
Universidad Nacional Autónoma de México

**Facultad de Estudios Superiores
“Zaragoza”**

“Tratamiento de Aguas Residuales Utilizando Floculantes”

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:
INGENIERO QUIMICO**

**P R E S E N T A :
JUAN HERNANDEZ ONOFRE**

Director: Dr. Alejandro De La Cruz Rogel Ramírez

Ciudad de México 2017



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.

INDICE

	Págs.
RESUMEN	1
INTRODUCCION	4
CAPITULO 1 GENERALIDADES	7
1 GENERALIDADES.	8
1.1 DEFINICION DE AGUAS RESIDUALES.	8
1.1.1 La Necesidad de Tratar las Agua Residuales.	8
1.2 DEFINICION DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.	9
1.3 TIPOS DE TRATAMIENTOS DE AGUAS RESIDUALES.	10
1.3.1 Tratamiento Preliminar.	12
1.3.1.1 Cribado.	12
1.3.1.1.1 Rejillas.	12
1.3.1.1.2 Tamices.	12
1.3.1.1.3 Trituradores.	13
1.3.1.2 Igualación y Proporcionalidad.	13
1.3.1.3 Mezclado.	14
1.3.1.4 Desarenadores.	14
1.3.1.5 Preaireación.	15
1.3.2 Tratamiento Primario.	15
1.3.2.1 Sedimentación Primaria.	16
1.3.2.2 Flotación.	17
1.3.2.3 Colectores de Grasa.	18
1.3.2.4 Neutralización.	18
1.3.2.5 Homogeneización.	19
1.3.3 Tratamiento Secundario.	19
1.3.3.1 Proceso de Lodos Activados.	19
1.3.3.1.1 Aireación Prolongada.	19
1.3.3.1.2 Estabilización por Contacto.	20
1.3.3.2 Lagunas de Estabilización.	20
1.3.3.3 Proceso de Filtros Rociadores.	21
1.3.3.4 Sistema Biodisco.	22
1.3.3.5 Reactores Anaerobios.	24
1.3.4 Tratamiento Terciario.	24
1.3.4.1 Intercambio Iónico.	24
1.3.4.2 Precipitación Química.	25
1.3.4.3 Coagulación y Floculación.	25
1.3.4.4 Adsorción y Absorción.	26
1.3.4.5 Osmosis Inversa.	27
1.3.4.6 Electrodialisis.	27
1.3.4.7 Desinfección.	27
1.3.4.8 Filtración.	28

	Págs.
1.3.4.9 Remoción de Nutrientes.	28
1.3.4.10 Otros.	28
1.4 NORMATIVIDAD.	28
1.4.1 Normas y Reglamentos.	31
CAPITULO 2 FUNDAMENTO TEORICO	33
2 SEDIMENTACION, COAGULACION, ASENTAMIENTO Y FILTRACION.	34
2.1 SEDIMENTACION.	34
2.1.1 Descripción.	34
2.1.2 Análisis de la Sedimentación Discreta (Tipo 1).	36
2.1.3 Análisis de la Sedimentación Floculenta (Tipo 2).	38
2.1.4 Análisis de la Sedimentación Zonal o Retardada (Tipo 3).	39
2.1.5 Análisis de la Sedimentación por Compresión (Tipo 4).	41
2.2 FLOCULACION.	42
2.3 ASENTAMIENTO.	45
2.3.1 Equipo de Lecho Suspendido.	45
2.3.2 Floculadores y Tanques de Asentamiento.	46
2.4 FILTRACION.	47
2.4.1 Descripción de la Operación de Filtración.	48
2.4.1.1 Operaciones de Filtración Semicontinuas.	48
2.4.1.2 Operaciones de Filtración Continuas.	48
2.4.2 Clasificación de los Sistemas de Filtración.	49
2.4.2.1 Tipo de Funcionamiento.	49
2.4.2.2 Sentido del Flujo Durante la Filtración.	50
2.4.2.3 Tipos de Materiales Filtrantes y Configuración de los Lechos Filtrantes.	50
2.4.2.4 Presión Actuante en la Filtración.	50
2.4.2.5 Control del Flujo.	51
2.4.2.5.1 Filtración a Caudal Constante.	51
2.4.2.5.2 Filtración a Caudal Variable.	51
2.4.3 Variables del Proceso de Filtración.	51
2.4.3.1 Características del agua a Filtrar.	52
2.4.3.2 Características del Medio Filtrante.	52
2.4.3.3 Velocidad de Filtración.	52
2.4.4 Mecanismos de Eliminación de las Partículas.	53
2.4.5 Análisis General de la Operación de Filtración.	53
2.4.5.1 Ecuación de Continuidad.	53
2.4.5.2 Ecuación de Velocidad.	54
2.4.6 Análisis de la Filtración de Agua Residual.	55
2.4.6.1 Ecuación de Continuidad.	55
2.4.6.2 Ecuación de Velocidad.	55
2.4.6.3 Ecuación de Velocidad Generalizada.	56
2.4.6.4 Desarrollo de la Pérdida de Carga.	57
2.4.7 Necesidad de Estudios en Planta Piloto.	57

	Págs.
2.5 PROCESOS DE CLARIFICACION.	58
2.5.1 Sedimentación.	58
2.5.2 Filtración.	58
2.5.3 Coagulación + Filtración.	58
2.5.4 Coagulación + Asentamiento.	59
2.5.5 Coagulación + Asentamiento + Filtración.	59
2.5.6 Sedimentación + Coagulación + Asentamiento + Filtración.	59
2.5.7 Cloración.	59
2.5.8 Filtros de Carbón Activado.	60
2.5.9 Filtros de Zeolitas Manganosas.	61
2.5.10 Filtros Neutralizadores.	61
CAPITULO 3 TIPOS DE COAGULANTES	62
3 OBJETIVO DE LA COAGULACION.	63
3.1 TEORIAS EMITIDAS SOBRE LA FORMACION DEL FLOCULO.	63
3.2 COAGULACION DE COLOIDES.	64
3.3 PRACTICA USUAL.	68
3.4 COAGULANTES DE ALUMINIO.	69
3.4.1 Sulfato de Aluminio.	69
3.4.2 Alumbres de Amonio y Potasio.	70
3.4.3 Aluminato de Sodio.	71
3.5 COAGULANTES DE HIERRO.	73
3.5.1 Sulfato Ferroso.	74
3.5.2 Sulfato Férrico.	75
3.5.3 Cloruro Férrico y Sulfato Ferroso Clorado.	76
3.6 AYUDAS PARA LA FLOCULACION.	77
3.6.1 Arcillas.	77
3.6.2 Sílice Activada.	77
3.6.3 Polielectrólitos.	78
3.7 COAGULANTES MISCELANEOS.	80
3.8 LA CLORACION COMO AYUDA DE LA COAGULACION.	81
3.9 EFECTO DE LA MEZCLA Y LA FLOCULACION.	81
3.10 EFECTO DE LA TEMPERATURA SOBRE LA COAGULACION.	81
3.11 EFECTO DEL pH SOBRE LA COAGULACION.	83
CAPITULO 4 PROCESO DE CLARIFICACION	84
4 TRATAMIENTO DEL AGUA, CLARIFICACION.	85
4.1 AGUAS INDUSTRIALES DE DESECHO.	85
4.2 TRATAMIENTO Y DISPOSICION.	86
4.3 COAGULACION.	87
4.3.1 Generalidades.	87
4.3.2 Mecanismo de la Formación del Flóculo.	88
4.3.3 Agentes Coagulantes.	89
4.3.4 Factores que Influyen en la Coagulación.	90

	Págs.
4.3.5 Pruebas de Laboratorio.	92
4.3.6 Dosificador de Sustancias Químicas y Unidades de Difusión o Mezcla y Flocculación.	92
4.3.6.1 Dosificador de Sustancias Químicas.	92
4.3.6.2 Unidad de Difusión o Mezcla.	94
4.3.6.3 Unidad de Flocculación.	94
4.4 SEDIMENTACION.	96
4.4.1 Generalidades.	96
4.4.2 Dimensiones y Tipos de Estanques.	98
4.4.3 Período de Retención y Velocidad del agua en los Estanques de Sedimentación.	101
4.4.4 Almacenamiento de Lodos y su Remoción.	101
4.4.5 Rendimiento de la Sedimentación Previa Coagulación.	102
4.5 FILTRACION.	103
4.5.1 Generalidades.	103
4.5.2 Filtros Lentos de Arena.	104
4.5.3 Filtros Rápidos de Arena.	105
4.5.4 Filtros a Presión.	108
CONCLUSIONES	109
BIBLIOGRAFIA	112

INDICE DE FIGURAS

	Págs.
Figura 1.1	Proceso de un filtro rociador con recirculación. 21
Figura 2.1	Coeficientes de arrastre para esferas, cilindros y discos. 37
Figura 2.2	Columna de sedimentación y curvas de igual eliminación porcentual para partículas floculentas. 39
Figura 2.3	Esquema de las zonas de sedimentación para un fango activado. 40
Figura 3.1	Dosis de alumbre requerida para una buena coagulación con varias turbideces en el agua cruda, en comparación con las requeridas por tratamiento con alumbre y aluminato de sodio. 71
Figura 3.2	Gráfica mostrando el porcentaje de reducción de color efectuado por la aplicación de alumbre, en comparación con la obtenida por tratamiento con alumbre y aluminato de sodio. 72
Figura 3.3	Curvas que muestran la remoción de magnesio y hierro a diferentes valores de pH en el agua tratada. 73
Figura 3.4	Curvas que muestran las cantidades aproximadas de alumbre requeridas para varias turbideces en el agua. 82
Figura 4.1	Dispositivo para determinar dosis de coagulantes (“Jar-Test”). 91
Figura 4.2	Dosificadores de sustancias químicas. 93
Figura 4.3	Coagulador “Vorti-Floc” International Filter Company. 95
Figura 4.4	Estanques de floculación con desviadores o tabiques. 96
Figura 4.5	Estanques en elevación de diferentes tipos de estanques de sedimentación. 99
Figura 4.6	Sistema de entrada y salida en estanques de sedimentación. 100
Figura 4.7	Estanques de sedimentación diseñados para limpieza mecánica. 102
Figura 4.8	Extractor portátil de arena. 105
Figura 4.9	Filtro rápido de arena. 106
Figura 4.10	Diagrama de operación de un filtro rápido de arena. 107

INDICE DE TABLAS

		Págs.
Tabla 1.1	Establece el proceso de tratamiento de residuos líquidos por medio de las diferentes etapas.	11
Tabla 1.2	Parámetros que incluyen las normas de vertidos de aguas.	29, 30 y 31
Tabla 2.1	Tipos de sedimentación que intervienen en el tratamiento del agua residual.	35
Tabla 3.1	Efecto progresivo del tamaño decreciente de esferas.	65
Tabla 3.2	Sulfato de aluminio: Reacciones con bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos.	69
Tabla 3.3	Alumbre de potasio: Reacciones con bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos.	70
Tabla 3.4	Aluminato de sodio: Reacciones con sulfato de aluminio y bióxido de carbono.	72
Tabla 3.5	Sulfato ferroso: Reacciones con bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos y oxígeno disuelto.	74
Tabla 3.6	Sulfato férrico: Reacciones con bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos.	75
Tabla 3.7	Copperas cloradas: Reacciones con bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos.	76
Tabla 4.1	Velocidades de sedimentación de partículas en el agua.	97 y 98

RESUMEN

RESUMEN

Como se sabe, el abastecimiento del agua es un factor decisivo para sustentar la vida de las plantas, los animales y las personas. La generación de desechos como consecuencia del uso a gran escala de productos químicos que están asociados al desarrollo industrial puede ser muy nociva para la salud de los seres vivos y el ambiente. La contaminación del agua se ha convertido en un grave problema que amenaza la salud pública y el ambiente a un nivel mundial.

Pese a su importancia y la necesidad de conservarla con características adecuadas para el consumo, ha sido utilizada para conducir los desechos tanto animales como humanos, productos de su metabolismo, desde tiempos inmemorables. No obstante, aunque este proceso se ha llevado a cabo en forma sistemática, hasta hace algún tiempo los volúmenes de agua potable disponibles eran suficientes; pero al incrementarse la industria y las poblaciones, aumento la demanda del líquido, también se elevó la cantidad de desechos vertidos, a los que hubo que sumar cantidades cada vez más considerables de productos químicos de múltiples efectos nocivos para la flora y fauna como para el hombre mismo.

Desde el punto de vista técnico, someter el agua a un sistema de tratamiento que elimine las impurezas, es la solución más idónea. Esta medida no sólo permite reutilizar el líquido, disminuyendo considerablemente la cantidad de agua potable que hay que abastecer, sino que también logra que los sistemas ecológicos se recuperen al verter en ellos un líquido de mejor calidad, a la vez que ayuda a renovar el ciclo hidrológico.

Para hacer frente a los problemas de la contaminación, el hombre ha intentado emplear las transformaciones bioquímicas naturales, para lo cual ha construido ambientes artificiales con el objeto de tener control sobre el curso de estas transformaciones.

Mediante una gran diversidad de proyectos y servicios científicos y técnicos, los laboratorios crean y transfieren tecnologías que tienen importantes aplicaciones relacionadas con el ambiente. ⁽¹²⁾

En el presente trabajo se trata un proceso de tratamiento de aguas residuales que se usan comúnmente para tratar desechos industriales, el cual consiste en la eliminación de los sólidos coloidales por floculación con coagulantes químicos y electrólitos, seguida de sedimentación e incluso de filtración.

En el primer capítulo se incluye información general acerca de las aguas residuales (definición, clasificación y los diferentes tipos de tratamientos utilizados para la remoción de los diversos contaminantes contenidos en el efluente residual), con el objeto de tener un panorama más amplio sobre el tema. Marcando como punto importante que el proceso de tratamiento a emplear depende del tipo de contaminantes encontrados en el agua residual.

En el segundo capítulo se hace un estudio de cada uno de los procesos que intervienen en la floculación (sedimentación, coagulación, asentamiento y filtración). Se citan los conceptos

fundamentales para el desarrollo de la floculación, y la importancia que tiene cada uno de estos procesos.

En el tercer capítulo se describe el uso de cada uno de los coagulantes que se emplean en el tratamiento del agua residual, así como también las condiciones en las que se debe de encontrar el agua residual a tratar con estos coagulantes.

En el cuarto capítulo se mencionan los equipos que se emplean en cada una de las etapas de la floculación, como son los dosificadores de sustancias químicas, los estanques de sedimentación y asentamiento y por ultimo el empleo de los filtros adecuados para este proceso.

El procesamiento completo de las aguas residuales se define como el grado de tratamiento que es necesario para restablecer la pureza química, física y biológica del agua originalmente utilizada para diluir y transportar los residuos.

Introducción

INTRODUCCION

El acelerado desarrollo económico que se ha dado en las últimas décadas, ha llevado a crear grandes zonas industriales (textil, alimenticia, farmacéutica, química, etc), las cuales cambian la fisonomía del lugar en donde se establecen, deteriorando al mismo tiempo el medio, ya que sus contaminantes en forma de efluentes líquidos no son tratados en la mayoría de estas industrias. Su peligrosidad es alta por las diversas sustancias químicas que en gran parte son tóxicas, puesto que se trata de sustancias líquidas que desembocan en los ríos y que por consiguiente envenenan la flora y la fauna que ahí viven.

Por otra parte, paralelamente al proceso de industrialización se ha presentado un aumento considerable en la población como resultado del establecimiento de asentamientos humanos ubicados cerca de las zonas industriales, los cuales constituyen grupos de población potencialmente expuestos a la contaminación de las aguas, principalmente los ríos. Las consecuencias tienen repercusiones graves tanto para la población como para el ambiente en general. ⁽¹²⁾

El agua es el compuesto más importante para la vida y la industria por sus propiedades físicas y químicas y el bajo costo que implica su uso como vapor o fuerza hidroeléctrica, mueve las maquinas de la técnica moderna, su gran poder como disolvente y es un medio efectivo para transferir energía durante las operaciones de una industria, en la construcción y en los hogares.

La falta de tratamiento de las aguas residuales trae consigo la contaminación de ríos, lagos y mares, ya que el agua es empleada en muchas de las fabricas como disolvente o reactante, como generador de fuerza mecánica y/o eléctrica y como medio de transferencia de calor.

Las fabricas son generadoras de la mayor parte de las aguas residuales en comparación con las actividades doméstica, agrícola, municipal y sanitaria; además de que desechan gran cantidad de compuestos altamente tóxicos.

El agua para México como para cualquier país es un elemento indispensable, para aumentar sus posibilidades de desarrollo integral. Aproximadamente el 98% de los residuos peligrosos salen de las fabricas en estado líquido y de éste tan sólo el 1% reciben tratamiento; el resto se arroja al drenaje de las ciudades, sin ningún tipo de tratamiento.

Es por ello que el agua residual debe ser sometida a tratamientos por dos razones:

1.- Es un recurso no renovable y cuya carencia en la actualidad se manifiesta en zonas áridas que año con año aparecen en diferentes puntos del mundo y la escasez en algunas poblaciones que no pueden desarrollarse debido a la falta de este vital líquido.

2.- Disminuir la toxicidad en las aguas residuales a fin de no provocar desequilibrios ecológicos en la flora y fauna de los cuerpos receptores, ya que los niveles de contaminación de ésta han crecido de forma indiscriminada.

Existen diversas tecnologías que se emplean para el tratamiento de las aguas residuales.

La selección entre una tecnología y otra depende de la procedencia del efluente, ya que éste tendrá determinadas características; esto es, la cantidad y tipo de contaminantes varían de un agua residual a otra. Por ejemplo, si el agua residual:

- Contiene sólidos o gotas de aceite suspendidas, dependiendo del tamaño de éstos pueden emplearse técnicas como la sedimentación, filtración, coagulación, flotación con aire o coalescencia.
- Contiene contaminantes volátiles se tienen los procesos de evaporación, absorción con carbón activado, extracción líquido-líquido y ósmosis inversa.
- Contiene compuestos inorgánicos y orgánicos disueltos altamente tóxicos en altas concentraciones, se tienen los procesos de oxidación con aire húmedo, oxidación supercrítica, oxidación química o incineración, según la eficiencia que se requiera.
- Contiene compuestos inorgánicos y orgánicos disueltos en bajas concentraciones se tienen los procesos de precipitación química, intercambio iónico, oxidación y reducción química, lodos activados, lagunas aereadas, tanque de estabilización, filtros por goteo, reactores de película y degradación anaerobia.
- Contiene metales los cuales se desean recuperar, se tienen los métodos de precipitación química, recuperación electrolítica, intercambio iónico y osmosis inversa.

Para seleccionar la tecnología más apropiada se debe caracterizar el agua residual basándose en sus parámetros orgánicos, físicos y específicos; de tal manera que se tengan identificados y cuantificados cada uno de los compuestos contaminantes. ⁽²⁾

Capítulo 1

Generalidades

1 GENERALIDADES

Para la industria y para la vida en general el agua es el compuesto más importante, por sus propiedades físicas y químicas y por el bajo costo que implica su uso. Por lo tanto, la falta de tratamiento del agua aunado con el crecimiento industrial, trae consigo la contaminación de lagos, ríos, mares y drenajes, ya que están en muchas de las fábricas es contaminada directamente al emplearla como disolvente o reactante, como generador de fuerza mecánica y/o eléctrica y como medio de transferencia de calor (ya sea enfriando o calentando). Además, el agua contaminada no solamente procede del uso industrial, sino también de su uso doméstico, agrícola, ganadero, municipal, sanitario, etc.

Es de gran importancia que el agua contaminada por la industria reciba un tratamiento por dos razones primordiales:

1.- Es un recurso no renovable y que día a día escasea en mayor grado.

2.- Los niveles de contaminación generados por la industria son los más altos y peligrosos, ya que algunos de los desechos son altamente tóxicos y su descarga directa a mantos acuíferos provoca el desequilibrio de los ecosistemas.

