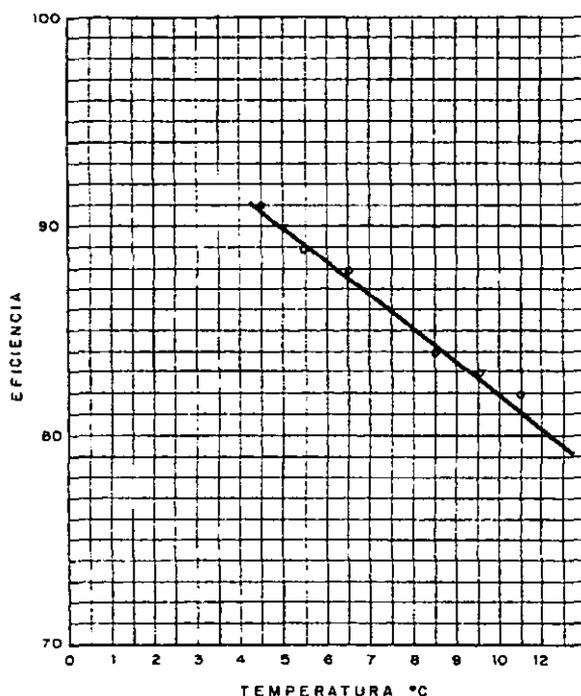
Las más importantes para la eficiencia son:

a) Calidad del agua

El grado de limpieza obtenido es directamente proporcional a la turbiedad y color del agua cruda llegando a obtenerse eficiencias del 99.9% en la remoción de la turbiedad y de 78.7% en cuanto a color (CEPIS, 1992).

b) Temperatura del agua

Conforme la temperatura del agua aumenta la eficiencia de remoción disminuye, como se muestra a continuación.

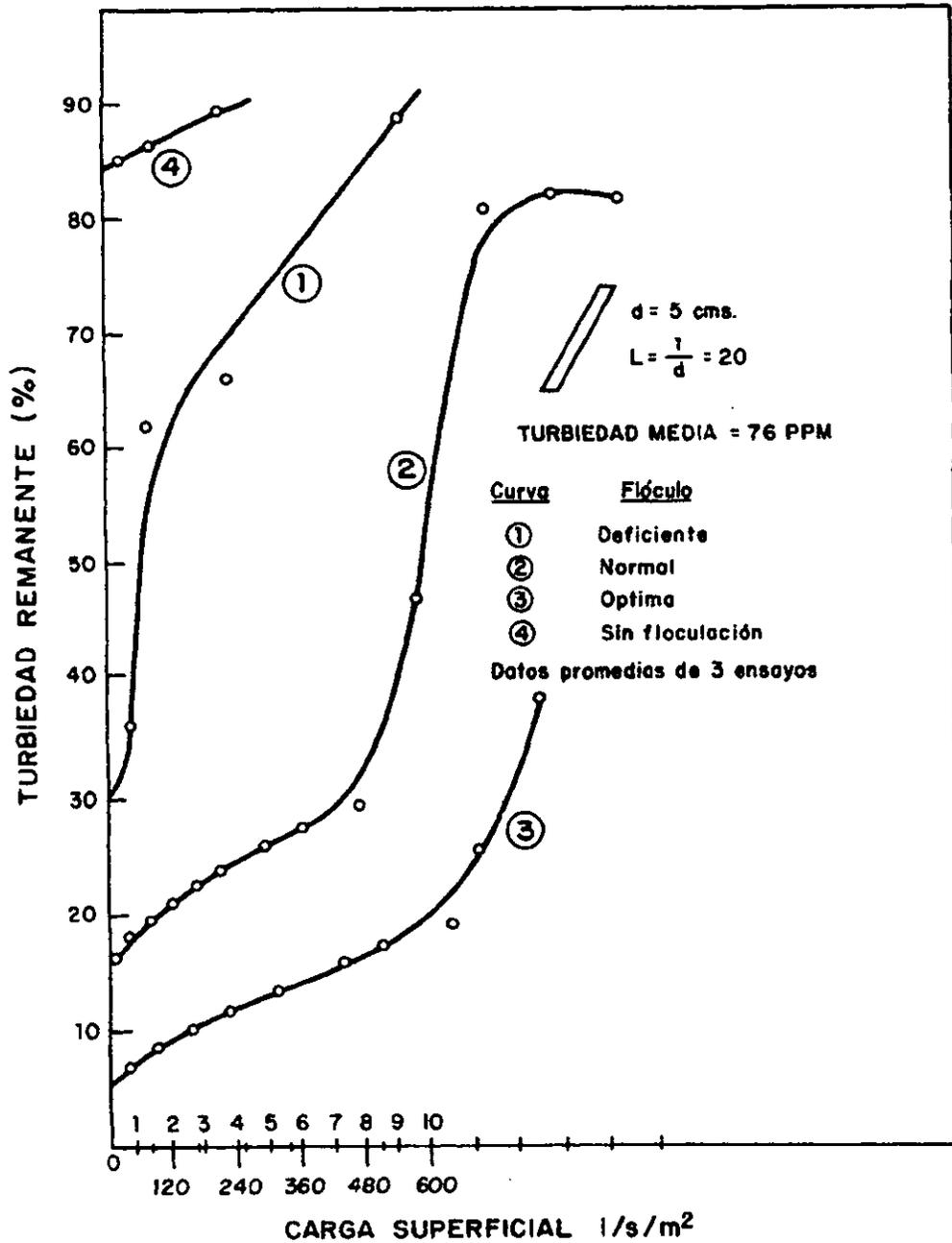


Gráfica 3.7. Influencia de la temperatura del agua en la eficiencia del sedimentador laminar.

3.6.6. Coagulación

Es el parámetro que tiene la mayor importancia para la eficiencia. En general un floculo grande y esponjoso es más difícil que sedimente disminuyendo el rendimiento del sedimentador en forma apreciable, en cambio el floculo pequeño y compacto sedimenta más fácilmente. Se logra un mayor rendimiento usando polímeros porque aumentan el peso del floculo.

Según se muestra en la gráfica 3.8, ningún otro parámetro influye tanto como este último.



Gráfica 3.8. Eficiencia del sedimentador de placas en función de la calidad del floculo. (Cuenca, Ecuador)

Capítulo IV
Parámetros de diseño

Capítulo IV

Parámetros de diseño

En los capítulos anteriores se han presentado los conceptos básicos de la teoría del proceso de sedimentación y se ha explicado el concepto de sedimentadores de alta tasa. El presente capítulo tiene como finalidad presentar los criterios de diseño de este tipo de sedimentadores.

Estos criterios toman en cuenta aspectos como el número de Reynolds, la carga superficial, el gradiente de velocidad en los ductos por los que circula el flujo, y en cuanto a los aspectos constructivos, el material seleccionado con base en el costo y el tipo de agua a tratar.

4.1. Introducción

Al colocar módulos de placas o tubos en un tanque sedimentador, se obtiene una gran superficie de asentamiento para los lodos que se obtendrán en el proceso, con esto se puede lograr una disminución del área superficial del tanque. Esta característica, junto con el régimen laminar que utilizan son las diferencias fundamentales de operación y estructura que tienen con los sedimentadores convencionales. Estos factores influyen en el diseño y en el funcionamiento de este tipo de tanques.

4.2. Parámetros generales de diseño

El parámetro más importante en el diseño de cualquier tipo de sedimentador es la velocidad de sedimentación de los flóculos, que depende sobre todo de las características del agua a tratar y de la eficiencia lograda en el pretratamiento (HPE/OPS/CEPIS, 1992). Por ello, esta velocidad de diseño debe determinarse de acuerdo a cada caso con base en lo explicado en el capítulo anterior. Autores como Jorge Arboleda Valencia y Carlos Richter (Arboleda, 1987; Richter, 1984), mencionan las siguientes recomendaciones en el diseño.

“ Para sedimentadores que operan en América Latina las cargas superficiales varían entre 120 y 185 m³/m²/d, con eficiencias de remoción de sólidos suspendidos sobre el 90% pero establece que se pueden utilizar cargas mayores en caso en que se demuestre que son factibles por medio de pruebas de laboratorio o por resultados obtenidos en plantas piloto.

El diseño de unidades para Re hasta de 500 no afecta significativamente la eficiencia de remoción. La ventaja de diseñar para Re en el límite máximo del régimen laminar es que se

consigue la mayor separación de los elementos tubulares o las placas, con lo que puede disminuirse su número y ahorrar material en su construcción

Se ha observado a través del tiempo que el número de Reynolds es consecuencia de la geometría del sedimentador de alta tasa y de la velocidad del flujo en su interior por lo que no es necesario tener un régimen laminar puro para mejorar la eficiencia del proceso.