Dependiendo de la procedencia del agua contaminada ésta tendrá características específicas; lo cual quiere decir, que los contaminantes presentes y sus cantidades variarán de una a otra agua de desecho. Es por ello que existe una amplia gama de tecnologías para el tratamiento de las aguas contaminadas, que van desde el empleo de métodos convencionales (sedimentadores, clarificadores, filtros, etc.) hasta el uso de técnicas específicas para la remoción de compuestos tóxicos (tratamientos térmicos). Para seleccionar la tecnología (tratamiento) más apropiada, se debe caracterizar el agua residual basándose en los parámetros orgánicos, físicos y específicos. ⁽²⁾

1.1 DEFINICION DE AGUAS RESIDUALES

El hombre con su intensa actividad, iniciada a raíz de la Revolución Industrial, ha acelerado el movimiento de muchos materiales y ha sintetizado otros, al punto de que los ciclos biogeoquímicos tiendan a hacerse imperfectos, más lentos o incluso acíclicos. Por otra parte, los materiales removidos se acumulan en sitios determinados habiéndolos agotado en otros, generando el fenómeno conocido por todos como “contaminación”. ⁽¹²⁾

Se define como agua residual, al agua que ha tenido un uso municipal, industrial, comercial, agrícola, pecuario o doméstico, a nivel público o privado, y que por tal motivo ha sufrido una degradación en su calidad original, en grado tal que su uso generaría severos daños a la ecología. ⁽²⁾

1.1.1 LA NECESIDAD DE TRATAR LAS AGUAS RESIDUALES

Desde tiempos muy remotos la civilización humana se ha enfrentado a problemas de abastecimiento de agua potable. Aunque las ciudades solían fundarse en lugares provistos

de agua, la disponibilidad de ésta resultaba pronto ser inferior a la demanda; de aquí surgía la necesidad de abastecimiento permanente del agua. Dada la severa contaminación del agua provocada por el sistema de alcantarillado, surgió la necesidad de dar un tratamiento químico al agua antes de preceder a su distribución para el consumo. Estas iniciativas se introdujeron durante el siglo XIX, dando lugar a las plantas depuradoras que se conocen hoy.

En la actualidad se ha mantenido el auge e importancia en lo referente a prevenir la contaminación del agua. Los problemas que causa el agua contaminada en una región, se manifiestan en la muerte de flora y fauna acuáticos y daños a áreas de cultivo. Algunos contaminantes del agua que son absorbidos permanentemente por las plantas son los metales pesados y las bacterias patógenas; el agua contaminada con carbonatos, silicatos, boratos, cloruros y derivados petroquímicos, dan lugar a tierras áridas, duras, salitrosas y secas.

La contaminación del agua por desechos domésticos e industriales pueden causar enfermedades como: Tifoidea, Fiebre y Disentería.

El tratamiento que se le debe dar al agua residual tanto industrial como municipal, es de vital importancia.

Una descarga de agua residual que es tratada, evita problemas de taponamiento y corrosión en la red de desagüe; también dada la escasez del agua en la actualidad, después de tratarla puede ser reutilizada en calderas, servicios públicos, riego, etc.

Al cabo del tiempo, con el tratamiento de las aguas residuales, se ve beneficiado un país; ya que cada vez, se perfeccionan las técnicas existentes, surgiendo nueva tecnología y nuevas industrias.

La industria en México ha ido creciendo paulatinamente, cada vez son más los diferentes sectores industriales que existen. La mayoría son consumidores de agua y esto trae como consecuencia la contaminación de grandes volúmenes de este vital líquido, surgiendo la necesidad de eliminarle los elementos contaminantes. Dependiendo del tipo de contaminante que contenga el agua residual, es el tratamiento utilizado para eliminarlo. ⁽²⁾

1.2 DEFINICION DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

El tratamiento de las aguas negras o residuales es el proceso por medio del cual los sólidos (suspendidos y disueltos), los líquidos (disueltos y emulsificados) y los gases (disueltos) presentes en la corriente residual son separados parcialmente, haciendo que el resto de los sólidos orgánicos complejos putrescibles queden convertidos en sólidos minerales o en sólidos orgánicos relativamente estables. La magnitud de este cambio depende del proceso de tratamiento empleado.

La selección del método o sistema de tratamiento más adecuado para un determinado tipo de desecho líquido, deberá hacerse teniendo en cuenta como metas: el conjuntar la máxima

eficiencia con el mínimo costo, no causar efectos negativos en el ambiente, recuperación de metales y reutilización de la fase acuosa para la generación de vapor, como agua de enfriamiento y calentamiento, riego, servicios sanitarios, etc. ⁽²⁾

Desde el punto de vista ingenieril, las operaciones de tratamiento de aguas residuales pueden clasificarse en tres grupos:

1.- Procesos mecánicos para la eliminación de sólidos en suspensión: Sedimentación, flotación y filtración.

2.- Procesos químicos, fisicoquímicos y biológicos para la eliminación de las sustancias disueltas o en estado coloidal: Floculación, precipitación, adsorción, cambio iónico, oxidación y tratamiento biológico.

3.- Los procesos de tratamiento térmico utilizan temperaturas elevadas generalmente cercanas al punto crítico del agua para causar la destrucción o descomposición de los contaminantes: Oxidación con aire húmedo, oxidación supercrítica e incineración o inyección líquida. ⁽³⁾

El tratamiento de aguas residuales tiene dos objetivos primordiales:

1.- Tratar los efluentes industriales con la posibilidad de reutilizar los caudales de agua que están contaminados. Dado que una gran cantidad de actividades requieren agua, de no muy alta calidad, dependiendo de la eficacia del tratamiento, se puede volver a aprovechar el agua tratada para usos específicos, en donde los contaminantes no eliminados, no dañan la vida humana, ecosistemas o los equipos de proceso.

2.- Cumplir con los lineamientos expresados en el Reglamento de Aguas Residuales que entró en vigor en 1971 y las Normas Oficiales Mexicanas NOM-063-ECOL-1994 a la NOM-074-ECOL-1994 que entraron en vigor a partir del 1 de Mayo de 1995, la NOM-001-SEMARNAT-1996 que entró en vigor a partir del 6 de Enero de 1997 y la NOM-002-SEMARNAT-1996 que entró en vigor a partir del 3 de Junio de 1998, las cuales serán vigiladas por la Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca por conducto de la Comisión Nacional del Agua y en Coordinación con la Secretaría de Marina (en el caso de que el efluente sea descargado al mar); las sanciones serán aplicadas conforme a lo dispuesto por la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, reglamento en materia de prevención y control de la contaminación del agua, la Ley de Aguas Nacionales y demás ordenamientos Jurídicos aplicables. ⁽²⁾

1.3 TIPOS DE TRATAMIENTOS DE AGUAS RESIDUALES

Los procesos de tratamiento de aguas residuales, comenzaron hace mucho tiempo, así, su purificación por filtración a través de arena y grava gruesa data de hace siglos, sin embargo, los procesos de tratamiento de aguas residuales, empezó “de manera formalizada” a principios de este siglo en los Estados Unidos de Norteamérica, donde ya existían plantas

grandes y efectivas en las que se aplicaban los procesos unitarios de aireación, decantación, coagulación química, filtración, etc.

Actualmente existen diferentes divisiones de los procesos de tratamientos de aguas residuales, así se encuentran:

a) División que hace referencia al proceso fundamental desarrollado en el tratamiento; (división común en los textos); tales como tratamiento químico, tratamiento físico, tratamiento fisicoquímico y tratamiento biológico.

b) División de acuerdo con las características del contaminante en el agua. Así se ve en la división como tratamiento de sólidos orgánicos disueltos, tratamiento de sólidos en suspensión, tratamiento de sólidos coloidales, tratamiento de ácidos y álcalis, etc.

c) Finalmente, división de acuerdo a la etapa de tratamiento que recibe: tratamiento preliminar, tratamiento primario, tratamiento secundario y tratamiento terciario.

Para la descripción de los diferentes procesos de tratamiento, se empleará la división de acuerdo a la etapa de tratamiento que recibe el desecho industrial; ya que muchas veces en un determinado tratamiento, existen diferentes tipos de procesos.

La siguiente Tabla, establece el proceso de tratamiento de residuos líquidos por medio de las diferentes etapas:

Tabla 1.1 Proceso de tratamiento de residuos líquidos por medio de las diferentes etapas. ⁽¹⁶⁾

TRATAMIENTO PRELIMINAR	TRATAMIENTO PRIMARIO	TRATAMIENTO SECUNDARIO	TRATAMIENTO TERCIARIO
Cribado	Sedimentación	Lodos activados	Intercambio iónico
Rejillas	Flotación	Aireación prolongada	Precipitación química
Tamices	Separación de aceites	Estabilización por contacto	Coagulación y floculación
Trituradores	Neutralización	Estabilización por lagunaje	Adsorción y absorción
Igualación y proporcionalidad	Homogeneización	Filtros rociadores	Osmosis inversa
Mezclado		Discos biológicos	Electrodialisis
Desarenadores		Reactores anaerobios	Desinfección
Preaireación			Filtración
			Remoción de nutrientes
			Otros

De lo anterior, se puede observar que el tratamiento terciario hace referencia en la mayoría de los casos a procesos de tratamiento fisicoquímicos y químicos; el tratamiento secundario hace referencia a los procesos de biooxidación (tratamiento de sólidos orgánicos disueltos en la mayoría de los casos); el tratamiento primario a procesos físicos y químicos; finalmente, pretratamiento está ligado a procesos físicos. ⁽¹⁶⁾

1.3.1 TRATAMIENTO PRELIMINAR

Este tipo de tratamiento sirve para proteger al equipo de bombeo y hacer más fácil los procesos subsecuentes de tratamiento. Los dispositivos para el tratamiento preliminar tienen como función eliminar y separar sólidos mayores o flotantes, eliminar cantidades excesivas de aceites o grasas. ⁽¹⁴⁾

Esta etapa se desarrolla en todos los casos (ya sea cuando los vertidos se manden a una planta municipal o a un río); de tal manera que, en esta etapa, se acondicionan las aguas residuales para ser descargadas en alcantarillados públicos (cuando se mandan a una planta municipal); el pretratamiento o tratamiento preliminar de los desechos industriales, se desarrolla con una serie de procesos físicos que consisten principalmente en el cribado, la igualación y el mezclado. ⁽¹⁶⁾

1.3.1.1 CRIBADO

Esta etapa de tratamiento, consiste principalmente en la remoción de los sólidos sedimentables y el material flotante que contienen las aguas residuales; para esto, por lo general se ocupan tres tipos de equipo; rejillas, mallas y desmenuzadores; los que desarrollan la primera etapa del tratamiento preliminar eliminando los sólidos gruesos. ⁽¹⁶⁾

1.3.1.1.1 REJILLAS

Resultan ser, un medio económico y efectivo de separación rápida de los sólidos gruesos en suspensión del resto de los vertidos, su característica depende de la forma en que efectúen su limpieza (ya sea manual o mecánica); su espaciamiento va de 1 a 2 pulgadas en manual y de 5/8 a 3 pulgadas en limpieza mecánica (las rejillas de limpieza manual, se emplean en plantas pequeñas); la velocidad de acercamiento del agua a la rejilla deberá ser menor de 1.5 pies/seg.

Deben instalarse dos o más unidades de modo que estas puedan estar fuera de servicio por razones de mantenimiento. El canal de las rejillas se diseñará para evitar la sedimentación y la acumulación de arenas y otras materias pesadas. Por lo general van provistas de controles manual-desconexión-automático. En posición manual los rastrillos funcionan de modo continuo. En posición automático, se pueden hacer funcionar cuando la pérdida de carga aumenta por encima de cierto valor o mediante un temporizador. El funcionamiento mediante un temporizador durante un periodo de tiempo ajustable. ⁽¹⁶⁾

1.3.1.1.2 TAMICES

Los tamices son dispositivos de limpieza mecánica equipados con una placa perforada de bronce con aperturas ranuradas, aunque muy pocas plantas de tratamiento las utilizan.

Los tamices pueden clasificarse en:

- Tamiz plano o estático.
- Tamiz curvo estático.
- Tamiz giratorio con sistema de limpieza.
- Tamiz con superficies móviles.

Actualmente los tamices son de tipo disco o tambor y van provistos de una tela de malla fina de acero inoxidable. Los tamices de tipo disco tienen una superficie de tamizado circular vertical que gira sobre un eje horizontal situado ligeramente por encima de la superficie del agua. Los tamices de tipo tambor giran sobre un eje horizontal y funcionan de manera que se encuentran casi sumergidos en el líquido. Tanto un tipo como otro, los sólidos son elevados por encima del nivel del líquido mediante la rotación del tamiz y arrastrados mediante chorros de agua a gran presión a bandejas receptoras.

En las plantas depuradoras de aguas residuales se han utilizado tamices de malla metálica, o del tipo de limpieza manual, colocados entre compuertas de tablonés de madera, para la protección de las boquillas de los filtros precoladores contra las obstrucciones, así como para la separación de los afluentes de artículos de goma u otros objetos de origen cloacal.

Los tamices tienen una mayor efectividad de remoción que las rejillas, de 50 a 30 pies cúbicos/millones de galones de agua tratada, lo que equivale generalmente de 5 al 15% de toda la materia suspendida en las aguas negras. ⁽¹⁴⁾

1.3.1.1.3 TRITURADORES

Son dispositivos que trituran el material retenido en la reja, sin eliminarlo del agua residual. Existen diferentes tipos de trituradores. Los dispositivos trituradores pueden ir precedidos de desarenadores, cuyo objetivo es alargar la vida del equipo y reducir el desgaste de las superficies cortantes y de aquellas zonas de los mecanismos donde haya un pequeño espacio libre entre las partes fijas y móviles. Es preciso proveer de by pass a los trituradores para cuando se presenten caudales que excedan la capacidad de la instalación, y también en caso de fallo mecánico o corte eléctrico. ⁽¹⁴⁾

1.3.1.2 IGUALACION Y PROPORCIONALIDAD

Puesto que las plantas son diseñadas para flujos constantes, las variaciones de éstos influyen negativamente en la eficiencia de las plantas; de aquí que, la uniformización del flujo (igualación o regularización) y las concentraciones (homogenización) se usen para corregir estas variaciones. De esta forma se retienen los vertidos en un tanque (“en línea” entre los desarenadores y el sedimentador primario si se usa como retén total o si se pretende que este depósito actúe como retén parcial del gasto, colocarlo “fuera de línea”), de tal forma que sus afluentes sean uniformes en sus características de pH, turbiedad, color, etc.

Para obtener esta uniformidad, a veces se inyecta aire a los depósitos obteniéndose una mejor mezcla, también se obtiene una bioxidación parcial (disminuyendo por esto la DBO), oxidaciones químicas, etc. Debe considerarse que el hecho de retener los vertidos, no es suficiente para igualarlos; cada vertido se debe mezclar adecuadamente con los otros.

Por otra parte, deben descargarse los vertidos industriales, en proporción al caudal de las aguas residuales urbanas (proporcionalidad) en los colectores o en las corrientes de aguas receptoras (esto último se logra, construyendo un tanque de retención con una bomba de velocidad variable).⁽¹⁶⁾

1.3.1.3 MEZCLADO

Este proceso es empleado en diversos usos; cloración de efluentes de las plantas, acondicionamiento de lodos antes de los filtros de vacío, uniformización de la concentración de lodos, etc.

Existen actualmente, una gran variedad de métodos para lograr el mezclado (la mayoría aprovecha las condiciones de turbulencia creadas en las instalaciones hidráulicas de las plantas).

En el mezclado lento, se usan generalmente agitadores con paletas (con un tiempo de retención de 15 a 30 minutos).

En los mezcladores de todo tipo debe evitarse la formación de vórtices (esto se logra inclinando el agitador respecto a la vertical o bien colocando baffles en el tanque).⁽¹⁶⁾

1.3.1.4 DESARENADORES

Su función es separar los elementos pesados en suspensión (arenas, arcilla y limos) que tenga velocidad de sedimentación superiores a los de los sólidos orgánicos putrescibles de agua residual. Existen tres tipos generales de desarenadores:

- Los de flujo horizontal.
- Los de flujo vertical y
- Los aireados.

En los primeros el flujo atraviesa el desarenador en dirección horizontal, controlándose la velocidad rectilínea del flujo mediante las dimensiones de la instalación o el uso de secciones de control provistas de vertederos especiales situados en el extremo de aguas abajo del tanque.

En los de flujo vertical el funcionamiento se realiza cualquiera que sea el caudal tratado a sección llena. Siendo la velocidad ascensional del agua inferior a la caída de los granos de arena, se obtendrá el depósito de la misma con toda seguridad. Si además aquella velocidad

es superior a la de la caída de las partículas de materia orgánica se evitará, también el depósito de esta materia.

Los desarenadores de tipo aireado consisten en un tanque de aireación con flujo en espiral, en el que la velocidad es controlada por las dimensiones del tanque y la cantidad del aire suministrado al mismo.

La cantidad de arena variará dependiendo del tipo de alcantarillado que se tenga, y por lo general la arena deberá lavarse antes de su eliminación (las arenas limpias se caracterizan por la ausencia de colores).⁽¹⁴⁾

1.3.1.5 PREAIREACION

Su finalidad principal es airear el agua antes de la sedimentación primaria, ya que esto facilita la tratabilidad del agua, procura la separación de grasas, el control de olores, la eliminación de arenas y floculación, conseguir una distribución uniforme de los sólidos suspendidos y flotantes para su entrada en las unidades de tratamiento; y aumentar la eliminación de la DBO y de las grasas.⁽¹⁴⁾

1.3.2 TRATAMIENTO PRIMARIO

Después de hacerse el tratamiento preliminar; los vertidos reciben el tratamiento primario en la industria o en el caso, son mandados a una planta municipal para que en esta se realice el tratamiento primario. En esta etapa de tratamiento encontramos procesos químicos como la neutralización. Los procesos clásicos que se pueden observar en la Tabla 1.1 en el tratamiento primario son: La sedimentación primaria, la flotación, la separación de aceites, la neutralización y la homogeneización. No obstante, la industria puede reducir el volumen de sus vertidos o la contaminación de éstos, antes de que los desechos industriales sufran un tratamiento primario.⁽¹⁶⁾

Dentro de los tratamientos primarios se encuentran aquellos procesos en los que la separación de los contaminantes que se encuentran en el agua residual, se lleva a cabo a través de las fuerzas físicas, y se conocen como operaciones físicas unitarias.⁽¹²⁾

En el primer caso (reducción de volumen), se puede lograr de varias formas, entre las más usuales tenemos:

a) Separación de vertidos. Estableciendo un conducto para cada vertido, así, en conductos diferentes mandar los residuos del proceso de fabricación; en otro conducto, las aguas de refrigeración y en otros los vertidos de uso sanitario.

b) Reteniendo las aguas residuales. Ahorrando toda el agua que sea posible.

c) Reutilizando los vertidos industriales y urbanos como agua bruta. Recomendable para zonas donde el agua es escasa, así estas aguas pueden ser utilizadas para refrigeración.

El objetivo principal en este caso, es reducir el volumen total de las aguas residuales, antes de su tratamiento.

Por otro lado, se puede buscar reducir los contaminantes antes de mandarlos a tratamiento; de esta forma existen diferentes métodos en que pueden evitarse la proliferación de éstos, así tenemos:

a) *Buscar cambios en el proceso.* Este método no radica en sí en buscar cambios en el flujo de proceso, sino más bien de buscar una opción en los reactivos empleados.

b) *Modificaciones en el equipo industrial.* A veces se pueden hacer pequeños cambios en los equipos, para reducir los contaminantes en los vertidos, por ejemplo, colocar en éste rejillas para evitar la salida de plumas, semillas, etc.

c) *Segregación de vertidos.* Segregar vertidos que llevan cianuro, cromo, etc. En este caso cabe mencionar que, no siempre en todos los casos es conveniente la separación de vertidos peligrosos o fuertes, a veces realizar una mezcla completa, resulta ser más ventajoso.

d) *Recuperación de subproductos.* Generalmente no resulta ser un proceso con ventajas económicas.

En resumidas cuentas, antes de efectuarse el tratamiento primario se puede intentar, reducir el volumen de los vertidos o disminuir la proliferación de contaminantes a éstos. Como quiera que esto sea, resulta indispensable la realización del tratamiento primario el cual consiste en el desarrollo de uno o varios de los siguientes procesos de tratamiento: Sedimentación primaria, flotación, separación de aceites, neutralización y homogeneización.⁽¹⁶⁾

1.3.2.1 SEDIMENTACION PRIMARIA

La sedimentación es una operación unitaria cuyo empleo principal es en la eliminación de sólidos en suspensión, se emplea principalmente en aguas residuales urbanas, aunque también, en residuos industriales, los procesos de sedimentación pueden ser discretos (sedimentación libre), floculantes o de zona.

a) *Sedimentación libre.* En ésta, las partículas mantienen su “individualidad”, tamaño, forma y densidad.

b) *Sedimentación floculenta.* En ésta, las partículas se aglomeran durante el periodo de sedimentación (va variado el tamaño y velocidad de sedimentación de la partícula). La mayoría de los sólidos suspendidos provenientes de la industria son de naturaleza floculenta. La sedimentación floculenta no se puede analizar matemáticamente, sino más bien, se requieren análisis de laboratorio.

c) Sedimentación de zona. En este tipo de sedimentación, una suspensión floculenta forma una estructura reticular que se sedimenta como una masa completa (se observa una interfase durante el proceso). Esta es característica en los lodos activados y de las suspensiones químicas floculentas, cuando la concentración de sólidos excede a 0.5 gr./l.