La velocidad longitudinal media (v_0) en los elementos tubulares es normalmente de 10 a 25 cm/min

Como generalmente se necesita una gran cantidad de módulos, es recomendable que el material de que estén hechos sea de bajo costo y resistente a permanecer bajo el agua. Los materiales que se usan son el asbesto-cemento, el plástico y la madera, sobretodo el primero en su dimensión de 1.20 m de alto por 2.40 m de largo y en anchos de 6 a 8 mm de espesor con láminas fabricadas con fibras largas de asbesto

La restricción para usar láminas de asbesto-cemento en cuanto a la calidad del agua es que las aguas con las que esté en contacto no sean ácidas o agresivas

El plástico también puede usarse en módulos de tela tensada en bastidores de madera asegurados con pernos, consultando con el fabricante su resistencia a la exposición de los rayos solares. Dependiendo de la dirección del flujo las láminas o módulos deberán colocarse a lo largo o ancho del tanque sedimentador “.

4.3. Diseño para sedimentadores de alta tasa

En este tipo de unidades, lo más importante es que el agua floculada se distribuya uniformemente en toda el área de los módulos para que el flujo sea lo más parejo posible.

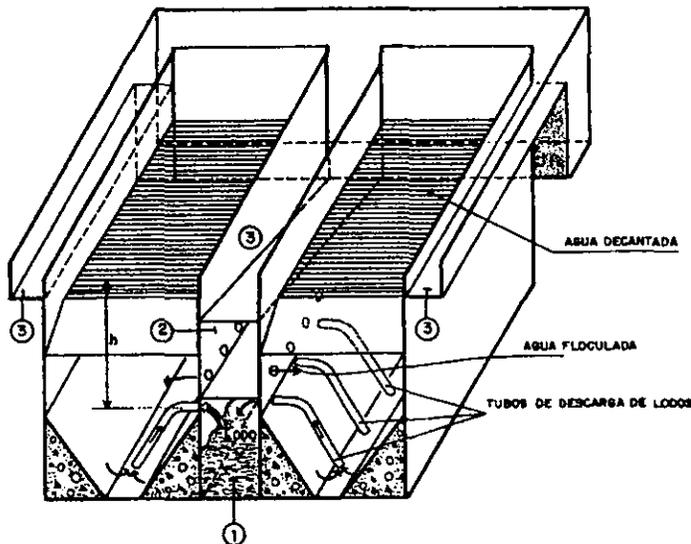
4.3.1. Zona de entrada

La forma de ingreso de la totalidad del flujo es la que determina su distribución entre las placas o celdas. Dado que se producen grandes irregularidades en la distribución del flujo en entradas por abajo de las placas porque el flujo es ascendente al final y descendente en la parte inicial debido a la succión por la velocidad inicial del flujo, en la parte media existen zonas muertas de importancia.

Como la velocidad en el fondo es directamente proporcional a la longitud, este diseño para la zona de entrada sólo es recomendable para decantadores muy cortos.

Se recomienda diseñar estructuras de repartición del flujo, como conductos longitudinales que vayan por debajo de las placas, con orificios circulares o cuadrados como lo muestra la figura 4.1. Generalmente el ingreso del agua floculada se hace por un canal común de distribución que reparte por igual el caudal total. A su vez, el caudal que ingresa a cada unidad de sedimentación debe distribuirse por igual entre los módulos de sedimentación para tener condiciones hidráulicas y de operación semejantes, admitiéndose una desviación de hasta 5% del caudal sólo en los sedimentadores extremos.

El gradiente de velocidad de los módulos debe mantenerse constante y estar entre 10 s^{-1} y 20 s^{-1} ; y los restantes elementos hidráulicos (canales, orificios, vertederos, etc.) que atraviese el agua floculada, deben producir gradientes de velocidad no mayores a 20 s^{-1} , o menores que la del último tramo del floculador incluida la sección que atraviesa la compuerta de ingreso al conducto y los orificios de distribución cuyo gradiente de velocidad debe estar entre 15 y 20 s^{-1} ; valores que evitan los depósitos y no permiten la ruptura de los floculos. La sección de los ductos deberá ir disminuyendo conforme se va descargando el agua por los orificios.



- (1) Canal de descarga de lodo
- (2) Canal de distribución de agua floculada
- (3) Canal de recolección de agua decantada

Figura 4.1. Sedimentador laminar con 3 ductos centrales

Los criterios utilizados para comprobar la desviación del caudal, son los mismos que para sedimentadores convencionales y que se ilustran en el siguiente capítulo

4.3.2. Zona de sedimentación

Cuando se instalan láminas de asbesto-cemento de 6 mm de espesor y 2.40 m de largo con inclinaciones de 60° y soportadas sólo en sus extremos se produce en ellas un pandeo que puede provocar una flecha de hasta 5 cm. Para evitar esto se coloca uno o dos separadores al centro de las placas, de forma que se apoyen entre ellas. Los separadores pueden ser de madera o asbesto-cemento

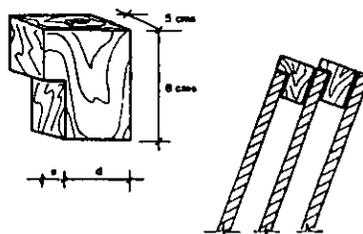


Figura 4.2. Tamaños estándar de separadores de madera

Los separadores son tiras de 5 a 6 cm de ancho y 10 mm de espesor, adheridas a las láminas. También pueden utilizarse perfiles metálicos en U, asegurados con tornillos.

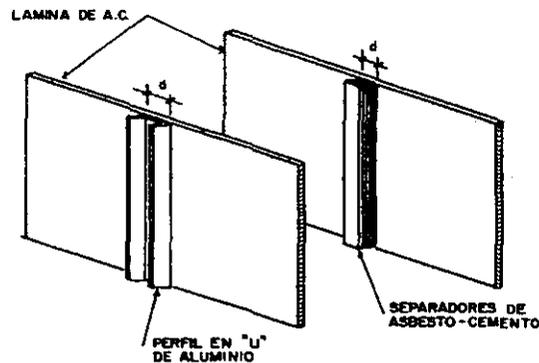


Figura 4. 3. Separadores de asbesto-cemento

El apoyo de las placas en sus extremos puede hacerse empotrando un perfil de 2" x 2" x 1/4", con ranuras dispuestas para sujetar las láminas en la parte superior. Se debe dejar una saliente de unos 10 cm en los muros para sujetar las láminas en el extremo inferior. En algunos casos sólo se apoyarán en la parte baja y con separadores en medio de las láminas. Al usarse láminas de plástico, lo más conveniente es que sean muy delgadas para reducir peso y costos en el transporte y con formas tubulares de sección cuadrada, circular o hexagonal con el fin de que no trabajen como placas, las que quedarían muy flexibles.

Los módulos comerciales de plástico o fibra de vidrio son de 0.50 a 0.60 m de altura. Aunque dan mayor resistencia estructural al conjunto que las placas, hidráulicamente tienen el inconveniente de que, en igualdad de condiciones, incrementan la carga superficial en el sedimentador de 50 a 60%. Esto es debido a la poca altura de los módulos (menos de la mitad que la de las placas), el valor de la profundidad relativa del sedimentador (l/d) disminuye.

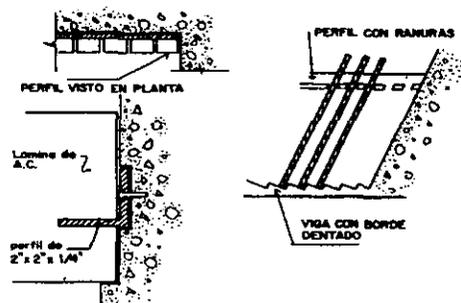


Figura 4. 3. Detalles de instalación de láminas de asbesto-cemento

El área total que cubren las placas de espesor e_p y separación e , se calcula por la expresión:

$$A_t = \frac{Q}{v_o \text{ sen } \theta} \left[1 + \frac{e_p}{e} \right] \quad (4.1)$$

donde:

Q = caudal en m^3/d

v_o = velocidad media del flujo entre placas en $m^3/m^2/d$

La carga superficial real (v_{sc}) o velocidad de sedimentación de la partícula crítica, se determina por:

$$v_{sc} = \frac{v_o}{\text{sen } \theta + \left(\frac{1}{e} - 0.013 \text{ Re} \right) \cos \theta} \quad (4.2)$$

El número total de placas a instalar (N) se calcula por la expresión:

$$N = \frac{A_t \text{ sen } \theta}{b(e + e_p)} \quad (4.3)$$

donde b = largo de una placa o ancho de un módulo de placas

El número de Reynolds, se comprueba por (Canepa L., 1981):

$$\text{Re} = \frac{2ev_o}{\mu} \quad (4.4)$$

donde:

μ = viscosidad absoluta del agua a una cierta temperatura

v_o = cm/s

e = cm

4.3.3. Zona de salida

El diseño de la zona de salida es igual de importante para la uniformidad en la ascensión del flujo que el de la zona de entrada. Para conseguir una extracción uniforme, se puede diseñar un canal central recolector y canales laterales.

No es recomendable diseñar vertederos fijos de bordes lisos porque cualquier desigualdad en la nivelación produce apreciables desigualdades en la cantidad de agua extraída. Los vertederos de concreto deben ser emperrados en sus bordes, con láminas de acero dentadas (con vertederos en V) o de bordes lisos, que trabajen con tirantes de agua de 5 a 10 cm. Esta solución permitirá nivelarlos en obra.