Puesto que el principal objetivo de la sedimentación es producir la mayor concentración de sólidos posible, el peso de los lodos que se eliminan al final, es un factor de la mayor importancia en el tratamiento de los vertidos; estos sólidos se retiran continuamente del fondo del depósito tan pronto como se precipitan.

A los tanques de sedimentación primaria se les asigna la tarea de remover el grueso de los sólidos (estos tanques utilizan la fuerza de la gravedad). Los tanques de sedimentación se dividen en cuatro zonas:

1.- Zona de entrada. Proporciona una transición suave (flujo estable) entre la zona de sedimentación y el gasto influente.

2.- Zona de salida. Proporciona una transición suave (flujo estable) de la zona de sedimentación y el gasto efluente.

3.- Zona de lodos. Recibe el material sedimentado y previene su interferencia con la sedimentación de las partículas.

4.- Zona de sedimentación. Proporciona el volumen del tanque requerido, para la sedimentación.

La mayor parte de los tanques de sedimentación son de flujo horizontal y pueden ser rectangulares o circulares en planta. Los tanques de sedimentación primaria, tienen generalmente periodos de retención de 60 a 120 minutos (aunque puedan tener hasta 5 horas) y remueven del 50 al 70% de los sólidos suspendidos en el influente, además, disminuyen de un 25 a un 40% de la DBO (hay tanques con periodos de retención menores de los 60 minutos, con una remoción de sólidos suspendidos menor del 50%, estos son usados frecuentemente antes de las unidades de tratamiento biológico).

Los tanques circulares requieren menos trabajo, materiales y espacio que los tanques rectangulares, ya sea para mayores caudales o para cualquier tamaño de depósito; sin embargo, se obtiene menor rendimiento debido a:

- 1.- Longitud reducida de la zona efectiva de precipitación y
- 2.- Cortocircuitos (aguas residuales que salen del tanque antes del tiempo teórico de retención).⁽¹⁶⁾

1.3.2.2 FLOTACION

La flotación es una operación unitaria, que se usa en lugar de la sedimentación para la remoción de sólidos suspendidos y flotantes (por este proceso pueden eliminarse también

algunas sustancias coloidales y emulsionantes en materia floculante); así, las mismas condiciones que se aplican en la sedimentación de partículas, son válidas, para materiales más ligeros que el agua.

Podemos encontrar flotación simple (en este caso los separadores de aceite son el mejor ejemplo) y flotación que se valga de burbujas de aire para que flote la materia sólida; de esta forma, la flotación se puede inducir por medio de aire (el aire se dispersa a presión dentro del líquido); podemos encontrar dos formas clásicas de flotación de burbujas de aire:

1.- Flotación por aire disperso. Se producen burbujas de aire por el movimiento mecánico de las turbinas, difusión del gas a través del medio poroso y,

2.- Flotación por aire disuelto. Genera burbujas de aire por precipitación de una solución supersaturada de gas, así las burbujas de gas producen la flotación de las partículas de acuerdo al principio de Arquímedes; los lodos que flotan se retiran continuamente y se eliminan del tanque por medio de bombas de lodos. ⁽¹⁶⁾

1.3.2.3 COLECTORES DE GRASA

Las grasas tienden a flotar y son removidos por medio de desnatadores o separadores, aunque también se ha usado en gran escala la flotación con aire, con el propósito de acelerar el proceso.

Estos pequeños tanques separadores de grasas se recomienda situarlos próximos a la fuente productora de grasas, estos para hacerlo más eficaces. ⁽¹⁴⁾

1.3.2.4 NEUTRALIZACION

Resulta ser uno de los procesos de tratamiento más importante, entre los tratamientos de la etapa primaria; si el vertido es descargado al alcantarillado público y sus ácidos o bases no son tratadas, los daños al servicio público de alcantarillado serán muy costosos (corrosión de tuberías); también si estos vertidos son descargados en los ríos sin tratarse, los daños ocasionados a los peces o usuarios resultan considerables. ⁽¹⁶⁾

Para la neutralización de desechos ácidos se utilizan:

- 1.- Lechos de piedra caliza.
- 2.- Lechada de cal.
- 3.- Uso de sosa cáustica (NaOH).
- 4.- Uso de soda cáustica (Na₂CO₃).

Para la neutralización de aguas residuales alcalinas se utilizan ácidos fuertes, generalmente ácido sulfúrico y en algunos casos ácido clorhídrico. Cuando se dispone de gases residuales con un contenido importante de CO₂, pueden ser utilizados también. ⁽¹²⁾

1.3.2.5 HOMOGENEIZACION

Tiene por objeto uniformizar los caudales y características del efluente cuando los vertidos son irregulares, discontinuos o diferentes de un momento a otro, evitando que descargas puntuales puedan afectar todo el proceso posterior. Para evitar la sedimentación de sólidos, el depósito debe estar provisto de un sistema de agitación mecánico o por aire. ⁽¹²⁾

1.3.3 TRATAMIENTO SECUNDARIO

El tratamiento secundario de las aguas residuales, está constituido principalmente por procesos de tratamiento biológico; sin embargo, en los tratamientos secundarios podemos encontrar algún otro tipo de proceso que no sea biológico, como lo es la sedimentación secundaria.

El tratamiento secundario proporciona aguas con calidad adecuada para la mayoría de los cuerpos receptores. Los procesos comunes de tratamiento de esta etapa son: Lodos activados, aireación prolongada, estabilización por contacto, estabilización por lagunaje, filtros rociadores y discos biológicos. ⁽¹⁶⁾

Este tratamiento debe hacerse cuando las aguas residuales todavía contienen sólidos orgánicos en suspensión o solución que los que pueden ser asimilados por las aguas receptoras sin oponerse a su uso normal adecuado. Este tipo de tratamiento depende principalmente de los organismos aerobios para la descomposición de los sólidos orgánicos hasta su transformación en sólido inorgánico. ⁽¹⁴⁾

1.3.3.1 PROCESO DE LODOS ACTIVADOS

Este proceso de tratamiento consiste en la estabilización de aguas residuales, mediante una masa de microorganismos capaces de degradar biológicamente los desechos. Esto significa la creación artificial de un medio ambiente adecuado, para el desarrollo de un sistema ecológico, capaz de considerar a los desechos como el sustrato de los microorganismos, es decir, como parte de los nutrientes de éstos.

Este proceso tuvo su inicio a principios de este siglo y actualmente está considerado como uno de los procesos más confiables de los habidos para el tratamiento de los desechos orgánicos. Los microorganismos que actúan sobre los desechos pueden ser aerobios o anaerobios, sin embargo, casi todos resultan ser aerobios, por lo que se requiere en este proceso una aireación adecuada para que los microorganismos lleven a cabo sus funciones metabólicas; de aquí que el proceso este definido por dos etapas, una de aireación y otra de separación. ⁽¹⁶⁾

1.3.3.1.1 AIREACION PROLONGADA

Es conocido también como proceso de oxidación total, su principal característica es minimizar la cantidad excesiva de lodo, aumentando el tiempo de residencia (lógicamente

es mayor el volumen del reactor). La concentración de sólidos suspendidos volátiles en la aireación extendida es mayor que en la de los procesos convencionales (3500 - 5000 mg/l); este proceso es aplicado en tratamiento de aguas domésticas, de recreo y algunas industriales cuando las cantidades de estas son pequeñas (menores de 2000 gpd).⁽¹⁶⁾

1.3.3.1.2 ESTABILIZACION POR CONTACTO

Esta variante del proceso de lodos activados, requiere de menos aire y espacio que el proceso de tratamiento original; aquí los lodos nuevos, se mezclan para su aireación con los lodos activados formados anteriormente en un tanque de oxidación o de digestión aeróbica durante un corto periodo de tiempo de 15 a 20 minutos. El porcentaje de eliminación de la DBO en este tipo de proceso es de al rededor del 92.5% para plantas piloto y del 93.4% para escala naturales, aunque en realidad, esto es variable, pues depende de las condiciones existentes (medio ambiente, tiempo de retención, etc.).

En este proceso, la mezcla de las aguas residuales y los lodos se clarifica por precipitación, en un periodo aproximado de dos horas, los lodos precipitados son oxidados por aireación en un periodo de 1 a 5 horas, volviendo al tanque de mezcla, formando nuevamente la mezcla de agua residuales y lodos activados. Resumiendo, se pueden establecer que este proceso requiere de menos capacidad en los tanques de aireación que en los otros.⁽¹⁶⁾

1.3.3.2 LAGUNAS DE ESTABILIZACION

Las lagunas de estabilización, resultan ser uno de los más importantes procesos de tratamiento de material orgánico, debido a la economía que presentan tanto en su diseño y construcción, como en su mantenimiento y operación.

Estos son depósitos donde se retienen las aguas negras, abiertos al aire y al sol, donde se degradan los residuos orgánicos contaminantes por medio de la acción mutua de algas y bacterias; se presentan así dos procesos biológicos, aerobio (en la superficie) y anaerobio (en el fondo).

Las lagunas de estabilización fueron utilizadas inicialmente para la sedimentación de los sólidos suspendidos y para la igualación de caudal, pero al cabo de algún tiempo se observó que también se producía la oxidación del material orgánico, ocasionado por microorganismos aerobios en la superficie, anaerobios en el fondo, y los llamados microorganismos facultativos en la zona intermedia (cabe mencionar que bajo las condiciones aeróbicas la oxidación de los vertidos alcanza su mayor eficacia).

Al desarrollarse continuamente la degradación de los desechos, se van formando los lodos sedimentados que están constituidos por material celular derivado de la fotosíntesis o por restos descompuestos de plantas protozoarios y bacterias.

Las lagunas de estabilización se clasifican de acuerdo a sus características, generalmente de cuatro formas:

1.- Lagunas facultativas. Se caracterizan porque en ellas se desarrollan tanto la degradación aeróbica (en la superficie) y la degradación anaeróbica (en el fondo), como una degradación intermedia con microorganismos facultativos; éstas operan con cargas orgánicas medias.

2.- Lagunas anaeróbicas. En éstas la degradación se desarrolla sin la presencia de oxígeno, opera con bajas cargas orgánicas y por sus características anaeróbicas presenta una producción de malos olores.

3.- Lagunas aeróbicas. Puesto que en estas lagunas la degradación se desarrolla con presencia del oxígeno producido por la fotosíntesis o por la transferencia del gas en la superficie, son de poca profundidad, por lo que sus cargas orgánicas son bajas.

4.- Lagunas de maduración. Son consideradas generalmente para reducir las bacterias del efluente.

De las anteriores, las lagunas facultativas, son las de uso más común en el mundo, son aeróbicos mientras hay sol y algunas horas de la noche y las horas restantes se presentan condiciones anaerobias en el fondo; los lodos presentan condiciones anaeróbicas unos milímetros más abajo de la interfase sólido-líquido. ⁽¹⁶⁾

1.3.3.3 PROCESO DE FILTROS ROCIADORES

Este proceso de tratamiento se inició en Inglaterra a fines del siglo pasado y se emplea para tratar residuos líquidos, ya sea domésticos o industriales. En el proceso se degrada el material orgánico (absorbiéndolo primero y oxidándolo después) percolando el líquido sobre bacterias existentes en un medio formado por roca (basalto, granito, carbonato de calcio, etc.) o plástico.

Un sistema de filtros rociadores, está compuesto principalmente por las boquillas de distribución; así, si las boquillas son fijas los filtros rociadores deberán ser rectangulares, mientras que, si son rotativas los filtros tienen una forma circular (el sistema rotativo gira a 380 rpm).

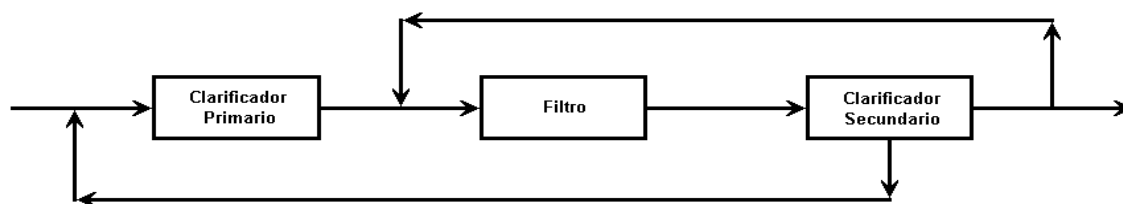


Fig. 1.1 El proceso de un filtro rociador con recirculación. ⁽¹⁶⁾

En la Figura anterior, debe considerarse que, si la DBO excede el valor de 500 mg/l, el sistema deberá diseñarse con recirculación, y si la DBO es < 500 mg/l no será necesario (valores menores a 500 mg/l aseguran condiciones aeróbicas).

La selección de la profundidad del filtro dependerá de la carga orgánica y la eficiencia deseada en el filtro; para medios filtrantes constituidos por rocas se emplean profundidades de 1 a 3 metros y diámetros de 5 a 10 centímetros, mientras que si el medio es de plástico se emplean profundidades hasta de 12 metros; además debe considerarse que cuanto más pequeños sean los trozos de rocas, mayor será la purificación puesto que se aumentará el medio de contacto por unidad de masa de rocas, sin embargo los medios pequeños pueden obturar el filtro y limitar por tanto la circulación del aire (el cual es insuflado con la parte inferior de cada sección), en cambio un medio grande reduce el área de contacto del líquido con la roca y baja la eficiencia, “debe resumirse que estos filtros actúan como oxidantes y como filtros”, así cuando se emplee un medio filtrante con “superficie específica alta” debe minimizarse la carga hidráulica para evitar una acumulación excesiva de materia orgánica.

En este proceso de tratamiento, el tiempo de contacto es relativamente corto comparándolo con un proceso de lodos activados.

Debe considerarse, que entre más profundos son los filtros existe un creciente grado para la eliminación de la DBO; sin embargo, los filtros poco profundos (así como las piedras grandes) ayudan a reducir tanto los costos iniciales como los costos de operación; entre las desventajas que se han encontrado en este proceso están el espacio que ocupan, el rendimiento variable (según la época del año), problemas de encharcamientos y obstrucciones, limitaciones en la carga orgánica e hidráulica. Las aplicaciones de los filtros rociadores es común a las industrias que manejan desechos orgánicos tales como la industria textil, las curtidurías, enlatados (caracterizados por tener una carga orgánica alta), lácteos, cervecaría, etc. ⁽¹⁶⁾

1.3.3.4 SISTEMA BIODISCO

El proceso biodisco surgió en Alemania a principios de este siglo, y está caracterizado, por una serie de discos paralelos que giran parcialmente (con una área sumergida aproximadamente en un 40%) en el desecho acuoso, este proceso de tratamiento se ha desarrollado principalmente en Europa Occidental, donde hacia 1984 había localizadas aproximadamente 1000 instalaciones, variando su tamaño de 24000 a 55000 “equivalentes de población” para tratamientos de aguas residuales urbanas e industriales (un equivalente de población, equipara la contaminación industrial con el de cierto número de personas, en base a que “una persona equivalente” contribuye con 0.2 libras de sólido suspendidos y, 0.167 libras de DBO).

Este proceso de tratamientos, recibe también el nombre de contactor biológico rotatorio y es usado principalmente para remover la DBO soluble y el nitrógeno amoniacal; el equipo está constituido principalmente de una flecha con una serie de discos de plástico de 3 a 4 metros de diámetro, colocados en un tanque de concreto en cuyo interior se encuentra el

agua residual donde se sumerge parte del disco, la superficie del disco se cubre con una película biológica de 2 a 4 milímetros de espesor, donde absorbe la materia orgánica coloidal, y presente disuelta en las aguas residuales. La rotación del disco lleva una película de agua residual al aire donde absorbe el oxígeno necesario para que los microorganismos degraden la película aeróbicamente; exceso de los lodos formando se desprende gradualmente del disco y se separa posteriormente por precipitación.

La película formada en el disco, está caracterizada por presentar tres etapas denominadas:

- a) Fase de inducción.** Representa la adhesión de las bacterias sobre la superficie.
- b) Fase de acumulación.** Representa el crecimiento de la población de bacterias.
- c) Fase “plateau”.** Representa el equilibrio entre la película biológica producida y la desprendida.

Los parámetros que afectan el proceso, prácticamente son los mismos que en los otros procesos de tratamiento (excepción hecha por la rotación de los discos, que por afectar el proceso de tratamiento, constituye una variante más a considerar); así por ejemplo, el mejor valor de pH con respecto a la eficiencia está entre 6.50 y 8.50 (igual que en los otros procesos); la temperatura entre 13 y 32°C no tienen efecto en el desarrollo del sistema (sin embargo, a temperaturas mayores puede esperarse un cambio en la diversidad del cultivo de microorganismos y a temperaturas menores, una disminución en la eficiencia del sistema).

En lo que respecta a la rotación de los discos y a la velocidad del giro de éstos, debe considerarse que:

- a)** Establecen un fuerte contacto entre la película y el desecho (debe también considerarse que el disco rotativo proporciona un soporte mecánico para la población microbiana).
- b)** Proporciona un mecanismo de aireación cuya capacidad se puede ajustar cambiando la velocidad de rotación.
- c)** Disminuye uniformemente el oxígeno y el sustrato de las biomasas.
- d)** Ocasiona un espesor de película constante.
- e)** Proporciona un mezclado en el contenido del tanque (cuando aumenta la velocidad de giro, mejora la condición de mezclado en el sistema).
- f)** Establece un contacto entre los lodos biológicos y las aguas residuales, cuya intensidad se puede variar cambiando la velocidad de rotación.
- g)** Se obtiene mejores eficiencias a velocidades de giro 2 rpm.
- h)** La velocidad de renovación de la película biológica, aumenta con la velocidad de giro, sin embargo, esto ocasiona un incremento en el desprendimiento de la biomasa, un mayor mantenimiento y un aumento en el consumo de energía.

La eficiencia del tratamiento se incrementa, disponiendo el sistema en una serie de cuando menos tres etapas. ⁽¹⁶⁾

1.3.3.5 REACTORES ANAEROBIOS

En la digestión anaerobia se produce la descomposición de la materia orgánica e inorgánica en ausencia de oxígeno molecular. Se utiliza para el tratamiento de agua residual de alto contenido orgánico y de sólidos. Los procesos de alto rendimiento requieren de tanques de reacción a alta temperatura. El gas metano generado puede utilizarse para producir este calor. Entre los reactores anaerobios se encuentran los de lodos UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) de filtro anaerobio, el reactor de contacto anaerobio y el de lecho fluidizado. ⁽¹²⁾

1.3.4 TRATAMIENTO TERCIARIO

Esta etapa de tratamiento, es desarrollada generalmente cuando se requiere una mayor calidad de agua (cuando estas aguas, por ejemplo, son usadas para el abastecimiento público), está constituido principalmente por procesos fisicoquímicos y químicos. De esta forma, el objetivo de esta etapa es la remoción de contaminantes que permanecen en el agua después de que esta ha recibido un tratamiento secundario. Los contaminantes que generalmente quedan después de un tratamiento secundario y que son tratados en la etapa terciaria son: nutrientes como el nitrógeno y el fósforo, compuestos que causan color, olor y turbiedad; compuestos orgánicos que causan demanda de oxígeno; sales inorgánicas, metales pesados, etc.

Los procesos de tratamiento terciario más comunes son: Intercambio iónico, precipitación química, coagulación y floculación, adsorción y absorción, osmosis inversa, electro diálisis, desinfección, filtración, remoción de nutrientes y otros. ⁽¹⁶⁾

1.3.4.1 INTERCAMBIO IONICO

Este proceso de tratamiento es empleado, para la eliminación de sólidos inorgánicos disueltos, aunque también se emplea para recuperar ciertos compuestos orgánicos ionizados (por ejemplo, la nicotina que se separa con agua con que se lavan los gases desprendidos durante el secado de cigarros y el ácido tartárico que se separa de los desechos de las vinaterías).

Es un proceso químico que básicamente consiste en el cambio de ciertos cationes y aniones indeseables de las aguas residuales por sodio, hidrógeno y iones de otro material llamado resina (estos materiales son llamados comúnmente zeolitas): al agotarse la zeolita, se lava a contracorriente para limpiar y regenerar el lecho con una solución de sal común que elimina el calcio y el magnesio en forma de cloruros y al mismo tiempo restaurar las zeolitas.