Tubos con perforaciones en la parte superior producen muy buenos resultados, cuando todos los orificios son de igual diámetro, con una carga de agua sobre éstos de 5 a 10 cm, y descarga libre dentro del canal central. Una condición básica en este punto es que el tubo no debe trabajar a sección llena para lograr una extracción equitativa del flujo.

El diámetro de los tubos de recolección está dado por la siguiente ecuación:

$$D = Q^{0.4} \quad (4.5)$$

donde:

D= diámetro de tubo en m

Q= gasto hidráulico en m³/s

Para asegurar una descarga libre de las tuberías, el nivel máximo de los canales de recolección no deberá ser mayor que el de la cota de fondo de las mismas

La distancia horizontal máxima entre los sistemas de recolección (d), es función de la profundidad (h) de instalación de los módulos o placas e inversamente proporcional a la tasa de escurrimiento superficial o de sedimentación aparente.

La longitud de vertederos de recolección l_v se calcula por:

$$l_v = \frac{Q}{q_v} \quad (4.6)$$

donde:

Q= caudal de diseño del decantador en l/s

q_v = tasa de diseño de los vertederos, que varía ente 1.1 y 3.3. l/s xm de longitud de vertedero o

bien: $q \leq \frac{\pi H v_{sc}}{2}$

Considerando $q_v = 2.5$ l/s x m se tiene que $d/h = 432/v_s$

donde:

V_s = velocidad ascensional del agua o tasa de escurrimiento superficial en m³/m²/d

Cuando la recolección se hace por tuberías con perforaciones, es recomendable determinar la longitud de tubería con la ecuación de longitud de vertedores para zona de salida; el distanciamiento máximo centro a centro por el criterio de la ecuación anterior y del diámetro de los orificios y del tubo por la expresión:

$$\frac{v}{v_{or}} = \frac{nA_{or}}{A} = 0.462 \quad (4.7)$$

donde v y A son la velocidad y la sección de los tubos de recolección, y v_{or} y A_{or} la velocidad y sección de los orificios. Esta relación de velocidades o de secciones asegura una recolección pareja.

4.3.4. Zona de lodos

Esta zona se compone de tolvas que pueden ser continuas o separadas y/o sifones de recolección.

Para determinar el volumen de lodos generados en el proceso, puede usarse la siguiente tabla.

Tabla 4.1.
CONCENTRACIÓN Y PESO ESPECÍFICO DE LODOS GENERADOS EN TANQUES DE SEDIMENTACIÓN PRIMARIA

Concentración de sólidos, % ^a			
Tipo de lodo	Peso específico	Intervalo	Típico
Sólo primario			
Aguas residuales exclusivamente ^b	1.03	4 - 12	6
Aguas residuales y pluviales	1.05	4 - 12	6.5
Primario y exceso de lodos activados	1.03	3 - 10	4
Primario y humus de filtros percoladores	1.03	4 - 10	5

^a Porcentaje de sólidos secos

^b Agua residual de concentración media

Fuente: Metcalf & Eddy. 1991

Capítulo V
Ejemplo de diseño

Capítulo V

Ejemplo de diseño

En este capítulo se presenta un ejemplo de diseño del dimensionamiento de un sedimentador de alta tasa para un tanque sedimentador primario en el cual se aplican las teorías y algunos de los criterios de diseño que se presentaron anteriormente.

La finalidad es mostrar un proceso de cálculo que puede utilizarse en el diseño de sedimentadores de alta tasa.

5.1. Diseño del proceso de sedimentación

El diseño se realiza para instalar un módulo de sedimentación de alta tasa en un tanque sedimentador primario rectangular.

En el dimensionamiento del módulo de alta tasa se utilizan los criterios planteados por el CEPIS y las recomendaciones del dimensionamiento óptimo para tanques propuesto por Germán Buitrón (Buitrón, 1988)

Los cálculos se realizan considerando una población de 120 000 habitantes y la cantidad de sólidos suspendidos se supondrá de 220 mg/l, que corresponde a un agua residual de tipo doméstico con concentración media de carga orgánica. La remoción de sólidos suspendidos en el tanque sedimentador se supone del 90%.

5.2. Memoria de cálculo

5.2.1. Cálculo de gastos

La variación de gastos se calcula de acuerdo a las siguientes ecuaciones (Facultad de Ingeniería, 1993):

$$Q_{med} = \frac{PA}{86400} \quad (5.1)$$

$$Q_{min} = \frac{Q_{med}}{2} \quad (5.2)$$

$$Q_{max. inst} = M(Q_{med}) \quad (5.3)$$

$$Q_{max. extr} = C.S.(Q_{max. inst}) \quad (5.4)$$

donde:

P= Población

A= Aportación de agua residual por la población

M= Coeficiente de Harmon. Para esta población tiene un valor de 2.17

C. S. = coeficiente de seguridad que varía de 1.5 a 1. Para este ejemplo se considera un valor de 1.5

Las normas de proyecto para alcantarillado sanitario en localidades urbanas de la República Mexicana publicadas por la Facultad de Ingeniería de la UNAM, establecen que para esta población y en clima templado se debe tener una dotación de 250 l/hab/d y con una aportación del 75% de la dotación:

$$A = 0.75 * 250 = 187.5 \text{ l/hab/d}$$

$$Q_{med} = (187.5 * 120\ 000) / 86\ 400 = 260.4 \text{ l/s}$$

Si este gasto se distribuye en 2 trenes de tratamiento, se tendrán 2 módulos de sedimentación, con lo que cada módulo maneja los siguientes gastos:

$$Q_{med} = 260.4 / 2 = 130.2 \text{ l/s} = 11250 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$Q_{min} = 130.2 / 2 = 65.1 \text{ l/s} = 5625 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$Q_{máx. inst.} = 2.17 * 130.2 = 282.5 \text{ l/s} = 24412.5 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$Q_{máx. ext.} = 1.5 * 282.5 = 424 \text{ l/s} = 36617 \text{ m}^3/\text{d}$$

5.2.2. Diseño del módulo de sedimentación de alta tasa

5.2.2.1. Diseño del canal central de agua floculada

Para un gasto de $0,130 \text{ m}^3/\text{s}$ se proponen las siguientes condiciones:

Gasto del canal, Q_c	0.130	m^3/s
=		
Velocidad en los orificios V_L	0.18	m/s
Separación centro a centro entre orificios, a	0.5	m
Longitud del canal, L	10	m
Ancho del canal, b	1	m
Altura mínima del canal, h	0.5	m
Altura máxima del canal, H	2.5	m
Temperatura promedio del agua, T	20	$^\circ \text{C}$
Viscosidad cinemática del agua, ν	1.004E-06	m^2/s a 20°C

1.- Área total de orificios

$$A_T = Q_c / V_L = 0.13 / 0.18 = 0.708 \text{ m}^2$$

2.- Número de orificios requerido

$$N = 2L/a = 2(10)/0.5 = 40 \text{ orificios}$$

20 a cada lado del canal

3.- Área de cada orificio

$$A_L = A_T / N = 0.723 / 40 = 0.018 \text{ m}^2$$

$$\text{Diámetro de orificio} = 0.150 \text{ m}$$

4.- Área en el extremo final del canal

$$A_f = h \cdot b = 0.5 \cdot 1 = 0.5 \text{ m}^2$$

5.- Caudal por orificio

$$q_o = Q_c/N = 0,13/40 = 0.0033 \text{ m}^3/\text{s}$$

6.- Gasto en el extremo final del canal

$$Q_f = 2q_o = 2*0.0033 = 0.0065 \text{ m}^3/\text{s}$$

7.- Velocidad en el extremo final del canal

$$V_f = Q_f/A_f = 0.0065/0.5 = 0.013 \text{ m/s}$$

8.- Sección inicial del canal

$$A_c = H*b = 2,5 * 1 = 2.5 \text{ m}^2$$

9.- Velocidad en el extremo inicial

$$V_c = Q_c/A_c = 0,13/2,5 = 0.052 \text{ m/s}$$

10.- Coeficientes para calcular la pérdida de carga total en los orificios del canal

$$\theta = 0.7 \quad \text{coeficiente de pérdida de carga en la entrada}$$

$$\phi = 1.67 \quad \text{coeficiente de pérdida de carga por cambio de dirección en la corriente}$$

$$\beta = 1 + \theta + \phi * (V_c/V_L)^2 = \text{Coeficiente de pérdida de carga total en los orificios}$$

El cálculo de los valores de V_L para cada orificio se muestran en el anexo B

10a. Coeficiente de pérdida de carga en el primer orificio

$$\beta_1 = 1 + 0,7 + 1,67 * (0,0521/0,178)^2 = 1.837$$

10b. Coeficiente de pérdida de carga en el último orificio

$$\beta_{20} = 1 + 0,7 + 1,67 * (0,013/0,184)^2 = 1.708$$

11. Desviación de caudal entre el primer y el último orificio

$$d = (\sqrt{1/\beta_{20}} - \sqrt{1/\beta_1}) / \sqrt{1/\beta_{20}} = (0.765 - 0.737) / 0.765 = 0.036 = 3.6 \% < 5\%$$

∴ cumple

5.2.2.2. Diseño del módulo de placas paralelas

Se proponen las siguientes dimensiones:

Separación de las placas en el plano horizontal, e' =	0.08 m
Espesor de las placas, e =	0.006 m
Ángulo de inclinación de las placas, θ =	1.047 rad = 60°
Velocidad de sedimentación de las partículas, v_s =	0.00033 m/s
Módulo de eficiencia de las placas, S =	1
Ancho total de la zona de sedimentación, B =	7.2 m
Ancho del módulo de placas, b =	2.4 m
Longitud de cada placa, l =	1.2 m

Nota: Se colocarán separadores de asbesto-cemento de 5 cm de ancho y 10 mm de espesor adheridas a las láminas con pegamento con el fin de evitar deflexiones entre las placas.