Uno de sus mayores usos, es en la recuperación de cromo de los desechos industriales; así el agua de desecho que contiene ácido crómico, se hace pasar primero por un intercambiador de aniones para separar el cromo. ⁽¹⁶⁾

Los abastecimientos de aguas naturales se tratan aplicando varios intercambiadores iónicos adecuados, ya sea en forma individual o en serie, con el fin de hacerlos adecuados casi para cualquier fin, desde las simples operaciones de lavado que sólo necesitan agua que no sea dura, hasta las aplicaciones críticas químicas y electrónicas, que requieren agua con resistencia eléctrica por encima de 10 megaohms/cm. Si el abastecimiento de agua cruda contiene cierto grado de turbidez, cloro libre o materias orgánicas, quizá sea necesario o conveniente someterla a un pretratamiento con otros métodos.

En resumen, se tienen dos procesos, el de suavización y el de regeneración:

1.- Suavización por intercambio de bases. El suavizador de agua de uso doméstico más conocido utiliza un intercambiador de cationes regenerado con sal común. Esta unidad intercambia sodio por calcio y magnesio, de modo que el agua del efluente contiene una dureza que no forma escamas y no interfiere con la acción del jabón u otros limpiadores. La regeneración se lleva a cabo con una solución fuerte de NaCl; el equilibrio se desplaza con el nivel de concentración, de manera que es favorable en ambas etapas.

2.- Regeneración. Las resinas de intercambio catiónico se regeneran también con ácido sulfúrico y clorhídrico. Los iones hidrógeno disponibles para el intercambio eliminan tanto el sodio como el calcio y el magnesio, de suerte que el agua del efluente contiene ácidos. Si manifiesta un alto grado de alcalinidad de carbonato; el total de sólidos disueltos se reduce mediante el intercambio catiónico seguido de una desgasificación para separar el dióxido de carbono libre, los aniones restantes se eliminan por intercambio aniónico. ⁽¹¹⁾

1.3.4.2 PRECIPITACION QUIMICA

La precipitación química es un método de tratamiento de aguas residuales, que involucra la adición de reactivos químicos específicos para eliminar las sustancias disueltas en el agua en su estado natural con el fin de potabilizarla, o separar los contaminantes en aguas residuales. En la precipitación química se separan las sustancias disueltas del agua residual por medio de productos químicos solubles, los cuales al agregarse forman precipitados. ⁽¹²⁾

1.3.4.3 COAGULACION Y FLOCULACION

Representa un fenómeno fisicoquímico (acciones físicas y químicas combinadas), este proceso es muy empleado para la eliminación de sólidos coloidales (partículas mantenidas en suspensión a causa de su tamaño extremadamente pequeño; de 1 a 200 milimicrones; frecuentemente los coloides son responsables del color, turbiedad y DBO en ciertos vertidos industriales).

Los productos químicos que son usados comúnmente como floculantes son: Sulfato de aluminio [$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$]; Alumbre [FeSO_4 ó $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$]; y Cloruro férrico (FeCl_3). Puesto que la adición de un floculante altera el pH, hay que compensar. Para lograr una floculación efectiva, hay que dosificar el floculante en forma continua y proporcionada (el floculante debe dispersarse perfectamente dentro de las aguas que se tratarán, agitando levemente después de agregar el coagulante).

La coagulación de vertidos de compuestos carbonosos, resulta ser efectiva con sulfatos de aluminio; mientras que los floculantes de hierro, resultan ser mejores para vertidos con cantidades considerables de proteínas.

Existe además un proceso de coagulación por neutralización de las cargas eléctricas reduciendo el potencial de los coloides (el coloide en ocasiones se mantiene en suspensión no sólo por su tamaño sino por su estado de hidratación y su carga eléctrica superficial; de tal manera que una corriente eléctrica que pase a través de un sistema coloidal hace que las partículas positivas vayan al cátodo y las negativas al ánodo).

Para aguas relativamente claras, se pueden emplear como floculantes; arcilla finamente dividida, sílice activada o bentonita. ⁽¹⁶⁾

La turbidez y el color son dos características indeseables en las aguas. Ambas suelen ser causadas por partículas coloidales. Estas presentan cargas superficiales electrostáticas, que hacen que existan fuerzas de repulsión entre ellas y les impida aglomerarse para sedimentar. La coagulación consiste en la neutralización de las cargas superficiales mediante adición de electrolitos. La precipitación de un coloide se provoca al agregar un electrolito de carga opuesta a la de las partículas coloidales.

Las partículas formadas en la coagulación pueden ser aún pequeñas y de baja densidad. El tamaño de las partículas, pueden aumentar con la adición de polielectrolitos, polímeros de moléculas del alto peso molecular y solubles en agua que, por disociación electrolítica en el agua, dan formas iónicas múltiples, capaces de actuar de puentes de unión entre las partículas coaguladas (floculación). ⁽¹²⁾

1.3.4.4 ADSORCION Y ABSORCION

Estos procesos fisicoquímicos son empleados para eliminar el color y los olores de las aguas residuales, absorbiendo y adsorbiendo los materiales orgánicos y coloidales de estas aguas.

En base a este proceso se forman precipitados floculantes de sedimentación más rápida (un ejemplo típico de esto, es la adsorción del silicio en el hidróxido de fierro). También suspensiones coloidales tales como DDT, clorobenceno y clorobenceno sulfónico pueden eliminarse por adsorción en carbón activado (el cual puede regenerarse por medio de vapor u otros gases). El principal uso de la propiedad adsorbente del carbón activado es en la decoloración del agua. ⁽¹⁶⁾

1.3.4.5 OSMOSIS INVERSA

Este proceso de tratamiento, consiste en aplicar una presión suficiente a un fluido concentrado para vencer la presión osmótica y así, forzar a pasar el agua a través de una membrana semipermeable y de esta forma separar los sólidos disueltos del agua residual en la que estaba originalmente.

Este método ha dado buenos resultados en la separación de iones tóxicos de los residuos procedentes de la electrodeposición. Las membranas de acetato de celulosa han incrementado el rendimiento del proceso.⁽¹⁶⁾

1.3.4.6 ELECTRODIALISIS

Este proceso es comúnmente usado, para la eliminación de sólidos inorgánicos disueltos; consiste en la separación de solutos a causa de su distinta difusión a través de membranas.

Actualmente son empleadas principalmente membranas de nitrato de celulosa y celofán; además se han introducido últimamente membranas resistentes a los ácidos, por lo que este proceso ha sido utilizado también para la recuperación de ácido sulfúrico en la industria del cobre, acero inoxidable y otras.

La electrodiálisis, en términos concretos, resulta lo mismo que la diálisis, pero con la aplicación de la electricidad, se aumenta la fuerza de difusión. La electrodiálisis es una operación unitaria industrial cuya aplicación data desde 1915, se ha empleado para separar los minerales de las mezclas y el agua. Este proceso resulta eficaz para la recuperación del ácido nítrico y HF (de los líquidos de decapado de acero inoxidable y los líquidos procedentes del pulpado de mezclas orgánicas).⁽¹⁶⁾

1.3.4.7 DESINFECCION

Este proceso del tratamiento terciario es sumamente usado cuando a las aguas se les da un uso determinado (como en el caso de abastecimientos públicos); los agentes más comunes de esterilización y desinfección son:

a) Cloro. Se diluye en las aguas en forma de gas o como hipoclorito, se puede agregar directo o en forma de solución acuosa (esta forma es más común); para grandes cantidades de agua se agrega el cloro en forma gaseosa y para pequeñas cantidades de agua en polvo de hipoclorito de calcio. Cuando los sistemas de recepción son abiertos (es decir, cuando reciben la luz del sol) se usa en forma de cloraminas. La cloración resulta ser el proceso de tratamiento más usado de todos, incluyendo la sedimentación.

b) Ozono. Resulta ser un buen esterilizante. Se produce al hacer pasar una descarga eléctrica a través de aire seco.

c) Bromo. Es buen desinfectante, pero presenta el problema de que es difícil de dosificar.

d) Rayos ultravioleta. Para que se obtengan resultados aceptables, se requieren aguas de suficiente transparencia.

e) Yoduro de plata. Es muy buen esterilizante, pero resulta ser muy caro. ⁽¹⁶⁾

1.3.4.8 FILTRACION

La filtración se utiliza para eliminar los sólidos que pueden haber sido arrastrados a la salida del sedimentor secundario, además de sus aplicaciones en tratamientos especiales. Como medio de filtración se puede emplear arena, grava, antracita, otro material adecuado, o una combinación de ellos. ⁽¹²⁾

1.3.4.9 REMOCION DE NUTRIENTES

Los vertidos con grandes cantidades de productos orgánicos nitrogenados pueden causar problemas por su alta demanda de oxígeno en el tratamiento, usualmente biológico. Para evitar el vertido de nitratos, el tratamiento biológico se completa en una zona anóxica, sin oxígeno, donde tiene lugar la desnitrificación que libera nitrógeno gaseoso.

Otros compuestos que pueden perjudicar el cause receptor del vertido son los fosfatos, por su influencia decisiva en el crecimiento de las algas. La eliminación de fosfatos se realiza por precipitación química, usando iones metálicos polivalentes, calcio, fierro o aluminio y un pH específico para cada ion. ⁽¹²⁾

1.3.4.10 OTROS

Además de los procesos de tratamiento ya mencionados, existen otros que también son empleados; así el proceso de reacciones, son agentes secuestrantes (consiste en el secuestro de impurezas, mediante la formación de complejos solubles) se llega a desarrollar en algunos lugares. Las desemulsificaciones (consiste en una ruptura de emulsiones por acidulación) también son empleadas. El proceso de exclusión de iones (permite la separación entre materiales iónico-no iónico, tal como NaCl-Alcohol, etc.). El proceso de retención de iones (desarrollo de una resina, cuyas partículas tiene puntos de intercambio tanto aniónicos como catiónicos), etc. En resumidas cuentas, la mayoría de procesos de tratamiento terciario resultan ser un poco más sofisticados que los procesos de tratamiento de las otras etapas. ⁽¹⁶⁾

1.4 NORMATIVIDAD

Las normas de calidad de las aguas están corrientemente basadas en uno o dos criterios: la calidad de las aguas superficiales o normas de limitación de vertidos. Las normas de calidad de aguas de los receptores, aguas abajo el punto de descarga, mientras que las

normas de limitación de vertidos, establecen la calidad de las aguas residuales en su mismo punto de vertido.

Una desventaja de las normas de limitación de vertidos es que no establece controles sobre el total de aguas contaminantes vertidas en los receptores, por ejemplo, una gran industria, aunque lleve a cabo el mismo tratamiento que una pequeña, puede causar mucho mayor contaminación del receptor.

Sin embargo, las normas de limitación de vertidos son mucho más fáciles de controlar que las de calidad de cauces receptores que requieren de un análisis detallado de dichos causes.

Las normas de calidad seleccionadas dependen de los usos del agua; algunas de estas incluyen los siguientes parámetros:

Tabla 1.2 Parámetros que incluyen las normas de vertidos de aguas. ⁽¹⁴⁾

Parámetro	Unidad	Rango	Concepto
Oxígeno Disuelto (OD).	mg/l	1.0 - 9.2	Cantidad de oxígeno necesario para que sobrevivan el reino animal.
pH	-	6.0 – 9.0	La concentración del ion hidrógeno es un parámetro de calidad para la existencia de la vida biológica, siendo difícil de tratar con pH.
Color	-	2 unidades de color	Básicamente se tienen dos clasificaciones. Gris cuando el agua residual es fresca y negra cuando el oxígeno disuelto vale cero.
Turbidez	mg/l	50	Debida a la presencia de sólidos suspendidos que están dispersos en ella provocando una reducción en su transparencia. Su medición indica su grado de opacidad o dispersión de luz a causa de los sólidos suspendidos.
Dureza	mg/l	60 – 120	Se determina por el contenido de sales de calcio y magnesio.
Contenido Total de Sólidos.	mg/l	-	Se considera a la más importante de las características físicas al contenido total de sólidos, el cual incluye: material flotante, material en suspensión, material coloidal y material en solución.
Sólidos Disueltos Totales (SDT)	mg/l	5000	Son los sólidos que no se sedimentan encontrándose en el agua en estado iónico o molecular.
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	mg/l	50 – 200	Estos sólidos aumentan los problemas de sedimentación y putrefacción. Su medición sirve como guía para controlar las operaciones de los procesos y la eliminación final de los desechos.
Sólidos en Suspensión (SS)	mg/l	125	Son aquellos sólidos que pueden ser sedimentables que por su peso pueden sedimentar fácilmente en un periodo de tiempo (1 – 2 horas en un cono imhoff).

Tabla 1.2 Parámetros que incluyen las normas de vertidos de aguas. ⁽¹⁴⁾			
Parámetro	Unidad	Rango	Concepto
Concentración de Productos Tóxicos	mg/l	-	La presencia de materiales tóxicos en la muestra de agua residual puede tener efectos de tipo biotóxico o bioestático inoculo, por lo que se hace necesario predeterminar el valor de dilución en el cual los rendimientos del DBO son consistentes.
Olor	-	-	Puede ser tóxico para la vida humana y acuática; Estética.
Temperatura	°C	Debajo de 40°C	Esta afecta, cuando es elevada, a la vida acuática, el oxígeno es menos soluble, aumenta la velocidad de reacciones bioquímicas.
Grasas y aceites	mg/l	100	Productos sólidos y líquidos que con el agua forman emulsiones y suelen ser incoloras e insípidas.
Conductividad	US/cm	8000	Índice para medir la concentración de electrolitos.
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/l	200 – 300	Medida de la cantidad de oxígeno disuelto que se consume durante la oxidación química del agua residual con dicromato de potasio.
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)	mg/l	50 – 200	Medida de la cantidad de oxígeno disuelto que se consume por los microorganismos como resultado de la descomposición de componentes orgánicos desagradables.
Demanda Total de Oxígeno (DTO)	-	-	Mide la demanda de oxígeno necesario para oxidar sustancias orgánicas e inorgánicas, obteniéndose óxidos estables a diferentes eficiencias de reacción.
Coliformes Totales	NMP/100 ml	-	Es cuando se indica que hay patógenos y la ausencia indica que el agua está libre de productores de enfermedades.
Sustancias Activas al Azul de Metileno	mg/l	60	
Alcalinidad Total	mg CaCO ₃ /l	-	Se determina con la presencia de bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos o bien en función de cantidades equivalentes de CaCO ₃ .
Acidez Total	mg CaCO ₃ /l	-	Señala la presencia de HCl y H ₂ SO ₄ . También se debe a la hidrólisis de ciertos cationes disueltos.
Fosfatos PO ₄	mg/l	5	Se presentan como ortofosfatos PO ₃ , PO ₄ , HPO ₄ y H ₃ PO ₄ , polifosfatos y fosfato orgánico.
Nitrógeno Total	mg/l	1.0 – 10	Se presenta en NH ₃ , NH ₄ OH, NO ₂ , NO ₃ y nitrógeno orgánico.
Fenoles	mg/l	10	Compuestos orgánicos como uno o varios grupos hidróxidos (OH), se unen directamente al núcleo de benceno según el número de OH, se distinguen fenoles mono, di o trivalentes.
Cromo Hexavalente	mg/l	1.00	Este elemento es de interés ya que es contaminante en las calderas y se precipita como hidróxido.

Tabla 1.2 Parámetros que incluyen las normas de vertidos de aguas. ⁽¹⁴⁾			
Parámetro	Unidad	Rango	Concepto
Plomo	mg/l	2.0	Material tóxico para los seres humanos y su efecto es acumulativo.
Carbón Orgánico Total (COT)	-	-	Este método se emplea para medir el nivel de contaminación de corrientes de agua residual, sus pruebas incluyen la oxidación de material orgánico a dióxido de carbono y agua y con una posterior titulación del gas generador atrapado en una solución cáustica estándar.

La preservación de la calidad y cantidad del agua de nuestros ríos y cuencas naturales, requiere de un uso racional del recurso y de un control de las descargas de aguas residuales, para lo cual la Comisión Nacional del Agua, por Ley es el organismo responsable de la misma. ⁽¹⁴⁾

1.4.1 NORMAS Y REGLAMENTOS

La reglamentación y control ambiental en México, en cuestión de aguas residuales en la actualidad ha sido abordado por diferentes sectores de la administración pública.

Las normas y reglamentos que aplican actualmente en cuestión de prevención y control de la contaminación del agua son principalmente las siguientes:

- 1.- Ley General de Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente.
- 2.- Ley de Aguas Nacionales. Título Cuarto: Derecho de uso o aprovechamiento de aguas nacionales. Título Séptimo: Prevención y control de la contaminación de las aguas, publicando por la Comisión Nacional del Agua.
- 3.- Ley Federal de Derechos en Materia de Agua.
- 4.- Reglamento de la Ley de Aguas Nacionales. ⁽¹⁴⁾
- 5.- Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. ⁽⁴⁾
- 6.- Norma Oficial Mexicana NOM-002-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal. ⁽⁵⁾
- 7.- Norma Oficial Mexicana de Control de Calidad del Agua NOM-CCA-022-ECOL-93, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las

descargas de aguas residuales a cuerpos receptores provenientes de la industria de matanza de animales y empacados cárnicos.⁽⁷⁾

8.- Norma Oficial Mexicana de Control de Calidad del Agua NOM-031-ECOL-93, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales provenientes de la industria, actividades agroindustriales, de servicios y el tratamiento de aguas residuales a los sistemas de drenaje y alcantarillado urbano o municipal.⁽⁶⁾

Capítulo 2

Fundamento teórico

2 SEDIMENTACION, COAGULACION, ASENTAMIENTO Y FILTRACION

Para eliminar materia orgánica, color y turbidez del agua, se emplean los siguientes procedimientos: (1) sedimentación, (2) coagulación, (3) asentamiento y, (4) filtración.

Generalmente los procesos se entrelazan como sigue: coagulación + asentamiento, coagulación + filtración, coagulación + asentamiento + filtración y sedimentación + coagulación + asentamiento + filtración. ⁽⁸⁾

2.1 SEDIMENTACION

La sedimentación consiste en la separación, por la acción de la gravedad, de las partículas suspendidas cuyo peso específico es mayor que el del agua. Es una de las operaciones unitarias más utilizadas en el tratamiento de las aguas residuales. Los términos sedimentación y decantación se utilizan indistintamente.

Esta operación se emplea para la eliminación de arenas del agua, de la materia en suspensión en flóculo biológico, en los decantadores secundarios, en los procesos de fango activado, tanques de decantación primaria, de los flóculos químicos cuando se emplea la coagulación química, y para la concentración de sólidos en los espesadores de fango. En la mayoría de los casos, el objetivo principal es la obtención de un efluente clarificado, pero también es necesario producir un fango cuya concentración de sólidos permita su fácil tratamiento y manejo. En el proyecto de tanques de sedimentación, es preciso prestar atención tanto a la obtención de un efluente clarificado como a la producción de un fango concentrado. ⁽¹³⁾

Muchas aguas industriales de desecho contienen sólidos sedimentales de tipo orgánico e inorgánico, que deben separarse antes de la descarga final. Estos sólidos se eliminan siguiendo el mismo proceso y se emplean depósitos de sedimentación similares. Generalmente los periodos de retención son mucho más breves que para aguas crudas, excediendo rara vez de dos o tres horas. Cuando los sólidos son de tipo orgánico, los periodos de retención prolongados pueden ser perjudiciales ya que se propicia la acción bacteriana. Esto puede dar como resultado la generación de condiciones anaeróbicas y de olores. Si se desprende una cantidad considerable de gas, el lodo sedimentado tenderá a flotar, nulificando la operación. ⁽¹⁾

2.1.1 DESCRIPCION.

En función de la concentración y de la tendencia a la interacción de las partículas, se pueden producir cuatro tipos de sedimentación: discreta, floculenta, retardada (también llamada zonal), y por compresión. Estos tipos de sedimentación se describen en la Tabla 2.1 Es frecuente que, durante el proceso de sedimentación, ésta se produzca por diferentes mecanismos en cada fase, y también es posible que los cuatro mecanismos de sedimentación se lleven a cabo simultáneamente.