1.-Espaciamiento entre placas

$$d = e' \cdot \sin \theta - e = 0.08 \cdot \sin 60^\circ - 0.006 = 0.063 \text{ m}$$

2.- Longitud útil dentro de las placas

$$l_u = l - e' \cdot \cos \theta = 1.2 - 0.08 \cdot \cos 60^\circ = 1.160 \text{ m}$$

3.- Longitud relativa de las placas

$$L = l_v/d = 1.16/0.063 = 18.331$$

4.- Factor f

$$f = \frac{\sin \theta * (\sin \theta + L \cos \theta)}{S} = \frac{\sin 60^\circ (\sin 60^\circ + 18.33 * \cos 60^\circ)}{1} = 8.687$$

5.- Área superficial de la unidad

$$A_s = Q/(f * v_s) = 0.13/(8.69 * 0.00033) = 45.35 \text{ m}^2$$

6.- Número de canales formados por las placas

$$N = A_s * \sin \theta / (B * d) = 45.35 * \sin 60^\circ / (7.2 * 0.063) = 86$$

7.- Longitud total del sedimentador

$$L_T = l * \cos \theta + (N * d + (N+1) * e) / \sin \theta = 1.2 * \cos 60^\circ + (86 * 0.063 + (86+1) * 0.006) / \sin 60^\circ = 7.50 \text{ m}$$

8.- Velocidad media del flujo

$$v_o = Q / (A_s * \sin \theta) = 0.13 / (45.35 * \sin 60^\circ) = 0.00331 \text{ m/s} = 0.331 \text{ cm/s}$$

9.- Radio hidráulico del módulo de placas

$$R_H = b * d / 2 * (d + b) = 2.4 * 0.063 / (2 * (0.063 + 2.4)) = 0.0308 \text{ m}$$

10.- Número de Reynolds

$$Re = 4 * R_H * v_o / \nu = 4 * 0.0307 * 0.00331 / (1.004 * 10^{-6}) = 407 < 500$$

11.- Velocidad longitudinal máxima

$$V_{m\acute{a}x} = \sqrt{(Re/8)} * v_{sc} = \sqrt{405/8} * 0.00033 = 0.00235 \text{ m/s}$$

5.2.2.3. Revisión para gasto máximo extraordinario

Revisión del canal central de agua floculada para $Q_{\text{máx. extr.}}$

Para un gasto de $0,424 \text{ m}^3/\text{s}$ se tienen las siguientes condiciones:

1.- Caudal por orificio

$$q_o = Q_c/N = 0,424/40 = 0.0106 \text{ m}^3/\text{s}$$

2.- Gasto en el extremo final del canal

$$Q_f = 2q_o = 2 \cdot 0.0106 = 0.0212 \text{ m}^3/\text{s}$$

3.- Velocidad en el extremo final del canal

$$V_f = Q_f/A_f = 0.0212/0.5 = 0.042 \text{ m/s}$$

4.- Velocidad en el extremo inicial

$$V_c = Q_c/A_c = 0,424/2,5 = 0.1696 \text{ m/s}$$

5.- Coeficientes para calcular la pérdida de carga total en los orificios del canal

$$\theta = 0.7 \quad \text{coeficiente de pérdida de carga en la entrada}$$

$$\phi = 1.67 \quad \text{coeficiente de pérdida de carga por cambio de dirección en la corriente}$$

$$\beta = 1 + \theta + \phi \cdot (V_c/V_L)^2 = \text{Coeficiente de pérdida de carga total en los orificios}$$

5a. Coeficiente de pérdida de carga en el primer orificio =

$$\beta_1 = 1 + 0,7 + 1,67 * (0,1696 / 0,578)^2 = 1.844$$

5b. Coeficiente de pérdida de carga en el último orificio =

$$\beta_{20} = 1 + 0,7 + 1,67 * (0,042 / 0,601)^2 = 1.708$$

6. Desviación de caudal entre el primer y el último orificio

$$d = (\sqrt{1/\beta_{20}} - \sqrt{1/\beta_1}) / \sqrt{1/\beta_{20}} = (0.765 - 0.736) / 0.765 = 0.037 = 3.7 \% < 5\%$$

∴ se acepta

5.2. Cálculo del volumen de lodos

Si se tiene una eficiencia del 90% de remoción de sólidos suspendidos y una concentración de 220 mg/l, el peso de los sólidos por cada $10^3 m^3$, será de:

$$\text{Sólidos secos} = (220)(10^3)(0.90) = 198 \text{ kg} / 10^3 m^3$$

De los valores proporcionados en la tabla 4.1, para lodos procedentes de los tanques de sedimentación primaria de 1.03 con un 6% de concentración de sólidos, por lo que:

$$V = \frac{198 \text{ kg}}{1.03 * 10^3 * 0.06} = 3.204 m^3 / 10^3 m^3$$

Para un gasto medio, $Q=11250 m^3/d$ por módulo de sedimentación se tendrá la siguiente cantidad de lodos generados al día.

$$M = (11250 m^3/d) \left(3.204 m^3 / 10^3 m^3 \right) = 36045 m^3/d$$

Conclusiones

**ESTA TESIS NO SALE
DE LA BIBLIOTECA**

Conclusiones y recomendaciones

Las conclusiones originadas como resultado del desarrollo de este trabajo respecto a la sedimentación de alta tasa son las siguientes:

La sedimentación de alta tasa logra eficiencias que van del 90 al 95% de remoción de sólidos sedimentables.

Los sedimentadores de alta tasa son sedimentadores poco profundos compuestos por módulos de placas paralelas o tubos de distintas geometrías colocados a un determinado ángulo de inclinación que permita una circulación adecuada del flujo, así como la extracción y recolección de lodos producidos.

El uso de sedimentadores de alta tasa permite ahorrar espacio en los tanques de sedimentación y reducir las dimensiones en la construcción de los mismos.

Estos sedimentadores funcionan con números de Reynolds menores a 500, que no obstante que sea una de las características principales de ellos, no es un parámetro de diseño sino una consecuencia de la geometría del sedimentador.

Los materiales comúnmente utilizados en la construcción de los módulos son el plástico, la fibra de vidrio y el asbesto-cemento.

Los módulos comerciales de tubos, al tener aproximadamente la mitad de la altura que la de las placas, hidráulicamente tienen el inconveniente de que, en igualdad de condiciones incrementan la carga superficial en el sedimentador en más del 50%. No obstante, estructuralmente tienen una mayor resistencia.

Para evitar el pandeo de las placas se deben colocar separadores o perfiles de diversos materiales en el centro de las placas.

Se deben tener muy presente el diseño adecuado de la zona de entrada del agua al tanque sedimentador porque es allí donde se pueden originar problemas de repartición de flujo que ocasionen zonas muertas, con lo que la eficiencia de remoción de sólidos en los módulos se vería disminuida.

El parámetro más importante en el diseño de cualquier tipo de sedimentador es la velocidad de sedimentación de los flóculos del agua.

El uso de los módulos de alta tasa permite disminuir el tiempo de retención necesario para la remoción de un porcentaje de sólidos dado.

La presencia de los módulos de sedimentación mejora la distribución del flujo reduciendo la presencia de cortos circuitos

Los módulos sedimentadores pueden colocarse en los tanques con ángulos de inclinación de 5° a 7°, en cuyo caso se denominan como de flujo horizontal; o a inclinaciones mayores a 30°, nombrados como de flujo inclinado. También pueden ser colocados en posiciones altas o bajas dentro de un tanque sedimentador convencional. En el caso de sedimentadores rectangulares, lo mejor es colocarlos a una tercera parte de la longitud efectiva de sedimentación del tanque.

Los factores que influyen en las eficiencias de remoción en la sedimentación de alta tasa son la carga superficial, la inclinación de los módulos de sedimentación, la calidad y temperatura del agua, y sobre todo, la calidad en los flóculos obtenida en la coagulación del agua.

Las recomendaciones que se sugiere tomar en cuenta son:

Es conveniente investigar más acerca de las aplicaciones de los sedimentadores de alta tasa para distintos tipos de agua y niveles de tratamiento de las mismas.

Apoyar la realización de trabajos encaminados a determinar la factibilidad de un mayor uso de esta clase de sedimentadores para las condiciones actuales de operación en México.

Es conveniente incluir en los planes de estudio de materias relacionadas con estos temas, la existencia de los sedimentadores de alta tasa, sus usos así como su forma de diseño.

Bibliografía

Bibliografía

ARBOLEDA, V. J. (1979). "Teoría y práctica de los sedimentadores de placas inclinadas". ACODAL. no. 89.

ARBOLEDA, V. J. (1987). "Teoría y práctica de los sedimentadores de alta rata". Memorias del Seminario Internacional sobre Tecnología Simplificada para Potabilización del Agua". ACODAL.

Buitrón, G. ; Jiménez, Blanca. (1988). "Sedimentación de alta tasa para sedimentadores secundarios de tipo biológico". Apuntes del *Instituto de Ingeniería*. UNAM.México.

CAMP, T. R. (1945). "Sedimentation and the design of settling basins". *Transactions of American Society of Civil Engineering* 111:895.

CANEPA DE VARGAS, L. M. (1981). "Submódulo: Sedimentación". CEPIS. Abril 1981.

CULP, T.; KOU-YING, Hsiung; CONLEY, W. (1969). "Tube clarification process, operating experiences". *Journal of the Sanitary Engineering Division*. Volumen 95. no. SA5.

CULP, T.; HANSEN, S. (1967). "Applying shallow depth sedimentation theory ". *Journal of the American Water Works Association*. Volumen 59.

DEGRÉMONT (1979). "Manual Técnico del Agua". Cuarta edición. *Editorial Grijelmo*. España.

DI BERNARDO, L.(1988). "Sedimentación convencional y laminar". *Universidad Nacional de Ingeniería de Perú*.Oct. 1988.

EPA (1975). "Process Design Manual for Suspended solids Removal". 625/1-75-003a. I-S-EPA. Washington, D. C.

GOMELLA, C. ; GUERREE, H. (1977). "Tratamiento de aguas para abastecimiento público". *Técnicos asociados*. Barcelona.

HAZEN, A. (1904). "On sedimentation". *Transactions of American Society of Civil Engineering*, S3:45.

HERNÁNDEZ, Aurelio. (1998). "Depuración de aguas residuales". *Universidad Politécnica de Madrid. Colegio de Ingenieros de caminos, canales y puertos*. Madrid, España.

HPE/ OPS/CEPIS. (1992). Manual III: Teoría Ciclo: Tratamiento. Serie Filtración rápida. Tomo 2. Programa regional HPE/ OPS/CEPIS de mejoramiento de la calidad del agua para consumo humano. Lima, Perú.

HPE/ OPS/CEPIS. (1992). Manual V: Criterios de Diseño. Ciclo: Tratamiento. Serie Filtración rápida. Tomo 2. Programa regional HPE/ OPS/CEPIS de mejoramiento de la calidad del agua para consumo humano. Lima, Perú.

METCALF & EDDY, Inc. (1991). "Wastewater engineering". *Editorial McGraw-Hill*. USA.

NORMAS DE PROYECTO PARA OBRAS DE ALCANTARILLADO SANITARIO EN LOCALIDADES URBANAS DE LA REPÚBLICA MEXICANA. (1988). Facultad de Ingeniería, UNAM. México, D.F.

NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-001-ECOL-1996, "Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales" Publicada en el D.O.F. el 6 de enero de 1997 y con aclaración el 30 de abril de 1997.

NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-002-ECOL-1996, "Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal". Publicada en el D.O.F. el 3 de junio de 1998.

NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-003-ECOL-1996, "Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público" Publicada en el D.O.F. el 21 de septiembre de 1998.

NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-127-SSA1-1994, "Salud Ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización".

RICHTER, C. (1984). "Dispositivos de entrada y salida para decantadores". *SANEPAR*, Curitiba-Brasil.

SANKS, R. L. (1978). "Water Treatment Plant Design". *Butterworth-Heinemann*. USA.

WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION. (1985). "Clarifier Design. Manual of Practice FD-8". *WPCF*.

WEBER, W. (1979). "Control de la calidad del agua procesos fisicoquímicos" .*Editorial Reverté*. México

YAO, K. M. (1970). "Theoretical study of high-rate sedimentation". *Journal of Water Pollution Control Federation*. Volumen 42, no.2.

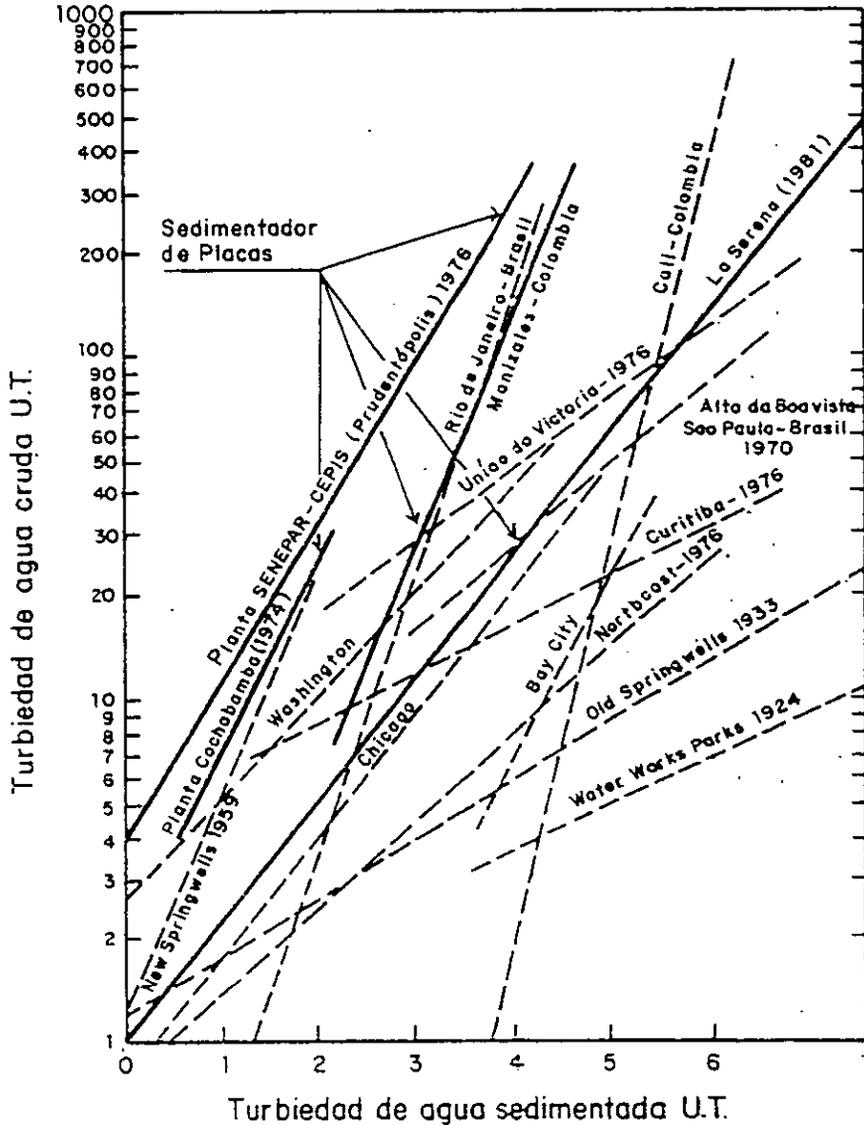
YAO, K. M. (1973). "Design of High-Rate Settler". *Journal of the Environmental Engineering Division*. ASCE. Volumen 99, no. EE5

Anexos

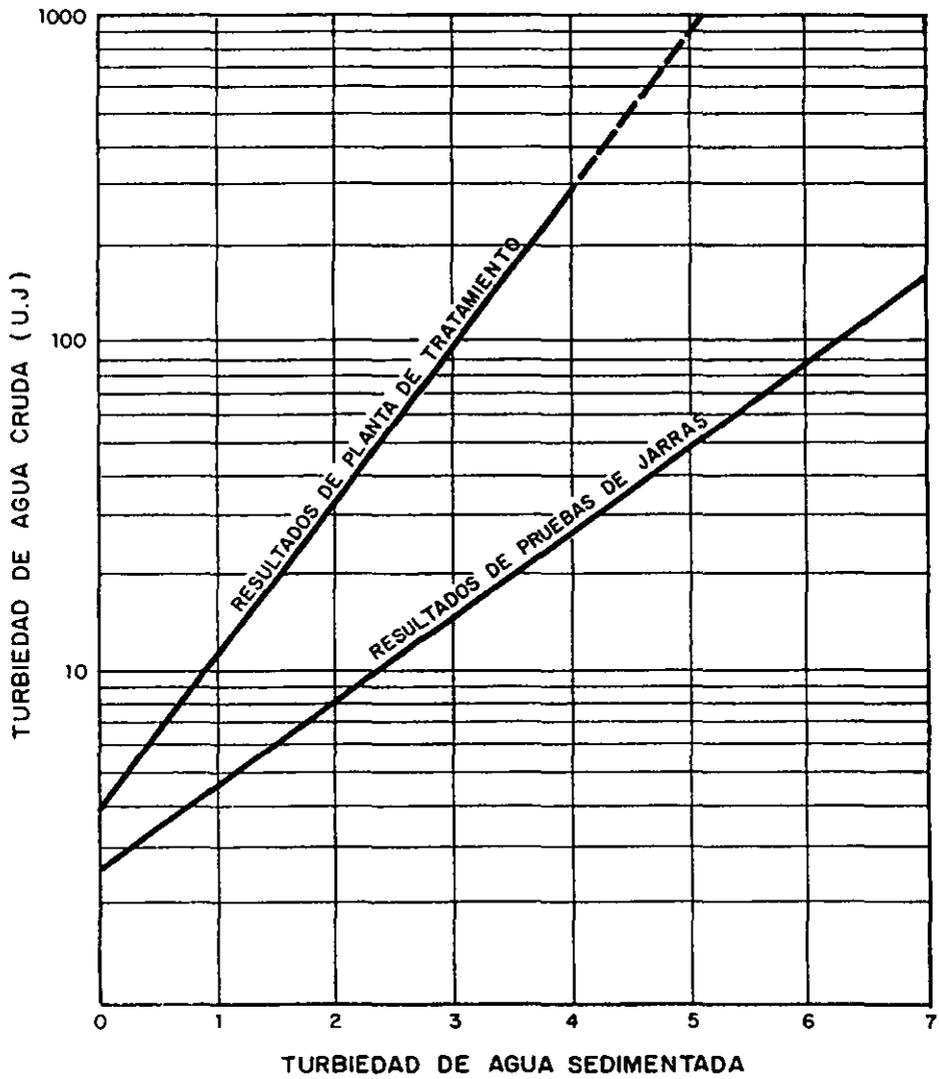
ANEXO A

Eficiencias de remoción obtenidas en plantas de tratamiento de agua potable .