Tabla 2.1 Tipos de sedimentación que intervienen en el tratamiento del agua residual. ⁽¹³⁾		
Tipo de fenómeno de sedimentación	Descripción	Aplicación/Situaciones en que se presenta
De partículas discretas (Tipo 1)	Se refiere a la sedimentación de partículas en una suspensión con baja concentración de sólidos. Las partículas sedimentan como entidades individuales y no existe interacción sustancial con las partículas vecinas.	Eliminación de las arenas del agua residual.
Floculenta (Tipo 2)	Se refiere a una suspensión bastante diluida de partículas que se agregan, o floculan, durante el proceso de sedimentación. Al unirse, las partículas aumentan de masa y sedimentan a mayor velocidad.	Eliminación de una fracción de los sólidos en suspensión del agua residual bruta en los tanques de sedimentación primaria y en la zona superior de los decantadores secundarios. También elimina los flóculos químicos de los tanques de sedimentación.
Retardada, también llamada zonal (Tipo 3)	Se refiere a una suspensión de concentración intermedia, en la que las fuerzas entre partículas son suficientes para entorpecer la sedimentación de las partículas vecinas. Las partículas tienden a permanecer en posiciones relativas fijas y la masa de partículas sedimenta como una unidad. Se desarrolla una interface sólido-líquido en la parte superior de la masa que sedimenta.	Se presenta en los tanques de sedimentación secundaria, empleados en las instalaciones de tratamiento biológico.
Compresión (Tipo 4)	Se refiere a la sedimentación en la que las partículas están concentradas de tal manera que se forma una estructura, y la sedimentación sólo puede tener lugar como consecuencia de la compresión de esta estructura. La compresión se produce por el peso de las partículas, que se van añadiendo constantemente a la estructura por sedimentación desde el líquido sobrenadante.	Generalmente, se produce en las capas inferiores de una masa de fango de gran espesor, tal como ocurre en el fondo de los decantadores secundarios profundos y en las instalaciones de espesamiento de fangos.

Dada la importancia de la sedimentación en el tratamiento de las aguas residuales, el estudio de cada uno de los mecanismos de sedimentación se abordará por separado. ⁽¹³⁾

2.1.2 ANALISIS DE LA SEDIMENTACION DISCRETA (TIPO 1)

La sedimentación de partículas discretas no floculantes puede analizarse mediante las leyes clásicas formuladas por Newton y Stokes. La Ley de Newton proporciona la velocidad final de una partícula como resultado de igualar el peso efectivo de la partícula a la resistencia por rozamiento o fuerza de arrastre. El peso efectivo viene dado por:

$$\text{Fuerza gravitatoria} = (p_s - p)gV \quad (2.1)$$

donde: p_s = densidad de la partícula, $[\text{g}/\text{cm}^3]$.

p = densidad del fluido, $[\text{g}/\text{cm}^3]$.

g = aceleración de la gravedad, $[\text{cm}/\text{s}^2]$.

V = Volumen de la partícula, $[\text{cm}^3]$.

La fuerza de arrastre por unidad de área depende de la velocidad de la partícula, de la densidad y la viscosidad del fluido, y del diámetro de la partícula. El coeficiente de arrastre C_D (adimensional), viene definido por la ecuación:

$$\text{Fuerza de arrastre por fricción} = (C_D A \rho v^2)/2 \quad (2.2)$$

donde: C_D = coeficiente de arrastre.

A = área transversal al flujo o área de la proyección de la partícula sobre el plano normal a v , $[\text{cm}^2]$.

v = velocidad de la partícula, $[\text{cm}/\text{s}]$.

Para el caso de partículas esféricas, igualando la fuerza de arrastre al peso específico de la partícula se obtiene la Ley de Newton:

$$V_c = \{[4(p_s - p)d]/(3C_D p)\}^{1/2} \quad (2.3)$$

Donde: V_c = velocidad final de las partículas, $[\text{cm}/\text{s}]$.

d = diámetro de la partícula, $[\text{cm}]$.

El coeficiente de arrastre adopta diversos valores en función de que el régimen de movimiento al rededor de la partícula sea laminar o turbulento. En la Fig. 2.1 se indican los diferentes valores del coeficiente de arrastre en función del número de Reynolds. A pesar de que la forma de las partículas afecta al valor del coeficiente, la curva correspondiente a partículas esféricas se puede aproximar con la siguiente expresión (lím. superior, $N_R = 10^4$):

$$C_D = (24/N_R) + [3/(N_R)^{1/2}] + 0.34 \quad (2.4)$$

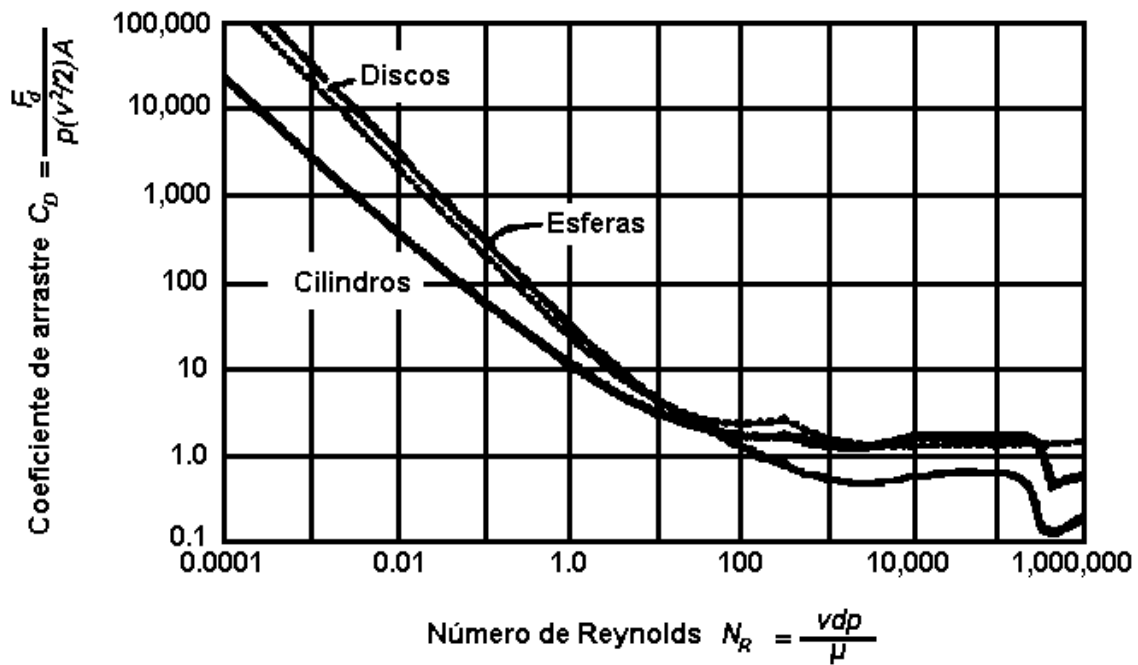


Figura 2.1 Coeficientes de arrastre para esferas, cilindros y discos. ⁽¹³⁾

Para valores del número de Reynolds inferiores a 0.3 predomina el primer término de la Ecuación (2.4). Al sustituir este término del arrastre en la Ecuación (2.3), se obtiene la Ley de Stokes:

$$V_c = [g (p_s - p) d^2] / 18\mu \quad (2.5)$$

En condiciones de flujo laminar, Stokes determinó que la fuerza de arrastre tomaba el valor:

$$F_d = 3\pi\mu v d \quad (2.6)$$

Igualando esta fuerza al peso específico de la partícula, se obtiene nuevamente la Ecuación (2.5).

En el proyecto de tanques de sedimentación, el procedimiento normal es seleccionar una partícula con una velocidad vertical final V_c y diseñar el tanque de modo que queden eliminadas todas aquellas partículas cuya velocidad vertical final sea igual o superior a V_c . Entonces, la producción de agua clarificada por unidad de tiempo es:

$$Q = AV_c \quad (2.7)$$

donde A es el área de la superficie del tanque de sedimentación. La Ecuación (2.7) proporciona la siguiente expresión:

$$V_c = Q/A = \text{carga de superficie, m}^3/\text{m}^2 \text{ d}$$

que demuestra que la carga de superficie, parámetro habitual de diseño, es equivalente a la velocidad de sedimentación. La Ecuación (2.7) también nos indica, para el caso de sedimentación Tipo 1, que la capacidad de producción de agua clarificada es independiente de la profundidad del tanque.

En el caso de sedimentación a caudal continuo, la longitud del tanque y el tiempo que permanece en él un volumen unitario de agua (tiempo de retención) deben ser tales que permitan el depósito en el fondo del tanque de todas aquellas partículas cuya velocidad de sedimentación sea V_c . La velocidad de sedimentación de proyecto, el tiempo de retención y la profundidad del tanque se relacionan mediante la siguiente expresión:

$$V_c = \text{Profundidad/Tiempo de detención} \quad (2.8)$$

En la práctica se deben adoptar ciertos factores de proyecto, para incluir el efecto de la turbulencia en la entrada y en la salida del tanque, de la formación de cortocircuitos, de las acumulaciones de fango, y de los gradientes de velocidad causados por los equipos de evacuación de los fangos.⁽¹³⁾

2.1.3 ANALISIS DE LA SEDIMENTACION FLOCULENTA (TIPO 2)

En soluciones relativamente diluidas, las partículas no se comportan como partículas discretas, sino que tienden a agregarse unas a otras durante el proceso de sedimentación. Conforme se produce la coalescencia o floculación, la masa de partículas va aumentando, y se deposita a mayor velocidad. La medida en que se desarrolle el fenómeno de floculación depende de la posibilidad de contacto entre las diferentes partículas, que a su vez es función de la carga de superficie, de la profundidad del tanque, del gradiente de velocidad del sistema, de la concentración de partículas y de los tamaños de las mismas. El efecto de estas variables sobre el proceso sólo se puede determinar mediante ensayos de sedimentación.

Para determinar las características de sedimentación de una suspensión de partículas floculentas se puede emplear una columna de sedimentación. El diámetro de la misma puede ser cualquiera, pero su altura deberá ser la misma que la del tanque de sedimentación de que se trate. Se han obtenido buenos resultados empleando un tubo de plástico de 15 cm de diámetro por unos 3 m de altura. Los orificios de muestreo deben colocarse cada 0.5 m. La solución con materia en suspensión se introduce en la columna de modo a que se produzca una distribución uniforme de tamaños de las partículas en toda la profundidad del tubo.

También es necesario cuidar de que la temperatura se mantenga uniforme durante el ensayo, con objeto de evitar la presencia de corrientes de convección. La sedimentación debe tener lugar en condiciones de reposo. La retirada de muestras, y su posterior análisis para conocer el contenido total de sólidos, se realiza a diferentes intervalos de tiempo. Para

cada muestra analizada se calcula el porcentaje de eliminación, y los resultados se representan en una gráfica en función de la profundidad y el tiempo en que se ha tomado la muestra, siguiendo un sistema análogo al de la representación de cotas en un plano topográfico. Una vez dibujados los puntos, se trazan las curvas que pasan por los puntos de idéntico porcentaje de eliminación. En la Fig. 2.2 se ilustran una columna de sedimentación y los resultados obtenidos en un ensayo de sedimentación. En la figura se muestran las curvas de resultados, pero no aparecen los puntos empleados para la obtención de las mismas.

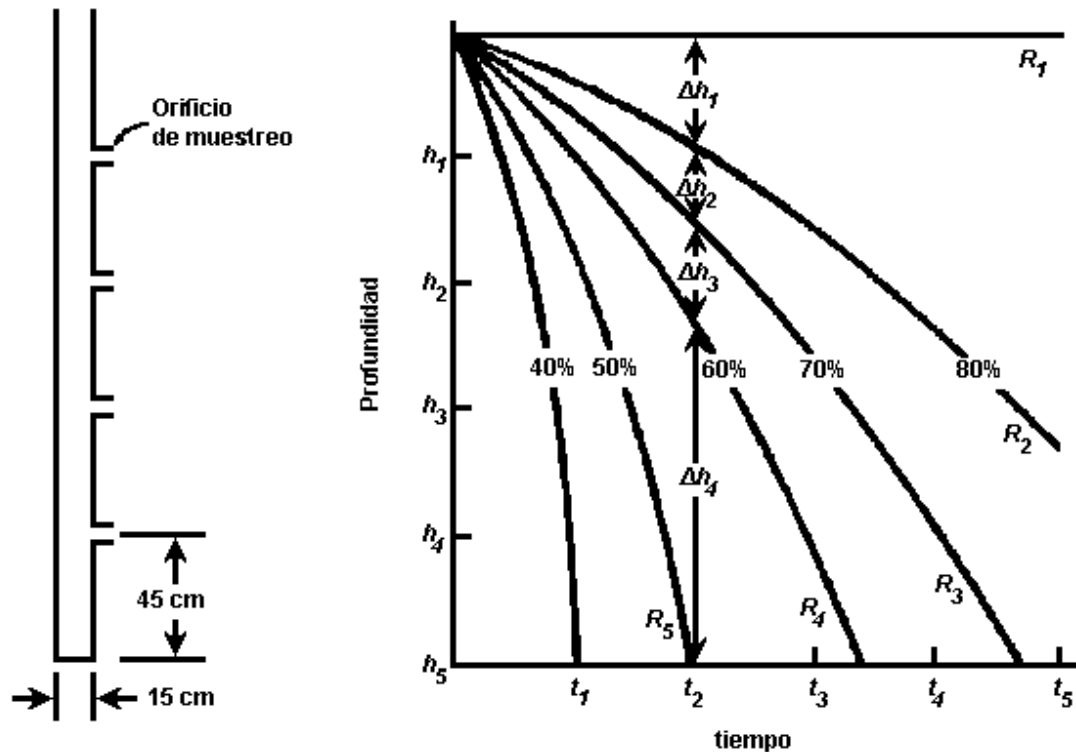


Figura 2.2 Columna de sedimentación y curvas de igual eliminación porcentual para partículas floculentas. ⁽¹³⁾

Para tener en cuenta el hecho de que las condiciones en las que se desarrolla el fenómeno en la realidad no son las óptimas, la velocidad de sedimentación de proyecto, o carga de superficie adoptada en la realidad, se determina multiplicando los valores teóricos de los ensayos por un factor que oscila entre 0.65 y 0.85, mientras que los tiempos de retención se aumentan multiplicándolos por un factor variable entre 1.25 y 1.50. ⁽¹³⁾

2.1.4 ANALISIS DE LA SEDIMENTACION ZONAL O RETARDADA (TIPO 3)

En los sistemas que contienen elevadas concentraciones de sólidos en suspensión, además de la sedimentación libre o discreta y de la sedimentación floculenta, también suelen darse

otras formas de sedimentación, como la sedimentación zonal (Tipo 3) y la sedimentación por compresión (Tipo 4). El fenómeno de sedimentación que ocurre cuando se introduce en un cilindro graduado en una suspensión concentrada, con concentración inicialmente uniforme, se esquematiza en la Fig. 2.3.

Debido a la alta concentración de partículas, el líquido tiende a ascender por los intersticios existentes entre aquellas. Como consecuencia de ello, las partículas que entran en contacto tienden a sedimentar en zonas o capas, manteniendo entre ellas las mismas posiciones relativas. Este fenómeno se conoce como sedimentación retardada. Conforme van sedimentando las partículas, se produce una zona de agua relativamente clara por encima de la región de sedimentación.

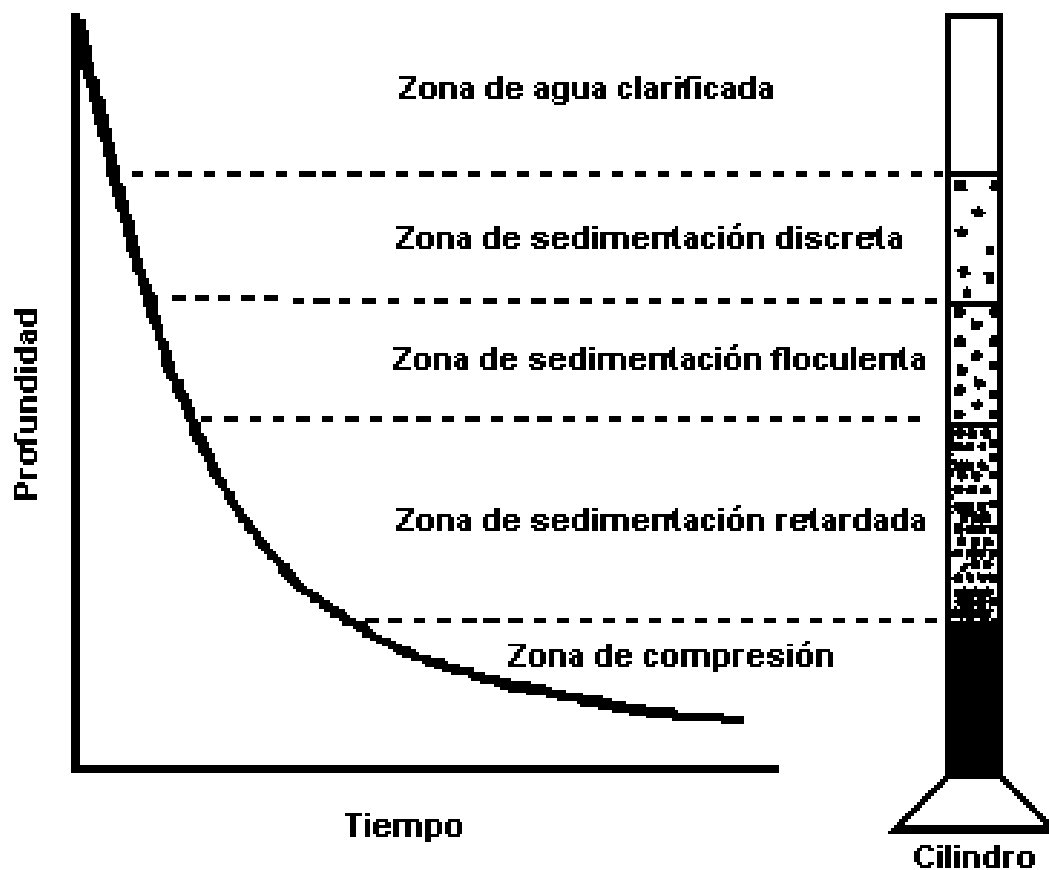


Figura 2.3 Esquema de las zonas de sedimentación para un fango activado. ⁽¹³⁾

Las partículas dispersas, relativamente ligeras, que permanecen en esta región sedimentarán como partículas discretas o floculadas, tal como se ha descrito en apartados anteriores. En la mayoría de los casos, se presenta una interfase bien diferenciada entre la zona de

sedimentación discreta y la región de sedimentación retardada, como se puede apreciar en la Fig. 2.3. La velocidad de sedimentación de la zona de sedimentación retardada es función de la concentración de sólidos y de sus características.

A medida que avanza el proceso de sedimentación, comienza a formarse en el fondo del cilindro una capa de partículas comprimidas, en la zona de sedimentación por comprensión. Aparentemente, las partículas de esta región forman una estructura en la que existe contacto entre ellas. Al formarse la región o capa de comprensión, las capas en las que las concentraciones de sólidos son, sucesivamente, menores que en la zona de comprensión tienden a ascender por el tubo. Por lo tanto, de hecho, la zona de sedimentación zonal o retardada presenta una graduación de concentraciones de sólidos comprendida entre la zona de comprensión y la de sedimentación. Según Dick y Ewing, las fuerzas de interacción física entre las partículas, especialmente intensas en la zona de comprensión, disminuyen con la altura, pudiendo existir, en alguna medida, en la zona de sedimentación retardada.

Generalmente, debido a la variabilidad de los resultados obtenidos, la determinación de las características de sedimentabilidad de las suspensiones en las que la sedimentación zonal y la sedimentación por comprensión desempeñan un papel importante suele realizarse mediante ensayos de sedimentación. Basándose en los datos deducidos a partir de ensayos en columnas de sedimentación, el área necesaria para las instalaciones de sedimentación y espesado de fangos puede determinarse empleando dos técnicas diferentes. En el primer método, se emplean los datos obtenidos en un ensayo de sedimentación simple (batch), mientras que, en el segundo, conocido como el método de flujo de sólidos, se emplean datos procedentes de una serie de ensayos de sedimentación realizados con diferentes concentraciones de sólidos. ⁽¹³⁾

2.1.5 ANALISIS DE LA SEDIMENTACION POR COMPRESION (TIPO 4)

El volumen necesario para el fango de la región de comprensión también suele determinarse mediante ensayos de sedimentación. Se ha comprobado que la velocidad de sedimentación en esta región es proporcional a la diferencia entre la altura de la capa de fango en el tiempo t y la altura del fango transcurrido un periodo de tiempo prolongado. Este fenómeno puede expresarse mediante la siguiente Ecuación:

$$H_t - H_o = (H_2 - H_o)e^{-i(t - t_2)} \quad (2.9)$$

donde: H_t = altura del fango en el tiempo t , [cm].

H_o = altura del fango tras un prolongado periodo de tiempo, p.e. 24 horas, [cm].

H_2 = altura del fango en el tiempo t_2 , [cm].

i = constante para una suspensión dada.