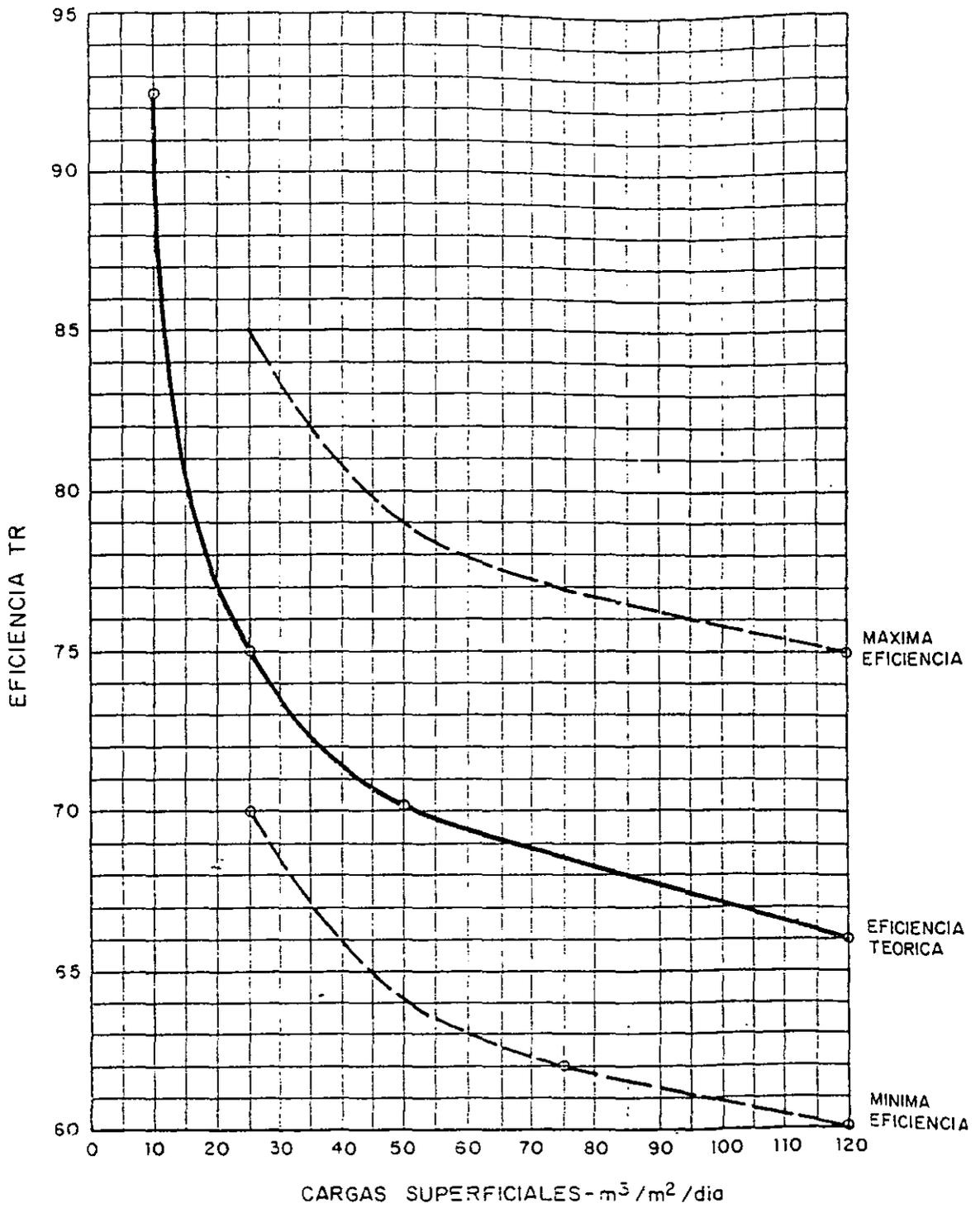
Estudios realizados por el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, CEPIS.



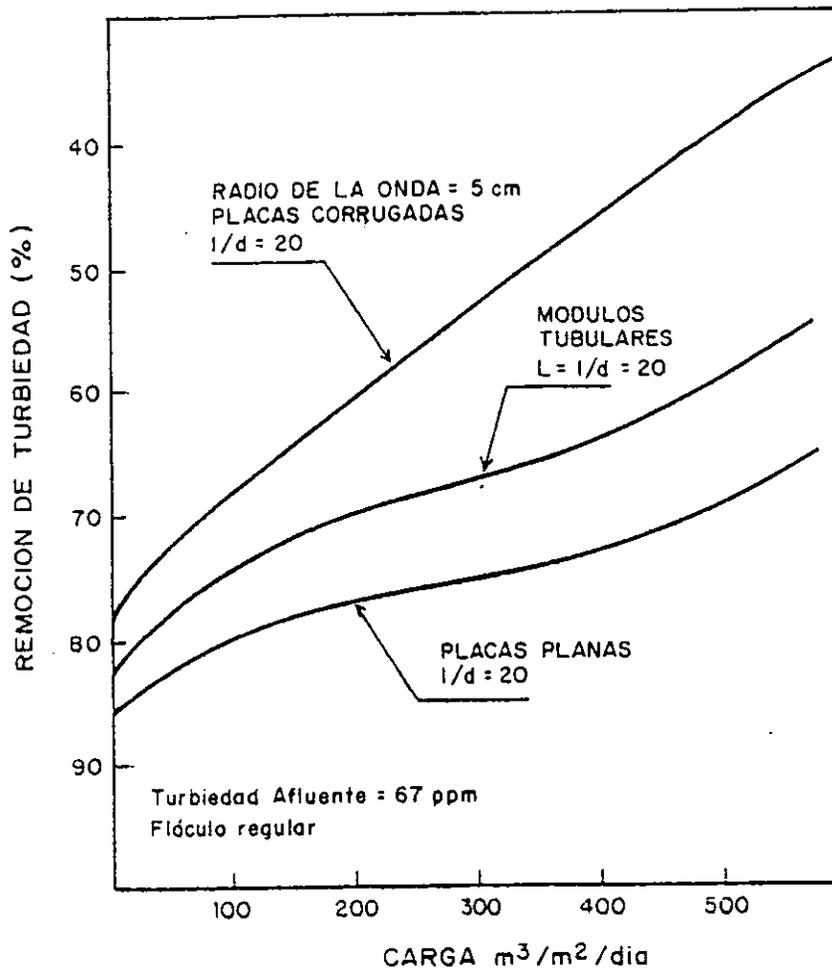
Eficiencia comparativa entre sedimentadores convencionales y unidades de placas paralelas



Correlaciones teórica y real de las turbiedades de agua cruda y sedimentada de la planta de Prudentópolis, Brasil.



Eficiencias teóricas y reales en sedimentación. Planta de tratamiento de agua en Cochabamba, Bolivia.



Estudio comparativo de sedimentadores laminares. Planta de tratamiento de agua de Cuenca, Ecuador.

ANEXO B

DESVIACIÓN DEL CAUDAL A LOS MÓDULOS SEDIMENTADORES PARA GASTO MEDIO

No. de orificios	Longitud del canal, X m	Altura del canal, Y m	Área de la sección del canal, 1* Y m ²	Gasto en los laterales, Q _{Li} m ³ /s	Velocidad en los laterales, V _{Li} propuesta m/s	Gasto en el canal, Q _{mi} m ³ /s	Velocidad en el canal, V _{mi} m/s	(V _{mi} /V _{Li}) ²	α _i	β _i	√(1/β _i)	Para la siguiente iteración: V _{Li}
1	0	2,5	2,50	0,00326	0,18	0,13020	0,052	0,0837	0,840	1,840	0,737	0,1778
2	0,5	2,395	2,395	0,00326	0,18	0,12369	0,052	0,0823	0,838	1,838	0,738	0,1779
3	1	2,289	2,289	0,00326	0,18	0,11718	0,051	0,0809	0,835	1,835	0,738	0,1780
4	1,5	2,184	2,184	0,00326	0,18	0,11067	0,051	0,0792	0,832	1,832	0,739	0,1781
5	2	2,079	2,079	0,00326	0,18	0,10416	0,050	0,0775	0,829	1,829	0,739	0,1783
6	2,5	1,974	1,974	0,00326	0,18	0,09765	0,049	0,0756	0,826	1,826	0,740	0,1784
7	3	1,868	1,868	0,00326	0,18	0,09114	0,049	0,0734	0,823	1,823	0,741	0,1786
8	3,5	1,763	1,763	0,00326	0,18	0,08463	0,048	0,0711	0,819	1,819	0,742	0,1788
9	4	1,658	1,658	0,00326	0,18	0,07812	0,047	0,0685	0,814	1,814	0,742	0,1790
10	4,5	1,553	1,553	0,00326	0,18	0,07161	0,046	0,0657	0,810	1,810	0,743	0,1793
11	5	1,447	1,447	0,00326	0,18	0,06510	0,045	0,0624	0,804	1,804	0,744	0,1795
12	5,5	1,342	1,342	0,00326	0,18	0,05859	0,044	0,0588	0,798	1,798	0,746	0,1798
13	6	1,237	1,237	0,00326	0,18	0,05208	0,042	0,0547	0,791	1,791	0,747	0,1802
14	6,5	1,132	1,132	0,00326	0,18	0,04557	0,040	0,0501	0,784	1,784	0,749	0,1806
15	7	1,026	1,026	0,00326	0,18	0,03906	0,038	0,0447	0,775	1,775	0,751	0,1810
16	7,5	0,921	0,921	0,00326	0,18	0,03255	0,035	0,0385	0,764	1,764	0,753	0,1815
17	8	0,816	0,816	0,00326	0,18	0,02604	0,032	0,0314	0,753	1,753	0,755	0,1822
18	8,5	0,711	0,711	0,00326	0,18	0,01953	0,027	0,0233	0,739	1,739	0,758	0,1829
19	9	0,605	0,605	0,00326	0,18	0,01302	0,022	0,0143	0,724	1,724	0,762	0,1837
20	9,5	0,5	0,500	0,00326	0,18	0,00651	0,013	0,0052	0,709	1,709	0,765	0,1845

Total = 0,0651

14,929206

1a. iteración

DESVIACIÓN DEL CAUDAL A LOS MÓDULOS SEDIMENTADORES PARA GASTO MEDIO

No. de orificios	Longitud del canal, X m	Altura del canal, Y m	Área de la sección del canal, 1* Y m ²	Gasto en los laterales, Q _{Li} m ³ /s	Velocidad en los laterales, V _{Li} m/s	Gasto en el canal, Q _{mi} m ³ /s	Velocidad en el canal, V _{mi} m/s	(V _m /V _{Li}) ²	α i	β _i	√(1/β _i)	Para siguiente iteración: V _{Li}
1	0	2,5	2,500	0,00326	0,1778	0,13020	0,052	0,0858	0,843	1,843	0,737	0,1776
2	0,5	2,395	2,395	0,00326	0,1779	0,12369	0,052	0,0843	0,841	1,841	0,737	0,1778
3	1	2,289	2,289	0,00326	0,1780	0,11718	0,051	0,0827	0,838	1,838	0,738	0,1779
4	1,5	2,184	2,184	0,00326	0,1781	0,11067	0,051	0,0809	0,835	1,835	0,738	0,1780
5	2	2,079	2,079	0,00326	0,1783	0,10416	0,050	0,0790	0,832	1,832	0,739	0,1782
6	2,5	1,974	1,974	0,00326	0,1784	0,09765	0,049	0,0769	0,828	1,828	0,740	0,1784
7	3	1,868	1,868	0,00326	0,1786	0,09114	0,049	0,0746	0,825	1,825	0,740	0,1786
8	3,5	1,763	1,763	0,00326	0,1788	0,08463	0,048	0,0721	0,820	1,820	0,741	0,1788
9	4	1,658	1,658	0,00326	0,1790	0,07812	0,047	0,0693	0,816	1,816	0,742	0,1790
10	4,5	1,553	1,553	0,00326	0,1793	0,07161	0,046	0,0662	0,811	1,811	0,743	0,1792
11	5	1,447	1,447	0,00326	0,1795	0,06510	0,045	0,0628	0,805	1,805	0,744	0,1795
12	5,5	1,342	1,342	0,00326	0,1798	0,05859	0,044	0,0589	0,798	1,798	0,746	0,1799
13	6	1,237	1,237	0,00326	0,1802	0,05208	0,042	0,0546	0,791	1,791	0,747	0,1802
14	6,5	1,132	1,132	0,00326	0,1806	0,04557	0,040	0,0497	0,783	1,783	0,749	0,1806
15	7	1,026	1,026	0,00326	0,1810	0,03906	0,038	0,0442	0,774	1,774	0,751	0,1811
16	7,5	0,921	0,921	0,00326	0,1815	0,03255	0,035	0,0379	0,763	1,763	0,753	0,1816
17	8	0,816	0,816	0,00326	0,1822	0,02604	0,032	0,0307	0,751	1,751	0,756	0,1823
18	8,5	0,711	0,711	0,00326	0,1829	0,01953	0,027	0,0226	0,738	1,738	0,759	0,1830
19	9	0,605	0,605	0,00326	0,1837	0,01302	0,022	0,0137	0,723	1,723	0,762	0,1838
20	9,5	0,5	0,500	0,00326	0,1845	0,00651	0,013	0,0050	0,708	1,708	0,765	0,1845

Total = 0,0651

14,925792

2a. iteración

DESVIACIÓN DEL CAUDAL A LOS MÓDULOS SEDIMENTADORES PARA GASTO MEDIO

No. de orificios	Longitud del canal, X m	Altura del canal, Y m	Área de la sección del canal, 1* Y m ²	Gasto en los laterales, Q _{Li} m ³ /s	Velocidad en los laterales, V _{Li} m/s	Gasto en el canal, Q _{mi} m ³ /s	Velocidad en el canal, V _{mi} m/s	(V _m /V _{Li}) ²	α i	β _i	√ (1/β _i)	Para la siguiente iteración: V _{Li}
1	0	2,5	2,500	0,00326	0,1776	0,13020	0,052	0,0859	0,844	1,844	0,737	0,1776
2	0,5	2,395	2,395	0,00326	0,1778	0,12369	0,052	0,0844	0,841	1,841	0,737	0,1778
3	1	2,289	2,289	0,00326	0,1779	0,11718	0,051	0,0828	0,838	1,838	0,738	0,1779
4	1,5	2,184	2,184	0,00326	0,1780	0,11067	0,051	0,0810	0,835	1,835	0,738	0,1780
5	2	2,079	2,079	0,00326	0,1782	0,10416	0,050	0,0790	0,832	1,832	0,739	0,1782
6	2,5	1,974	1,974	0,00326	0,1784	0,09765	0,049	0,0769	0,828	1,828	0,740	0,1784
7	3	1,868	1,868	0,00326	0,1786	0,09114	0,049	0,0746	0,825	1,825	0,740	0,1786
8	3,5	1,763	1,763	0,00326	0,1788	0,08463	0,048	0,0721	0,820	1,820	0,741	0,1788
9	4	1,658	1,658	0,00326	0,1790	0,07812	0,047	0,0693	0,816	1,816	0,742	0,1790
10	4,5	1,553	1,553	0,00326	0,1792	0,07161	0,046	0,0662	0,811	1,811	0,743	0,1792
11	5	1,447	1,447	0,00326	0,1795	0,06510	0,045	0,0628	0,805	1,805	0,744	0,1795
12	5,5	1,342	1,342	0,00326	0,1799	0,05859	0,044	0,0589	0,798	1,798	0,746	0,1799
13	6	1,237	1,237	0,00326	0,1802	0,05208	0,042	0,0546	0,791	1,791	0,747	0,1802
14	6,5	1,132	1,132	0,00326	0,1806	0,04557	0,040	0,0497	0,783	1,783	0,749	0,1806
15	7	1,026	1,026	0,00326	0,1811	0,03906	0,038	0,0442	0,774	1,774	0,751	0,1811
16	7,5	0,921	0,921	0,00326	0,1816	0,03255	0,035	0,0379	0,763	1,763	0,753	0,1816
17	8	0,816	0,816	0,00326	0,1823	0,02604	0,032	0,0307	0,751	1,751	0,756	0,1823
18	8,5	0,711	0,711	0,00326	0,1830	0,01953	0,027	0,0226	0,738	1,738	0,759	0,1830
19	9	0,605	0,605	0,00326	0,1838	0,01302	0,022	0,0137	0,723	1,723	0,762	0,1838
20	9,5	0,5	0,500	0,00326	0,1845	0,00651	0,013	0,0050	0,708	1,708	0,765	0,1845