Se ha observado que la agitación sirve para compactar el fango en la región de comprensión, al promover la rotura de los flóculos y la circulación del agua. Los equipos de los tanques de sedimentación incluyen rascadores de fondo para transportar el fango y conseguir una

mayor compactación. Dick y Ewing encontraron que la agitación también favorece una mejor sedimentación en la región de sedimentación zonal. Por todo ello, puede ser conveniente incluir el estudio de la influencia de la agitación como parte esencial de los ensayos de sedimentación, máxime si sus resultados van a ser empleados para determinar las superficies y volúmenes de las instalaciones de sedimentación. ⁽¹³⁾

2.2 FLOCULACION

El propósito de la floculación del agua residual es formar agregados o flóculos a partir de la materia finamente dividida. A pesar de que, normalmente, no se suele incluir en las instalaciones típicas de tratamiento, vale la pena tener en cuenta el uso de la floculación del agua residual por agitación mecánica o con aire cuando los objetivos sean:

- 1.- Aumentar la eliminación de los sólidos en suspensión y de la DBO en las instalaciones de decantación primaria.
- 2.- Acondicionar el agua residual que contenga vertidos industriales, y
- 3.- Mejorar la eficiencia de los decantadores secundarios, especialmente cuando se trata del proceso de fangos activados.

Cuando se utiliza, la floculación se puede llevar a cabo:

- 1.- En tanques independientes o tanques especialmente proyectados para tal fin.
- 2.- En instalaciones en línea tales como los conductos y tuberías que conectan entre sí las unidades de tratamiento, y
- 3.- En tanques que combinan en una sola unidad las operaciones de floculación y la decantación.

Las paletas para la agitación mecánica deben tener mecanismos de transmisión de velocidad variable que permitan el ajuste de la velocidad de la parte superior de la paleta por reducción de la misma hasta un 30% del valor máximo. Análogamente, cuando se emplea la floculación por aire, el sistema de suministro de aire se debe poder ajustar de modo que el nivel energético de floculación se pueda variar a lo largo del tanque. Tanto en los sistemas de floculación mecánica como en los de floculación por aire, es práctica común efectuar una disminución gradual de la energía de la energía aplicada a lo largo del tanque, de modo que los flóculos formados inicialmente no sufran rotura en su salida de las instalaciones de floculación (tanto si son independientes como en línea).

Casi todas las aguas superficiales contienen materia en suspensión y son coloreados. Gran parte de la materia suspendida está formada por partículas demasiado pequeñas que no se sedimentan con rapidez, incluso en aguas tranquilas. La luz que absorben las sustancias orgánicas y minerales disueltas y suspendidas origina el color. El uso de un coagulante

químico, por ejemplo, alumbre, sulfato ferroso o férrico, o aluminato de sodio, puede hacer que los materiales suspendidos de tipo coloidal o finamente divididos se reúnen en partículas mayores denominadas coágulos o grumos, que se asientan con rapidez. Los coagulantes forman un precipitado floculento que tiene una enorme área de superficie por unidad de volumen. En este precipitado la materia suspendida y coloidal del agua se separa gracias a los fenómenos de atracción electrofísica, adsorción, absorción y aglutinación física. Por ejemplo, el sulfato de aluminio, reacciona con los iones, oxhidrilo del agua para formar hidróxilos, de aluminio complejos que son relativamente insolubles a un pH de 6.0 a 8.0. Con ayuda de una agitación suave adecuada, las partículas del hidróxido de aluminio precipitadas se aglutinan formando grumos visibles que se sedimentan por gravedad. La simultánea formación, aglomeración, absorción e incluso de material suspendido dentro del flóculo o grumo, constituyen el proceso fisicoquímico de la coagulación.

Cada coagulante trabaja a un pH determinando en el que es más efectivo. La adición del coagulante casi siempre provoca una variación en el pH de la solución en el momento en el que se produce el precipitado. Los coagulantes ácidos, tales como los sulfatos de aluminio, ferroso y férricos, se precipitan como compuestos básicos y reducen el pH del agua. Cuando la alcalinidad natural del agua no es suficiente para mantener el pH mínimo requerido después de la coagulación, es necesario agregar cal o sosa. El valor óptimo para la coagulación con sulfato de aluminio varía entre un pH de 5.5 y 7.0, existe la tendencia de que parte del alumbre quede sin precipitar y en el agua final filtrada se conservará una pequeña cantidad de aluminio residual. Cuando el pH del agua cruda es mayor de 7.2, la cantidad del coagulante necesario para reducirlo al nivel óptimo, puede ser demasiado grande para que sea económicamente práctico, sobre todo si el pH de coagulación del agua es de 6.3 a 6.4. Por lo tanto, para reducir el pH a un nivel adecuado para la coagulación se agrega ácido sulfúrico antes o junto con el sulfato de aluminio. El ácido sulfúrico reduce el pH con mayor rapidez y a menor costo que el coagulante.

El sulfato férrico es un coagulante efectivo a niveles de pH de 5.5 a 10.0. Tiene una reacción ácida y reduce la alcalinidad del agua. Aunque el sulfato ferroso es eficaz en un intervalo muy amplio, casi siempre se emplea entre un pH de 5.5 a 10.0. Para realizar la coagulación, además de que el medio debe ser alcalino, también debe contarse con un agente oxidante para convertir el hierro ferroso al estado férrico. Por lo general, oxígeno disuelto en el agua basta para completar la oxidación; en caso de ser insuficiente, se utiliza algún dispositivo de aereación a fin de incrementar el oxígeno existente. Con mucha frecuencia se utiliza también el cloro para este mismo fin.

Son muchos los factores que afectan la cantidad de coagulante requerido para obtener resultados óptimos. Entre estos se encuentran el tipo y la cantidad de materia suspendida, la temperatura del agua, la velocidad del mezclado y el tiempo de retención. La dosificación del coagulante puede variar de 5 mg/l, para agua con un nivel muy bajo de turbidez y color hasta 100 mg/l., para agua muy turbia. Cuando la turbidez sobrepasa continuamente a 400 y 500 mg/l. casi siempre se permite el preesentamiento, con el objeto de reducir el consumo del coagulante.

Para lograr una coagulación efectiva, es necesario dosificar el compuesto químico coagulante en forma continua y proporcionada; es también esencial controlar el pH en el

nivel óptimo. El floculante puede dosificarse en seco o en solución, dependiendo de la cantidad que se aplique y de las condiciones específicas del caso. Por lo general, hasta 45 kg. por día se dosifican en forma de solución. Cuando se trata de cantidades mayores, se utilizan máquinas que alimentan el producto seco a un tanque de disolución que posteriormente dosifica una solución diluida; si se cuenta con el equipo apropiado, se puede dosificar material en seco directamente al agua.

En primer lugar, el coagulante debe dispersarse perfectamente dentro de la corriente que se va a tratar. Esto se logra mediante una cámara mezcladora de alta velocidad que tenga un tiempo de retención de 0.5 a 1.0 minutos. Después de la dispersión, los finos grumos formados deben aglomerarse y aumentar en volumen, lo que se logra por medio de una agitación leve. Si se usan aspas giratorias dentro de una cámara que proporcione un tiempo de retención de 40 a 60 minutos, se logrará que los grumos alcancen su máximo desarrollo, se asienten con suma rapidez y permitan la separación de un líquido que puede filtrarse. ⁽¹⁾

Con frecuencia, los requisitos de claridad del sobrenadante dictan alguna forma de floculación para retirar las partículas divididas finamente que, de otro modo, permanecerían en el efluente. La floculación se logra, por lo común, por medios mecánicos o químicos; aunque se puede utilizar un campo magnético en ciertas partículas que contengan hierro. La floculación mecánica requiere una circulación suave de las partículas para proporcionar oportunidades de contacto y tiempo de crecimiento para los grupos resultantes. Mientras que este contacto de sólido suele ser suficiente a veces, con frecuencia se necesita la ayuda de un reactivo químico que suele acelerar la reacción de floculación y mejorar materialmente la claridad del efluente final.

Cuando se requiere una acción mecánica para la reacción de floculación, se deberán utilizar equipos estándares de “análisis de matraz”. Los aparatos típicos consisten en cierto número de ejes capaces de impulsarse simultáneamente con velocidades de 20 a 100 rpm, cada uno de ellos equipado con una paleta rectangular plana, de aproximadamente, 1 pulgada de anchura y una longitud equivalente a cerca de la mitad del diámetro de un vaso picudo o recipiente correspondiente. Los recipientes utilizados pueden ser de cualquier tamaño conveniente (de preferencia de 800 y 1000 ml).

En una prueba de matraz, la paleta debe funcionar inicialmente con la velocidad máxima, para lograr una buena suspensión de los sólidos. Se deben agregar los floculantes químicos que se desee en la concentración recomendada de solución y proseguir la agitación a alta velocidad durante de 0.5 a 2.0 minutos para asegurar la dispersión del producto químico por toda la muestra. Al cabo del periodo de mezcla rápida, la velocidad de la paleta se debe reducir a la “rapidez de floculación” y mantenerse a esa velocidad durante diversos periodos de hasta 20 minutos. El tiempo de floculación es muy importante y es preciso verificar cuidadosamente sus efectos. La velocidad de floculación es la que apenas es capaz de evitar que los sólidos suspendidos se asienten en el fondo del vaso, picudo y, no obstante, puede proporcionar el movimiento necesario para que se lleve a cabo la aglomeración. Al final del periodo de floculación, la muestra se debe dejar que se asiente en calma en el vaso picudo de análisis o transferirse a algún otro aparato, según el tipo de análisis que se esté realizado.

Muchas muestras, sobre todo las que contienen demasiados sólidos, para poderse considerar como pulpas diluidas (en general, de más de 1 a 5% de sólidos suspendidos), se flocularán con rapidez (algunos casi en forma instantánea), cuando se traten con el reactivo químico apropiado. No se requiere floculación mecánica y el reactivo químico se agregarán a la muestra después de que haya puesto en un cilindro graduado de 2 litros, como preparación para un análisis de asentamiento. El problema consiste en introducir el reactivo en forma uniforme en toda la muestra, con suficiente mezcla para asegurar la dispersión, pero insuficiente para dividir los grumos que se formen. Mientras que el reactivo químico se puede dispersar en la muestra en un cubilete e introducirse posteriormente en el cilindro de análisis, es difícil efectuar esta transferencia sin provocar una ruptura indebida de los grumos que se hayan formado. Por consiguiente, es preferible agregar el reactivo a la muestra en el vaso graduado para la prueba de asentamiento. El empleo eficiente del reactivo químico requiere que la dosis total se agregue en una sola operación y no en incrementos, revolviendo después de cada adición. Un método adecuado consiste en utilizar una pipeta u otro tubo adecuado, equipado en un extremo de descarga con un tapón de caucho de, cuando menos, la mitad del diámetro del tubo de asentamiento. Cuando se agrega el reactivo químico, mientras se desplazan verticalmente el tubo y el tapón, dentro del tubo de asentamiento, se obtendrá en la muestra una buena dispersión y una agitación adecuada. ⁽¹¹⁾

2.3 ASENTAMIENTO

El término “asentamiento”, se refiere al asentamiento del agua coagulada. Tanto el equipo de coagulación como el de asentamiento, deben estar diseñados de tal manera, que efectúen una buena coagulación con el mínimo de reactivos y que se logre eliminar por asentamiento la casi totalidad de la materia floculada. Estos resultados sólo pueden obtenerse con equipo perfectamente diseñados y sancionado por años de experiencia.

En la práctica moderna, se emplean dosificadores de reactivos, que permiten una cuidadosa dosificación en las sustancias químicas empleadas en el tratamiento del agua. Estos dosificadores pueden ser dosificadores en seco o húmedo, y según el gasto del agua la dosificación puede ser constante o proporcional al flujo. Es completamente fundamental lograr una rápida incorporación y mezcla de los reactivos con el agua, esto se puede lograr por medios mecánicos, son agitadores o utilizando canales con mamparas. El equipo de floculación y asentamiento puede ser del tipo moderno de lecho suspendido o del tipo convencional. ⁽⁸⁾

2.3.1 EQUIPO DE LECHO SUSPENDIDO

Desde su introducción, este equipo se ha popularizado mucho y se ha usado tanto en floculación como en operaciones de ablandamiento por el proceso de cal-soda en frío. En este equipo se pueden efectuar simultáneamente la clarificación y ablandamiento de agua en caso de requerirse así.

La principal diferencia entre este equipo y el de diseño convencional, es que en el primero todo el flujo de agua se filtra a través de un lecho de lodos que se encuentra suspendido, en la parte inferior

del equipo. Este contacto del agua con el floculo previamente formado, permite una completa utilización de la capacidad de adsorción de los floculos; por lo tanto, se logra una reducción apreciable en el consumo de reactivos, se requiere menores tiempos de retención, y así, las plantas son más compactas. Estas instalaciones dan efluentes de una alta calidad.

Estos equipos se construyen en dos tipos: diseño horizontal y diseño vertical. En este tipo de equipo, el agua cruda y el coagulante (además de otros materiales que requiere el tratamiento) fluyen primero hacia abajo a través de un compartimento, cuya sección aumenta de arriba a abajo y está equipada con agitadores mecánicos. A la salida de este primer compartimento, el flujo de agua se invierte y se filtra al pasar a través de un lecho suspendido formado por lodos previamente precipitados en un segundo compartimento cuya sección aumenta del fondo a la parte superior. Este arreglo disminuye la velocidad del agua, de manera que se alcanza un plano donde la velocidad del agua es demasiado pequeña para levantar los floculos formados. En la práctica se ha encontrado que hay una clara división entre estas dos zonas, es decir, entre el lecho suspendido y el agua situada encima de él que llega hasta el derrame.

La superficie o altura de los lodos se mantiene dentro de ciertos límites, eliminando parte de aquellos mediante purgas a medida que se van formando como resultado del tratamiento químico. La purga de los lodos se hace usualmente a través de concentradores de lodos. Estos concentradores son compartimentos que no tienen flujo ascendente de agua, de manera que no hay acción que pueda remover los floculos. La eliminación de los lodos concentrados de estos compartimentos se puede hacer ya sea manual o automática, intermitente o continuo.

El efluente de este tipo de equipo es relativamente claro, aunque no completamente. De aquí que, si se requiere un alto grado de claridad, el efluente se filtra antes de enviarse al servicio. Este es el caso de aguas que se tratan para uso municipal o para algunos otros usos industriales. Muchas aguas industriales de enfriamiento y de proceso no requieren agua clara, por lo que la filtración se omite.

Por otra parte, si el agua se sometiera a otro tratamiento tal como ablandamiento por intercambio catiónico, deionización, etc., debe filtrarse antes de introducirse a este equipo. En las industrias en donde se cuenta con un tratamiento de agua central en el que se reduce la dureza, es práctica común usar este tipo de equipo y filtrar únicamente una parte del efluente para los procesos que demanden una alta claridad en el agua. ⁽⁸⁾

2.3.2 FLOCULADORES Y TANQUES DE ASENTAMIENTO

El equipo típico de floculación, coagulación y asentamiento, consiste de (1) mezclador rápido, (2) una o más cámaras de floculación, (3) uno o más tanques de asentamiento. El objeto del mezclador rápido, como su nombre lo indica, es mezclar el coagulante y otros agentes químicos rápidamente con el agua cruda, mediante un mecanismo rápido. La reacción de los agentes químicos es muy veloz, lo que explica porqué entre más rápido se mezclen las sustancias químicas con el agua, más eficiente es el uso del coagulante. Cuando

se forman, los precipitados gelatinosos se presentan en forma de partículas mucho más pequeñas, distribuidas uniformemente en el agua. Para la formación de partículas grandes, fácilmente asentables, se necesita que las pequeñas se aglomeren. Se ha encontrado que la agitación violenta evita la formación de flóculos grandes y pesados, manteniendo los precipitados en suspensión.

Para formar partículas grandes fácilmente asentables, se usa un movimiento lento, de trayectoria circular. Es importante que una vez que estas partículas de flóculos grandes se han formado, no se sujeten a flujos turbulentos que tienden a romperlos y dispersarlos. Es por esto que los conductos se comunican a los floculadores y los tanques de asentamiento, deben tener suficiente área transversal para evitar turbulencia. Los tanques de asentamiento son de uno solo paso. También se pueden emplear de dos pasos. En este último caso, una pared divide el tanque de asentamiento en dos partes, de manera que el agua, mientras que se asienta, recorre dos veces la distancia que haría en un tanque de un solo paso de la misma longitud. Es también muy importante evitar cortos circuitos tanto como sea posible, ya que el uso de un tanque de asentamiento que tenga dos horas de retención, no necesariamente implica que el agua necesite dos horas para pasar a través de él. De hecho, las medidas del tiempo real que el agua toma para pasar a través de un tanque muchas veces da resultados sorprendentes.

La introducción uniforme en un extremo, y la descarga también uniforme en el extremo opuesto, el empleo de tanques de área transversales no demasiados grandes, ayuda en la eliminación de los cortos circuitos. Si el flujo del agua es demasiado grande y se requiere un tanque de área transversal considerable, es mejor dividirlo longitudinalmente en secciones cuyas áreas tengan tamaño conveniente. De una manera general, los periodos de retención empleados son de 5 a 7½ minutos en el mezclador rápido, de 20 a 45 minutos en el floculador y de 1½ a 2 horas en el tanque de asentamiento. Los flóculos asentados en estos últimos tanques, se eliminan continua o intermitentemente. En los tanques se usa un sistema de baldosas para eliminar los lodos asentados. Estas baldosas se instalan en el fondo de los dos tanques y se conectan válvulas de cierre rápido que se operan a intervalos periódicos para descargar los lodos al drenaje. En otros diseños se emplean frecuentemente rastras que eliminan los lodos continuamente. ⁽⁸⁾

2.4 FILTRACION

A pesar de que la filtración es una de las principales operaciones unitarias empleadas en el tratamiento del agua potable, la filtración de efluentes procedentes de procesos de tratamiento de aguas residuales es una práctica relativamente reciente. Hoy en día, la filtración se emplea, de modo generalizado, para conseguir una mayor eliminación de sólidos en suspensión (incluida la DBO particulada) de los efluentes de los procesos de tratamiento biológicos y químicos, y también se emplea para la eliminación del fósforo precipitado por vía química.

El diseño de los filtros y la valoración de su eficacia debe basarse en: (1) la comprensión de las variables que controlan el proceso, y (2) el conocimiento del mecanismo, o mecanismos,

responsables de la eliminación de materia particulada del agua residual. Por consiguiente, el contenido de esta sección abarca los siguientes temas: (1) descripción de la operación de filtración; (2) clasificación de los sistemas de filtración; (3) variables que gobiernan el proceso; (4) mecanismos de eliminación de las partículas; (5) análisis general de la operación de filtración; (6) análisis de la filtración de aguas residuales y, (7) necesidad de estudios en planta piloto. ⁽¹³⁾

2.4.1 DESCRIPCIÓN DE LA OPERACION DE FILTRACION

La operación completa de filtración consta de dos fases: filtración y lavado o regeneración (comúnmente llamada lavado de contracorriente). Mientras la descripción de los fenómenos que se producen durante la fase de filtración es, prácticamente, idéntica para todos los sistemas de filtración que se emplean para las aguas residuales, la fase de lavado es bastante diferente en función de si el filtro es de funcionamiento continuo o semicontinuo. Tal como expresan sus nombres, en los filtros de funcionamiento semicontinuo la filtración y el lavado son fases que se dan una continuación de la otra, mientras que en los filtros de funcionamiento continuo ambas fases se producen de forma simultánea. ⁽¹³⁾

2.4.1.1 OPERACIONES DE FILTRACION SEMICONTINUAS

La fase de filtración en la que se elimina la materia particulada, se lleva a cabo haciendo circular el agua a través de un lecho granular, con o sin la adición de reactivos químicos. Dentro del estrato granular, la eliminación de los sólidos en suspensión contenidos en el agua residual se realiza mediante un complejo proceso en el que intervienen uno o más mecanismos de separación como el tamizado, interceptación, impacto, sedimentación y adsorción.