Total = 0,0651

14,925667

Desviación 0,03737

DESVIACIÓN DEL CAUDAL A LOS MÓDULOS SEDIMENTADORES PARA GASTO MÁXIMO EXTRAORDINARIO

No. de orificios	Longitud del canal, X m	Altura del canal, Y m	Área de la sección del canal, 1* Y m ²	Gasto en los laterales, Q _{Li} m ³ /s	Velocidad en los laterales, V _{Li} propuesta m/s	Gasto en el canal, Q _{mi} m ³ /s	Velocidad en el canal, V _{mi} m/s	(V _{mi} /V _{Li}) ²	α _i	β _i	√(1/β _i)	Para siguiente iteración: V _{Li}
1	0	2,50	2,50	0,01060	0,360	0,424	0,170	0,222	1,071	2,071	0,695	0,349
2	0,5	2,39	2,39	0,01060	0,360	0,403	0,168	0,218	1,065	2,065	0,696	0,350
3	1	2,29	2,29	0,01060	0,360	0,382	0,167	0,214	1,058	2,058	0,697	0,350
4	1,5	2,18	2,18	0,01060	0,360	0,360	0,165	0,210	1,051	2,051	0,698	0,351
5	2	2,08	2,08	0,01060	0,360	0,339	0,163	0,205	1,043	2,043	0,700	0,352
6	2,5	1,97	1,97	0,01060	0,360	0,318	0,161	0,200	1,035	2,035	0,701	0,352
7	3	1,87	1,87	0,01060	0,360	0,297	0,159	0,195	1,025	2,025	0,703	0,353
8	3,5	1,76	1,76	0,01060	0,360	0,276	0,156	0,189	1,015	2,015	0,704	0,354
9	4	1,66	1,66	0,01060	0,360	0,254	0,153	0,182	1,003	2,003	0,707	0,355
10	4,5	1,55	1,55	0,01060	0,360	0,233	0,150	0,174	0,991	1,991	0,709	0,356
11	5	1,45	1,45	0,01060	0,360	0,212	0,146	0,166	0,976	1,976	0,711	0,357
12	5,5	1,34	1,34	0,01060	0,360	0,191	0,142	0,156	0,960	1,960	0,714	0,359
13	6	1,24	1,24	0,01060	0,360	0,170	0,137	0,145	0,942	1,942	0,718	0,361
14	6,5	1,13	1,13	0,01060	0,360	0,148	0,131	0,133	0,922	1,922	0,721	0,363
15	7	1,03	1,03	0,01060	0,360	0,127	0,124	0,119	0,898	1,898	0,726	0,365
16	7,5	0,92	0,92	0,01060	0,360	0,106	0,115	0,102	0,871	1,871	0,731	0,367
17	8	0,82	0,82	0,01060	0,360	0,085	0,104	0,083	0,839	1,839	0,737	0,371
18	8,5	0,71	0,71	0,01060	0,360	0,064	0,090	0,062	0,803	1,803	0,745	0,374
19	9	0,61	0,61	0,01060	0,360	0,042	0,070	0,038	0,763	1,763	0,753	0,378
20	9,5	0,50	0,50	0,01060	0,360	0,021	0,042	0,014	0,723	1,723	0,762	0,383

Total = 0,212

14,328

1a. iteración

DESVIACIÓN DEL CAUDAL A LOS MÓDULOS SEDIMENTADORES PARA GASTO MÁXIMO EXTRAORDINARIO

No. de orificios	Longitud del canal, X m	Altura del canal, Y m	Área de la sección del canal, 1* Y m ²	Gasto en los laterales, Q _{Li} m ³ /s	Velocidad en los laterales, V _{Li} m/s	Gasto en el canal, Q _{mi} m ³ /s	Velocidad en el canal, V _{mi} m/s	(V _{mi} /V _{Li}) ²	α _i	β _i	√(1/β _i)	Para siguiente iteración: V _{Li}
1	0	2,50	2,50	0,01060	0,569	0,424	0,170	0,089	0,848	1,848	0,736	0,578
2	0,5	2,39	2,39	0,01060	0,569	0,403	0,168	0,087	0,846	1,846	0,736	0,578
3	1	2,29	2,29	0,01060	0,570	0,382	0,167	0,086	0,843	1,843	0,737	0,579
4	1,5	2,18	2,18	0,01060	0,571	0,360	0,165	0,084	0,839	1,839	0,737	0,579
5	2	2,08	2,08	0,01060	0,572	0,339	0,163	0,081	0,836	1,836	0,738	0,580
6	2,5	1,97	1,97	0,01060	0,574	0,318	0,161	0,079	0,832	1,832	0,739	0,581
7	3	1,87	1,87	0,01060	0,575	0,297	0,159	0,076	0,827	1,827	0,740	0,581
8	3,5	1,76	1,76	0,01060	0,576	0,276	0,156	0,074	0,823	1,823	0,741	0,582
9	4	1,66	1,66	0,01060	0,578	0,254	0,153	0,070	0,818	1,818	0,742	0,583
10	4,5	1,55	1,55	0,01060	0,580	0,233	0,150	0,067	0,812	1,812	0,743	0,584
11	5	1,45	1,45	0,01060	0,582	0,212	0,146	0,063	0,806	1,806	0,744	0,585
12	5,5	1,34	1,34	0,01060	0,584	0,191	0,142	0,059	0,799	1,799	0,746	0,586
13	6	1,24	1,24	0,01060	0,587	0,170	0,137	0,055	0,791	1,791	0,747	0,587
14	6,5	1,13	1,13	0,01060	0,590	0,148	0,131	0,049	0,783	1,783	0,749	0,589
15	7	1,03	1,03	0,01060	0,594	0,127	0,124	0,044	0,773	1,773	0,751	0,590
16	7,5	0,92	0,92	0,01060	0,598	0,106	0,115	0,037	0,762	1,762	0,753	0,592
17	8	0,82	0,82	0,01060	0,603	0,085	0,104	0,030	0,750	1,750	0,756	0,594
18	8,5	0,71	0,71	0,01060	0,609	0,064	0,090	0,022	0,736	1,736	0,759	0,596
19	9	0,61	0,61	0,01060	0,616	0,042	0,070	0,013	0,722	1,722	0,762	0,599
20	9,5	0,50	0,50	0,01060	0,623	0,021	0,042	0,005	0,708	1,708	0,765	0,601

Total = 0,212

14,920

2a. iteración
DESVIACIÓN DEL CAUDAL A LOS MÓDULOS SEDIMENTADORES PARA GASTO MÁXIMO EXTRAORDINARIO

No. de orificios	Longitud del canal, X m	Altura del canal, Y m	Área de la sección del canal, 1* Y m ²	Gasto en los laterales, Q _{Li} m ³ /s	Velocidad en los laterales, V _{Li} m/s	Gasto en el canal, Q _{mi} m ³ /s	Velocidad en el canal, V _{mi} m/s	(V _{mi} /V _{Li}) ²	α _i	β _i	√(1/β _i)	Para siguiente iteración: V _{Li}
1	0	2,50	2,50	0,01060	0,578	0,424	0,170	0,086	0,844	1,844	0,736	0,578
2	0,5	2,39	2,39	0,01060	0,578	0,403	0,168	0,085	0,841	1,841	0,737	0,579
3	1	2,29	2,29	0,01060	0,579	0,382	0,167	0,083	0,838	1,838	0,738	0,579
4	1,5	2,18	2,18	0,01060	0,579	0,360	0,165	0,081	0,836	1,836	0,738	0,580
5	2	2,08	2,08	0,01060	0,580	0,339	0,163	0,079	0,832	1,832	0,739	0,580
6	2,5	1,97	1,97	0,01060	0,581	0,318	0,161	0,077	0,828	1,828	0,740	0,581
7	3	1,87	1,87	0,01060	0,581	0,297	0,159	0,075	0,825	1,825	0,740	0,581
8	3,5	1,76	1,76	0,01060	0,582	0,276	0,156	0,072	0,820	1,820	0,741	0,582
9	4	1,66	1,66	0,01060	0,583	0,254	0,153	0,069	0,816	1,816	0,742	0,583
10	4,5	1,55	1,55	0,01060	0,584	0,233	0,150	0,066	0,810	1,810	0,743	0,584
11	5	1,45	1,45	0,01060	0,585	0,212	0,146	0,063	0,805	1,805	0,744	0,585
12	5,5	1,34	1,34	0,01060	0,586	0,191	0,142	0,059	0,798	1,798	0,746	0,586
13	6	1,24	1,24	0,01060	0,587	0,170	0,137	0,055	0,791	1,791	0,747	0,587
14	6,5	1,13	1,13	0,01060	0,589	0,148	0,131	0,050	0,783	1,783	0,749	0,588
15	7	1,03	1,03	0,01060	0,590	0,127	0,124	0,044	0,774	1,774	0,751	0,590
16	7,5	0,92	0,92	0,01060	0,592	0,106	0,115	0,038	0,763	1,763	0,753	0,592
17	8	0,82	0,82	0,01060	0,594	0,085	0,104	0,031	0,751	1,751	0,756	0,594
18	8,5	0,71	0,71	0,01060	0,596	0,064	0,090	0,023	0,738	1,738	0,759	0,596
19	9	0,61	0,61	0,01060	0,599	0,042	0,070	0,014	0,723	1,723	0,762	0,598
20	9,5	0,50	0,50	0,01060	0,601	0,021	0,042	0,005	0,708	1,708	0,765	0,601

Total = 0,212

14,926

Desviación 0,0374