El final del ciclo de filtrado (fase de filtración), se alcanza cuando empieza a aumentar el contenido de sólidos en suspensión en el efluente hasta alcanzar un nivel máximo aceptable, o cuando se produce una pérdida de carga prefijada en la circulación a través del lecho filtrante. Idealmente, ambas circunstancias se producen simultáneamente. Una vez que se ha alcanzado cualquiera de estas condiciones, se termina la fase de filtración y se debe lavar el filtro a contracorriente para eliminar la materia (sólidos en suspensión) que se ha acumulado en el seno del lecho granular filtrante. Para ello, se aplica un caudal de agua de lavado suficiente para fluidificar (expandir) el medio filtrante granular y arrastrar el material acumulado en el lecho. Para mejorar y favorecer la operación de lavado del filtro, suele emplearse una combinación de agua y aire. En la mayoría de las plantas de tratamiento de aguas residuales, el agua de lavado, que contiene los sólidos en suspensión que se eliminan en el proceso de filtración, se retorna a las instalaciones de sedimentación primaria o al proceso de tratamiento biológico. ⁽¹³⁾

2.4.1.2 OPERACIONES DE FILTRACION CONTINUA

En los filtros de funcionamiento continuo, como el filtro de puente de translación o el filtro de flujo ascendente, las fases de filtración y de lavado se realizan simultáneamente. Es

importante señalar que al emplear filtros de funcionamiento continuo no existen los conceptos de turbiedad límite del efluente ni pérdida de carga máxima admisible en la circulación a través del lecho filtrante.

En el filtro de puente de translación, el agua residual inunda el lecho filtrante, fluye a través del medio por gravedad, y sale del filtro a través de unos orificios de salida del efluente situados por debajo de cada celda de filtración. Durante el ciclo de lavado a contracorriente, el puente y los equipos incorporados a él se desplazan lentamente por encima del lecho filtrante, aislando y lavando cada una de las celdas de manera consecutiva, sin detener el proceso de filtración. La bomba de lavado a contracorriente, situada en el canal que recoge el efluente de las celdas de filtración, bombea agua filtrada y la introduce a precisión por las conducciones de salida de cada una de las celdas para conseguir el lavado a contracorriente. La bomba de agua de lavado, situada en el puente móvil, extrae el agua con materia en suspensión producto del lavado de las celdas y la transfiere a la salida del agua de lavado. Este funcionamiento permite ir lavando, una a una, todas las celdas sin que ello afecte al funcionamiento de las demás celdas de filtración.

En el filtro de flujo ascendente el líquido que hay que filtrar en dirección ascendente a través del lecho filtrante, al tiempo que la arena, que se mueve a contracorriente, se va limpiando de forma continua. La arena se bombea desde el fondo del filtro, por una tubería central, mediante un air-lift hasta un dispositivo de lavado situado en la parte superior del filtro. Durante el bombeo de la arena, la materia acumulada en los granos individuales se elimina por abrasión (contacto entre granos de arena) y por acción de las fuerzas de viscosidad del flujo. La materia eliminada de la arena se evacua por un vertedero situado en el dispositivo de limpieza de la misma. También se contribuye al lavado de la arena al hacerla circular por un canal de zigzag, situado en la parte inferior del dispositivo de lavado, antes de reincorporar la arena al lecho filtrante. El flujo ascendente de efluente filtrado a través del limpiador de arenas se produce como consecuencia de que el nivel del agua efluente es más alto que el nivel de agua en el dispositivo de limpieza.⁽¹³⁾

2.4.2 CLASIFICACION DE LOS SISTEMAS DE FILTRACION

Se ha proyectado y construido diversos modelos y sistemas de funcionamiento de filtros. Los principales tipos de filtros de medio granular se clasifican atendiendo a: (1) tipo de funcionamiento; (2) tipo de medio filtrante empleando; (3) sentido de flujo durante la fase de filtración; (4) procedimiento de lavado a contracorrientes, y (5) método de control del flujo.⁽¹³⁾

2.4.2.1 TIPOS DE FUNCIONAMIENTO

En relación con el tipo de funcionamiento, los filtros se pueden clasificar en continuos y semicontinuos. Los filtros semicontinuos se mantienen en funcionamiento hasta que se empieza a deteriorar la calidad del efluente o hasta que se produce una pérdida de carga excesiva en el filtro. Cuando se alcanza este punto, se detiene el filtro y se procede a su

lavado para eliminar los sólidos acumulados. En los filtros continuos, los procesos de filtración y lavado se llevan a cabo de manera simultánea. ⁽¹³⁾

2.4.2.2 SENTIDO DEL FLUJO DURANTE LA FILTRACION

Los principales tipos de filtros empleados para la filtración de efluentes de aguas residuales se pueden clasificar en filtros de flujo ascendentes y filtros de flujo descendente. El más común es, con mucho, el filtro con flujo descendente. Su funcionamiento ya ha sido explicado anteriormente. ⁽¹³⁾

2.4.2.3 TIPOS DE MATERIALES FILTRANTES Y CONFIGURACION DE LOS LECHOS FILTRANTES

Los principales tipos de configuración de los lechos filtrantes empleados actualmente para la filtración de aguas residuales se pueden clasificar en función del número de capas de material filtrante, lo cual da lugar a los filtros de una única capa, los de doble capa y los filtros multicapa. En los filtros de flujo ascendente convencionales, los tamaños de los granos de cada capa se distribuyen, de menor a mayor, después del lavado a contracorriente. En los filtros que cuentan con más de una capa, el grado en que se mezclan los materiales de las diferentes capas depende de la densidad y de la diferencia de tamaños entre los granos del material que compone cada una de las capas.

Los lechos filtrantes de doble y triple capa, así como los de capa única profundos, se desarrollaron para permitir que los sólidos en suspensión presentes en el líquido a filtrar puedan penetrar a mayor profundidad dentro del lecho filtrante, con lo cual se aprovecha más la capacidad de almacenamiento de sólidos dentro del filtro. En cambio, en los filtros de capa única poco profundos, se ha podido comprobar que gran parte de la eliminación de sólidos en suspensión se produce en los primeros milímetros de la capa filtrante. El hecho de que los sólidos penetran a mayor profundidad, también permite ciclos de filtración más largos, puesto que se reduce el ritmo de aumento de las pérdidas de carga producidas. ⁽¹³⁾

2.4.2.4 PRESION ACTUANTE EN LA FILTRACION

Tanto la fuerza de la gravedad, como la creada por una presión aplicada, se pueden emplear para vencer la resistencia por fricción creada por el flujo que circula a través del lecho filtrante. Los filtros de gravedad son los más comúnmente empleados en la filtración de efluentes tratados en plantas de tratamiento de gran tamaño. Los filtros a presión funcionan igual que los de gravedad y se emplean en plantas pequeñas. La única diferencia entre ambos consiste en que, en los filtros a presión, la operación de filtrado se lleva a cabo en un depósito cerrado, bajo condiciones de presión conseguidas mediante bombeo. Los filtros a presión suelen funcionar con mayores pérdidas de carga máximas admisibles, lo cual conduce a ciclos de filtración más largos y a menos necesidades de lavado. ⁽¹³⁾

2.4.2.5 CONTROL DEL FLUJO

El ritmo de flujo a través de un filtro de puede expresar de la siguiente manera:

$$\text{Velocidad de flujo} = \text{Fuerza impulsora} / \text{Resistencia del filtro.}$$

En esta ecuación, la fuerza actuante representa la pérdida de presión en la circulación a través del filtro. Al poner en funcionamiento el filtro, la fuerza actuante sólo debe vencer la resistencia que ofrecen el lecho filtrante limpio y el sistema de recogida de agua filtrada. A medida que se van acumulando sólidos, la fuerza actuante deberá vencer la resistencia que ofrece el lecho filtrante obstruido y el sistema de recogida de agua filtrada. Los principales métodos usados para el control del flujo que pasa a través de los filtros de gravedad se pueden clasificar en (1) filtración a caudal constante, y (2) filtración a caudal variable decreciente.⁽¹³⁾

2.4.2.5.1 FILTRACION A CAUDAL CONSTANTE

En el proceso de filtración a caudal constante, se controla el caudal de entrada o el caudal efluente para asegurar que el caudal que circula a través del filtro es constante. El control del caudal de entrada se realiza mediante vertederos o bombeo, mientras que el control del caudal efluente se lleva a cabo mediante la instalación de una válvula de accionamiento manual o automático. Al inicio del ciclo, gran parte de la fuerza actuante disponible se disipa en la válvula, que se encuentra casi cerrada. Al irse incrementando la pérdida de carga en el paso por el filtro, la válvula se va abriendo progresivamente. Dado que las válvulas de control necesarias son elementos caros y que se han producido diversos problemas de funcionamiento con estos elementos, se han desarrollado sistemas alternativos de control del caudal cuyo uso está más extendido, como los vertederos y los sistemas de bombeo.⁽¹³⁾

2.4.2.5.2 FILTRACION A CAUDAL VARIABLE

En el proceso de filtración a caudal variable, el caudal que pasa a través del filtro va disminuyendo conforme aumenta la pérdida de carga. El control del caudal que circula por el filtro también se puede llevar a cabo, tanto a la entrada del filtro como a la salida. Cuando el caudal alcanza el valor del caudal mínimo de proyecto, se detiene el filtro y se procede a su lavado.⁽¹³⁾

2.4.3 VARIABLES DEL PROCESO DE FILTRACION

En la aplicación de la filtración para la eliminación de sólidos en suspensión remanentes, se ha comprobado que las variables más importantes del proceso de diseño son, posiblemente, la naturaleza de las partículas presentes en el agua a filtrar, el tamaño del material o materiales que componen el filtro, y el caudal de filtración.⁽¹³⁾

2.4.3.1 CARACTERISTICAS DEL AGUA A FILTRAR

Las características más importantes del agua a filtrar son la concentración de sólidos en suspensión, el tamaño y la distribución de tamaños de las partículas, y la consistencia de los flóculos. Generalmente, la concentración de sólidos en suspensión en el efluente de plantas de fangos activados y de filtros percoladores varían entre 6 y 30 mg/l. Debido a que esta concentración suele ser el parámetro de mayor interés, para el control práctico del proceso de filtrado se suele emplear el valor de la turbidez. Se ha podido comprobar que, dentro de ciertos límites, existe una correlación entre la concentración de sólidos en suspensión en las aguas residuales tratadas y los valores medidos de la turbidez.

La observación más significativa relacionada con el tamaño de las partículas consiste en que la distribución de tamaños resulta ser bimodal. Este hecho es importante, puesto que influye sobre los mecanismos de eliminación que puedan tener lugar durante la filtración. Por ejemplo, parece razonable suponer que el mecanismo de eliminación de partículas de 1 micra de tamaño será diferente del que consiga la eliminación de las partículas de 80 micras (o incluso mayores). El carácter bimodal de la distribución de los tamaños de las partículas también se ha observado en las plantas de tratamiento de aguas.

La consistencia de los flóculos, que no sólo varían con el tipo de proceso sino también con el modo de operación, es asimismo importante. Por ejemplo, los flóculos residuales de la precipitación química del agua residual tratada biológicamente pueden ser considerablemente más débiles que los flóculos biológicos antes de la precipitación. Además, la consistencia de los flóculos biológicos varían con el tiempo medio de retención celular, aumentando con él. El aumento de la consistencia es consecuencia, en parte, de la producción de polímeros extracelulares que se producen con el aumento del tiempo medio de retención celular. Para tiempos medios de retención celular extremadamente altos (15 días o más), se ha observado una disminución de la consistencia de los flóculos. ⁽¹³⁾

2.4.3.2 CARACTERISTICAS DEL MEDIO FILTRANTE

Las características del medio filtrante que más afecta al proceso de filtración es el tamaño del grano. El tamaño del grano afecta tanto a la pérdida de carga en la circulación del agua a través del filtro como a la tasa de variación de dicho aumento durante el ciclo de filtración. Si el tamaño de grano efectivo del medio filtrante es demasiado pequeño, la mayor parte de la fuerza actuante se empleará para vencer la resistencia de fricción provocada por el lecho filtrante, mientras que, si el tamaño efectivo es demasiado grande, muchas de las partículas de menor tamaño presentes en el agua a filtrar pasarán directamente a través del filtro sin ser eliminadas. ⁽¹³⁾

2.4.3.3 VELOCIDAD DE FILTRACION

La velocidad de filtración es un parámetro importante por cuanto afecta a la superficie necesaria del filtro. Para una aplicación dada del filtro, la velocidad de filtración dependerá

de la consistencia de los flóculos y del tamaño medio de grano del lecho filtrante. Por ejemplo, si los flóculos son de débil consistencia, las velocidades de filtración elevadas tenderán a romper los flóculos y a arrastrar gran parte de los mismos a través del filtro. Se ha observado que las velocidades de filtración dentro del intervalo de 4.8 a 19.2 m²/m²·h no afectan la calidad del efluente del filtro, debido a la propia resistencia del flóculo biológico.⁽¹³⁾

2.4.4 MECANISMOS DE ELIMINACION DE LAS PARTICULAS

Se ha comprobado que la acción de retención es la principal responsable de la eliminación de los sólidos en suspensión en la filtración del efluente de procesos de sedimentación secundaria en tratamientos biológicos.

Existen otros mecanismos que, probablemente, también tienen influencia, aunque sus efectos sean de menor importancia y pueden quedar enmascarados por el de retención. La interceptación, el impacto y la adhesión son ejemplos de estos mecanismos. De hecho, es razonable suponer que la eliminación de algunas de las partículas más pequeñas, se eliminan en dos fases: transporte de las partículas hasta la superficie y posterior eliminación por los mecanismos que actúen. O'Melia y Stumm caracterizaron estas dos fases como etapas de transporte y de adherencia respectivamente.

La eliminación de la materia en suspensión por el mecanismo de retención puede identificarse debido a: (1) la variación temporal de las curvas de eliminación de concentración normalizadas a lo largo del filtro, y (2) la forma de la curva de pérdidas de carga en el filtro, en la totalidad del mismo, o en una capa determinada. Si la retención es el principal mecanismo de eliminación, la forma de la curva de eliminación normalizada no presentará grandes variaciones en el tiempo, y las curvas de pérdidas de carga serán curvilíneas.⁽¹³⁾

2.4.5 ANALISIS GENERAL DE LA OPERACION DE FILTRACION

En general, la caracterización matemática de la eliminación de partículas en el interior de un filtro se basa en la consideración de la ecuación de continuidad junto con una ecuación de velocidad auxiliar.⁽¹³⁾

2.4.5.1 ECUACION DE CONTINUIDAD

La ecuación de continuidad para la operación de filtrado puede desarrollarse considerando un balance de masas de los sólidos en suspensión para una sección transversal del filtro de área A y de espesor dx medido en la dirección de flujo. Hechas estas consideraciones, el balance de masas resulta:

I. - Planteamiento general:

Velocidad de acumulación de sólidos dentro del volumen elemental.	=	Velocidad de flujo de masa de sólidos que entra en el volumen elemental.	-	Velocidad de flujo de masa de sólidos que salen del volumen elemental.
-------------------------------------------------------------------------	---	--------------------------------------------------------------------------------	---	------------------------------------------------------------------------------

2.- Planteamiento simplificado:

$$\text{Acumulación} = \text{Entrada} - \text{Salida}$$

3.- Representación simbólica:

$$[(\partial q/\partial t) + p(t)(\partial C/\partial t)]dV = Q(C) - Q[C + (\partial C/\partial x)dx] \quad (2.10)$$

donde: $\partial q/\partial t$ = variación con el tiempo de la cantidad de sólidos depositados en el interior del filtro, $[\text{mg}/\text{cm}^3 \cdot \text{min}]$.

$p(t)$ = porosidad media como función del tiempo.

$\partial C/\partial t$ = variación con el tiempo de la concentración media de sólidos en el espacio poroso, $[\text{mg}/\text{cm}^3 \cdot \text{min}]$.

dV = diferencial de volumen, $[\text{cm}^3]$.

Q = caudal de filtración, $[\text{l}/\text{min}]$.

C = concentración de sólidos en suspensión, $[\text{mg}/\text{l}]$.

$\partial C/\partial x$ = variación espacial de la concentración de sólidos en la línea de flujo, $[\text{mg}/\text{l} \cdot \text{cm}]$.

Sustituyendo $A \cdot dx$ por dV y $A \cdot v$ por Q , donde v es la velocidad de filtración $(\text{l}/\text{cm}^2 \cdot \text{min})$ y simplificando, la Ecuación anterior se transforma en:

$$-v(\partial C/\partial x) = (\partial q/\partial t) + p(t)(\partial C/\partial t) \quad (2.11)$$

En la Ecuación anterior, el primer término representa la diferencia entre la masa de sólidos en suspensión que entra en la sección de control y la que sale de él; el segundo término representa la variación en el tiempo de la masa de sólidos en suspensión acumulados en los intersticios del medio filtrante, y el tercer término representa la variación en el tiempo de la concentración de sólidos en suspensión en el volumen de poros existentes en el filtro.

En un proceso continuo, la cantidad de fluido contenido dentro del lecho filtrante es, generalmente, pequeña comparada con el volumen de líquido que circula a través del mismo. En este caso, el balance de masa toma la forma:

$$-v(\partial C/\partial x) = \partial q/\partial t \quad (2.12)$$

Esta Ecuación es la que aparece con mayor frecuencia en la literatura técnica que analiza la teoría de los procesos de filtración. ⁽¹³⁾

2.4.5.2 ECUACION DE VELOCIDAD

Para la resolución de la Ecuación (2.12) es necesario disponer de una ecuación adicional independiente de la anterior. La forma más directa de abordar la resolución del problema

consiste en deducir una relación que pueda emplearse para describir la variación espacial de la concentración de materia en suspensión:

$$\partial C/\partial x = \phi(V_1, V_2, V_3, \dots) \quad (2.13)$$

en la que V_1 , V_2 y V_3 son las variables que controlan la eliminación de la materia en suspensión de la solución.

Una técnica alternativa consiste en desarrollar una ecuación complementaria, en la que las variables del proceso estén relacionadas con la cantidad del material eliminado dentro del filtro a diversas profundidades. Esto puede escribirse, en forma de ecuación, de la siguiente manera:⁽¹³⁾

$$\partial C/\partial t = \phi(V_1, V_2, V_3, \dots) \quad (2.14)$$

2.4.6 ANALISIS DE LA FILTRACION DE AGUA RESIDUAL

El siguiente análisis, también adaptado de la bibliografía, se basa en la suposición de que el mecanismo de eliminación es la acción de retención.⁽¹³⁾

2.4.6.1 ECUACION DE CONTINUIDAD

Dado que la forma de la curva de eliminación dentro del filtro no presenta variaciones temporales, la Ecuación de continuidad (2.12) se puede escribir como una ecuación diferencial ordinaria:⁽¹³⁾

$$-v(\partial C/\partial x) = \partial q/\partial t \quad (2.15)$$

2.4.6.2 ECUACION DE VELOCIDAD

A partir del tamaño y distribución de tamaños de las partículas del agua a tratar, y de la forma de las curvas normalizadas, se puede concluir que la velocidad de variación de la concentración con la distancia debe ser proporcional a algún coeficiente de eliminación que varía con el grado de tratamiento o de eliminación que se lleva a cabo en el proceso de filtración. Por ejemplo, supongamos que se hace pasar por el filtro a la totalidad de las partículas sólidas presentes en el agua a filtrar. La probabilidad de eliminar partículas sólidas del agua residual es p_1 . En la segunda capa, dicha probabilidad es p_2 . Suponiendo que algunas de las partículas de mayor tamaño se eliminan en la primera capa, resulta que p_2 es menor que p_1 . Si iteramos el argumento, se puede concluir que el valor de la tasa de eliminación varía, siempre, en función del grado de tratamiento. Este fenómeno se puede expresar en forma matemática mediante la siguiente Ecuación:

$$dC/dx = [1/(1 + ax)^n]r_o C \quad (2.16)$$

en la que C = concentración, [mg/l].

x = distancia, [cm].

r_o = grado de eliminación inicial, [cm⁻¹].

a, n = constantes.

En la Ecuación (2.16), el término entre corchetes suele recibir el nombre de factor de retardo. Cuando el exponente n es nulo, el término entre corchetes toma el valor unidad; en estas condiciones, la Ecuación (2.16) representa una curva de eliminación logarítmica. Cuando n vale 1, el término entre corchetes experimenta un rápido descenso en los primeros 12.5 cm y, a partir de este punto, desciende de forma más gradual en función de la distancia. Por consiguiente, resulta que el exponente n puede relacionarse con la distribución de los tamaños de las partículas del agua residual a filtrar. Por ejemplo, cuando se trata de un medio filtrante uniforme y las partículas que se quieren eliminar son de un único tamaño, es de esperar que el valor del exponente no sea cero, y que la eliminación inicial pueda describirse como una función de eliminación de primer orden. Hay que hacer notar que esta ecuación sólo se ha comprobado para velocidades de filtración inferiores a 24m³/m²·h.

El valor de r_o se determina calculando la pendiente de la curva de eliminación a una profundidad nula o cercana a cero, dado que $[1/(1 + ax)^n]$ toma, aproximadamente, el valor 1. Los valores de las constantes a y n deben determinarse mediante un proceso iterativo. La forma más sencilla de hacerlo consiste en rescribir la Ecuación (2.16) de la forma:

$$[Cr_o/(dC/dx)]^{1/n} = 1 + ax \quad (2.17)$$

Si se representa funcionalmente la Ecuación (2.17), el valor de n es el mismo que en una gráfica normal, mientras que el valor de a viene dado por la pendiente de la recta que describe los datos experimentales. ⁽¹³⁾

2.4.6.3 ECUACION DE VELOCIDAD GENERALIZADA

Debido a los resultados experimentales obtenidos en este estudio y a los datos contenidos en la literatura técnica, aparecen cinco factores principales que afectan a la variación espacial y temporal de la eliminación de la materia residual en suspensión procedente de un proceso de floculación-sedimentación en un filtro granular para una temperatura dada. Estos factores son: el tamaño de grano del medio filtrante, la velocidad de filtración, el tamaño y distribución de los tamaños de las partículas del agua a filtrar, la consistencia de los flóculos, y la cantidad de materia eliminada en el interior del filtro. Por lo tanto, una ecuación de velocidad generalizada deberá tener en cuenta estos cinco factores.

Aunque son posibles diversas formulaciones, puede desarrollarse una ecuación de velocidad generalizada multiplicando a la Ecuación (2.16) por un factor que tenga en cuenta el efecto de la materia acumulada en el proceso de filtración. La Ecuación que se propone es:

$$dC/dx = -[1/(1 + ax)^n]r_o C[1 - (q/q_u)]^m \quad (2.18)$$

donde: q = cantidad de sólidos en suspensión retenidos en el filtro.

q_u = capacidad máxima de retención de sólidos.

m = constante relacionada con la consistencia de los floculos.

Inicialmente, cuando la cantidad de material eliminado en el filtro es pequeña, $q = 0$; $[1 - (q/q_u)]^m = 1$, y la Ecuación (2.18) es equivalente a la Ecuación (2.16). Conforme comienzan a obstruirse los estratos superiores, el término $[1 - (q/q_u)]^m$ tiende a cero, con lo que la velocidad de variación de la concentración con la distancia es nula. En niveles más profundos, la cantidad de materia eliminada es esencialmente nula, y se puede aplicar el análisis anterior. ⁽¹³⁾

2.4.6.4 DESARROLLO DE LA PERDIDA DE CARGA

En el pasado, la técnica más comúnmente empleada para determinar la pérdida de carga en un filtro obstruido consistía en realizar el cálculo por medio de una forma modificada de las ecuaciones empleadas para la evaluación de las pérdidas de carga para el caso de aguas limpias. En todos los casos, la dificultad que se planteaba al emplear estas ecuaciones estribaba en la necesidad de estimar el valor de la porosidad para los diferentes grados de obstrucción. Desgraciadamente, la complejidad de esta técnica hace que la mayoría de estas formulaciones hayan caído en desuso o, en el mejor de los casos, resulten extremadamente difíciles de aplicar. ⁽¹³⁾

2.4.7 NECESIDAD DE ESTUDIOS EN PLANTA PILOTO

A pesar de que la información presentada en los apartados anteriores de esta sección ayudará al lector a entender la naturaleza de la operación de filtrado, tal como se aplica a la filtración de agua residual tratada, es preciso insistir en el hecho de que no existe un sistema generalizado para el proyecto de filtros a escala real. La causa principal estriba en la variabilidad inherente de las características de los sólidos en suspensión del agua a filtrar. Por ejemplo, los cambios en el grado de floculación de los sólidos en suspensión en las instalaciones de sedimentación secundaria, afectarán sustancialmente a los tamaños de las partículas y a la distribución de los tamaños de las partículas sólidas presentes en el efluente. Este hecho, a su vez, afectará el funcionamiento del filtro, además, dado que las características de los sólidos en suspensión del efluente variarán en función de la carga orgánica del proceso, así como con la hora del día, los filtros deben proyectarse para trabajar dentro de un amplio abanico de condiciones de funcionamiento. El mejor camino para asegurar la adecuación de la configuración de un filtro a una aplicación dada, es llevar a cabo estudios en plantas piloto.

Debido a las numerosas variables que se pueden analizar, es preciso tener cuidado y no cambiar más de una variable al mismo tiempo, para no confundir los resultados

estadísticos. Los ensayos deben realizarse con diferentes intervalos de tiempo, procurando extenderlos a lo largo de un año completo para poder evaluar las variaciones estacionales de las características del efluente a tratar. Para asegurar que el análisis de los resultados de los ensayos es el adecuado, es conveniente clasificar los resultados y analizarlos de diferentes maneras. Dado que los detalles específicos de cada campaña de ensayos serán diferentes, resulta imposible hacer una generalización de cuál es el mejor método de análisis.⁽¹³⁾

2.5 PROCESOS DE CLARIFICACION

Como se mencionó al principio de este capítulo, la clarificación sólo ocasionalmente se efectúa por un solo proceso, pero usualmente se emplean combinaciones de dos a cuatro procesos. (1) Sedimentación, (2) filtración, (3) coagulación + filtración, (4) coagulación + asentamiento, (5) coagulación + asentamiento + filtración, (6) sedimentación + coagulación + asentamiento + filtración, y (7) Cloración.⁽⁸⁾

2.5.1 SEDIMENTACION

En las plantas de tipo industrial casi nunca se emplea la sedimentación aisladamente en el tratamiento del agua, posiblemente la única excepción sean los desarenadores. Para la eliminación de suspensiones coloidales presentes en casi todas las aguas turbias, esta sedimentación requiere depósitos grandes y profundos para permitir un tiempo de asentamiento prolongado. Mientras que hay algunos depósitos naturales con estas características, no son por lo general disponibles a voluntad y la sedimentación es, por lo tanto, empleada solamente con aguas muy lodosas y únicamente como una purificación preliminar que precede siempre a la coagulación, asentamiento y filtración.⁽⁸⁾

2.5.2 FILTRACION

Ya que mucha de la materia suspendida en las aguas turbias es de tamaño coloidal, tiende por esto a pasar a través de los lechos filtrantes. De aquí que, aunque haya excepciones, la sola filtración de un agua turbia. En general, la coagulación, o coagulación + asentamiento, precede a la filtración.⁽⁸⁾

2.5.3 COAGULACION + FILTRACION

Estos dos procesos se usan ampliamente en las plantas industriales para clarificar el agua que contiene cantidades relativamente pequeñas de turbidez. En estos casos, el coagulante (más soda ash, si se requiere), se alimenta a la línea que va directamente a los filtros. Como el periodo de retención en la línea y en los filtros es muy pequeño, no hay mucho tiempo para la formación de flóculo. De aquí que este método se use únicamente con aguas que contienen pequeñas cantidades de turbidez y que son fáciles de coagular. Es difícil decir

qué cantidad de turbidez puede eliminarse por este método, ya que depende de varios factores, tipo de turbidez, cantidad de coagulante, etc., pero de una manera general, si la turbidez promedio está sobre las 20 ppm, o si es necesario remover color, es de recomendarse hacer un tratamiento previo de coagulación y asentamiento. ⁽⁸⁾

2.5.4 COAGULACION + ASENTAMIENTO

Si se emplea un equipo de coagulación y asentamiento del tipo de lecho suspendido, y si no se desea un efluente completamente claro, la coagulación + asentamiento puede usarse sin una filtración posterior. En una manera general, la eliminación de la turbidez es suficiente para dar un efluente con turbidez menor de 10 ppm, que es suficientemente clara para muchos usos industriales, cuando se debe eliminar color, estas dos operaciones no son suficientes y debe incluirse la filtración. ⁽⁸⁾

2.5.5 COAGULACION + ASENTAMIENTO+ FILTRACION

La combinación de estas operaciones se usa ampliamente y da resultados muy satisfactorios para eliminar turbidez y color. Su principal ventaja es que tanto la coagulación como la formación de flóculos se pueden controlar perfectamente; la mayor parte de la materia insoluble se separa en el equipo de asentamiento, disminuyendo la carga de los filtros y aumentando el ciclo de filtración. Siempre que se deba eliminar color debe recomendarse el uso de esta combinación. ⁽⁸⁾

2.5.6 SEDIMENTACION+COAGULACION+ASENTAMIENTO+FILTRACION

Este proceso es exactamente igual al anterior, con la diferencia de que éste es precedido por sedimentación. Se usa únicamente con aguas muy sucias en las cuales, las pruebas de sedimentación muestran que se obtendrá una reducción en el costo del tratamiento si se usa la sedimentación antes de agregar el coagulante. ⁽⁸⁾

2.5.7 CLORACION

Debido a sus propiedades esterilizadoras, el cloro se emplea ampliamente en las plantas de filtración. Se puede aplicar (1) antes de la clarificación o pre-cloración; (2) después de la clarificación, post-cloración; o (3) en ciertos casos antes y después de la clarificación.

El cloro se puede comprar económicamente en forma licuada y se alimenta mediante los cloradores. Cuando la cantidad de agua por tratar es relativamente pequeña, se recomienda usar hipoclorito. Los hipocloritos pueden alimentarse con un hipoclorador, y se puede alimentar junto con la cal y la soda ash con los dosificadores de estas sustancias.

El cloro reacciona con el amoníaco para formar cloraminas, o debe ser añadido en suficiente cantidad para oxidar los sabores orgánicos o los materiales que produzcan olor

(cloración a break-point). También puede usarse con el clorito de sodio para formar el bióxido de cloro que es un agente oxidante poderoso. ⁽⁸⁾

2.5.8 FILTROS DE CARBÓN ACTIVADO

Los filtros de carbón activado se usan ampliamente para eliminar olores y sabores del agua. En las plantas de tratamientos de agua municipal y en la industrial que usan floculación, asentamiento y filtración, el carbón activado pulverizado se aplica para estos mismos propósitos, en la forma de dosificación cuidadosa en el equipo de asentamiento y floculación. Los filtros de carbón activado invariablemente son del tipo vertical a presión. Para evitar la acción electrolítica entre el carbón y el metal, el recipiente metálico se recubre interiormente con un plástico.

Los filtros de carbón tienen una construcción similar a los filtros de arena. Contienen una capa de carbón activado cuyo espesor varía de 24 a 36", soportado por capas de grava y arena. Las siguientes son especificaciones clásicas:

20 mallas.	de 0 a 3%
a través de 20 mallas y sobre 30 mallas.	de 40 a 55%
a través de 30 mallas y sobre 40 mallas.	de 30 a 50%
a través de 40 mallas y sobre 50 mallas.	de 5 a 12%
a través de 50 mallas.	de 0 a 1%

El peso del carbón activado es de cerca de 30 lb/pie³. La velocidad de filtración, dependiendo del grueso del lecho, varía de 4 a 6 gpm/pie², los gastos más pequeños se usan con los filtros menos altos, y los gastos más altos con los lechos más gruesos. Es necesario hacer retrolavados periódicos para mantener el lecho en buenas condiciones, la velocidad de filtración usual es de 6 gpm/pie². Si es necesario la esterilización del lecho, es mejor efectuarla mediante vapor caliente, ya que el uso del cloro y los hipocloritos es impráctico, debido a las propiedades absorbentes del lecho filtrante.

La capacidad del carbón activado para eliminar sabores y olores es elevada, y bajo condiciones usuales una carga es suficiente para un año de servicio. Se considera buena práctica no tener en servicio a los filtros de carbón con la misma carga por más de un año de servicio ya que los filtros que se trabajan hasta su agotamiento, dan lotes de agua sin tratar. En algunas instalaciones grandes se ha practicado la reactivación del carbón, pero los análisis económicos muestran que esto no es aconsejable debido a las molestias que ocasiona.

Las sustancias orgánicas que producen los sabores y olores, generalmente se presentan en cantidades muy pequeñas. Por ejemplo, la presencia del clorofenol se puede detectar hasta una parte en mil millones. Estas sustancias son usualmente de peso molecular elevado, se absorben fácilmente, y los volúmenes de agua que se pueden tratar consecuentemente son muy grandes; debido a que la naturaleza y cantidades de estos compuestos varía con el tiempo, es extremadamente difícil calcular el ciclo de duración o capacidad de un filtro de

carbón determinado. Debe recalcar que en aquellas industrias en que el control de olores y sabores es de vital importancia, toda el agua que se emplea se pasa por filtros de carbón activado aun cuando el agua sólo tenga sabores u olores unos cuantos días al año.

NOTA: Cuando se usa carbón pulverizado en el equipo de floculación o asentamiento la dosificación se regula de acuerdo con determinaciones periódicas.

El carbón activado también tiene propiedades de eliminar color, pero los filtros de carbón casi nunca se usan con este objeto, las materias colorantes varían tanto en su origen y naturaleza que las capacidades no pueden calcularse. Los filtros de carbón activado sólo se usan para eliminar olor y sabor. ⁽⁸⁾

2.5.9 FILTROS DE ZEOLITAS MANGANOSAS

Estos filtros se usan en la industria para eliminar el hierro en cantidades menores de 1 ppm, lo mismo se aplica para el manganeso. Para usos domésticos por este procedimiento se puede eliminar hasta 10 ppm de hierro y manganeso. ⁽⁸⁾

2.5.10 FILTROS NEUTRALIZADORES

Estos filtros se usan para neutralizar el CO₂ y aumentar automáticamente el pH de 7.2 a 7.3. Probablemente su uso más general sea el doméstico y en los sistemas de recirculación de aguas de alberca, aunque también se emplean en la industria en donde el agua puede ser corrosiva y la cantidad que se trate no sea demasiado grande. Los filtros neutralizadores son de construcción similar a los filtros de arena, verticales a la presión, la calcita (CaCO₃) se soporta por capas de grava y arena. Cuando un agua que tiene un pH menor de 7.0, debido a que la razón de alcalinidad al anaranjado de metilo a bióxido de carbono es menor de 5 a 1, se pasa a través de un filtro neutralizante, se disuelve suficiente calcita para formar bicarbonato de calcio y elevar el pH a 7.2 o 7.3 según:



Las ventajas de los filtros neutralizadores son, (1) aumenta automáticamente el pH a 7.2 o 7.3, (2) reduce la corrosividad, (3) se operan bajo presión, (4) requieren el mínimo de atención. Sus desventajas son que aumenta la dureza del agua incrementándose los costos de ablandamiento. Los flujos, tanto para la operación como para el retrolavado, son iguales que en los filtros de arena, 3 gal/pie² en filtración y 10 gal/pie² en retrolavado. ⁽⁸⁾



Capítulo 3
Tipos de coagulantes



3 OBJETIVO DE LA COAGULACION

Se sabe, por códices, que los egipcios utilizaron muchos procesos para clarificar la lodosa agua del río Nilo. Se emplearon varios tipos de coagulantes, incluyendo almendras, frijoles y alumbre. También se ha dado crédito a los chinos por el uso de alumbre para clarificar el agua. En la literatura antigua aparecen muchas citas a este respecto, todas las cuales confirman el hecho de que el uso de coagulantes químicos era bien conocido y ampliamente practicado antes de la Era Cristiana.

Las aguas superficiales que normalmente se encuentran en la naturaleza, contienen proporciones variables de sólidos suspendidos relativamente gruesos, sólidos más finos que aparecen como turbidez y color, y algunos otros materiales coloidales. La coagulación en el tratamiento del agua reducirá la concentración de estos materiales a límites que pueden ser tolerados. Cuando el agua se emplea para generar vapor, la coagulación se utiliza normalmente para remover sólidos suspendidos y turbidez, que son las impurezas más comúnmente presentes. Sin embargo, existen casos en los que la coagulación se lleva a cabo fundamentalmente para remover color y otros materiales del agua, con el objeto de hacerla adecuada para la alimentación de calderas y usos misceláneos.

La sedimentación natural removerá sólidos suspendidos relativamente gruesos, pero existe un límite práctico definido de la longitud del periodo de sedimentación. También se encuentra presente en aguas superficiales material muy finamente dividido en cantidades apreciables, como arcilla y substancias similares. ⁽¹⁷⁾

3.1 TEORIAS EMITIDAS SOBRE LA FORMACION DEL FLOCULO

Han existido muchos conceptos para explicar la formación o inhibición de la floculación química tal como se practica en los procesos de acondicionamiento de agua. Harold R. Hay, los ha fraccionado en dos clasificaciones principales, que son: 1) los del protogel y 2) los conceptos mecánicos.

En el concepto del protogel, se ha sugerido que tanto el agua como las impurezas se encuentran en un momento dado, dentro de una red de tipo fibrilar. Cuando ésta se rompe y se compacta por las diferencias de presión creadas en el acondicionamiento del flóculo, el agua debe pasar al exterior a través de los intersticios. Como la partícula de flóculo primeramente disminuye en tamaño y en densidad aparente, los poros se hacen cada vez menores hasta que alcanza un tamaño tal que la viscosidad del agua suministra una resistencia al flujo que contrarresta la tendencia del flóculo al encogimiento. El crecimiento en este punto hacia flóculos mayores proporcionará mayor rigidez y mejores características de sedimentación, las cuales pueden alcanzarse bajo estas condiciones de formación. A bajas temperaturas y con alta viscosidad de agua se alcanzará equilibrio con menos deshidratación del flóculo y habrá, entonces, menor rigidez y una sedimentación más pobre.

En relación con las teorías mecánicas de la formación del flóculo, es de reconocerse que un balance químico coloidal tiene significado máximo. En un tratamiento matemático,

Camp y Stein han supuesto que dos partículas en una corriente de fluido chocarán necesariamente si los cálculos indican que ellas pueden colarse dentro de una distancia igual a la mitad de la suma de sus dos diámetros. Tales cálculos pueden verificarse para materiales inertes, pero no para partículas coloidales cargadas eléctricamente, las cuales, con frecuencia, constituyen flóculos. Aún con cargas grandemente reducidas en las partículas, se puede esperar la existencia de alguna orientación, más que una disposición errática. La explicación que da la química coloidal sobre la formación de flóculos es demasiado complicada para dar una discusión detallada en esta ocasión, pero puede decirse razonablemente que es muy importante en la comprensión del mecanismo de formación de flóculos, así como también de importancia práctica al encontrar problemas de coagulación difícil. Los beneficios de un balance coloidal para contrarrestar el problema de baja temperatura, son un caso digno de mencionarse.

Independientemente del concepto que se acepte, la experiencia ha demostrado que se obtiene una coagulación satisfactoria con eficacia máxima de sedimentación, solamente cuando todas las partículas contenidas en el agua, independientemente de su condición física o química, están aglomeradas formando masas relativamente grandes con gravedad específica suficientemente alta para causar su deposición en un periodo corto. Para alcanzar esta condición favorable, la selección y dosis de coagulante químico y la estructura del flóculo deberán ser tales que se realice una clarificación satisfactoria. ⁽¹⁷⁾

3.2 COAGULACION DE COLOIDES

La mayoría de las aguas pueden ser clarificadas por la adición de alumbre u otros materiales coagulantes seguida de sedimentación, durante un corto periodo, que dura de 2 a 4 horas. Sin embargo, la efectividad de la clarificación se retarda a menudo por algunas condiciones que tienden a inhibir la aglomeración de los sólidos suspendidos, dando por resultado una clarificación deficiente. Para acondicionar adecuadamente el agua en estas condiciones, se requiere un conocimiento de la fisico-química y la química coloidal, ya que la remoción de tales sustancias está regida por leyes químicas fundamentales en estos campos.

Un coloide es una sustancia que se encuentra en estado de división suficiente para formar una suspensión relativamente permanente. Esta definición ignora clasificaciones y características que el lector interesado encontrará en otras obras. En la presente discusión, nos encontramos fundamentalmente en contacto con suspensiones de arcilla, sílice, materiales orgánicos y algunos otros componentes de finura tal que resisten completamente su remoción o que se asientan sólo al cabo de largo tiempo.

Al explicar la naturaleza de los coloides, se acostumbra hacer resaltar el contraste existente entre ellos y las soluciones verdaderas, así como con las suspensiones gruesas fácilmente separables. Una solución verdadera, tal como la salmuera de cloruro de sodio, es homogénea hasta en sus dimensiones atómicas y moleculares, esto es, que no existe evidencia de barreras entre las minúsculas unidades de las sustancias en solución. Sin embargo, las soluciones coloidales más finas por considerar en esta discusión, consisten de

partículas sólidas rodeadas por un líquido, teniendo cada partícula una superficie que constituye una barrera entre sólido y líquido. La existencia de esta barrera de superficie entre las partículas coloidales y el medio circundante, así como los efectos presentes como consecuencia, son factores fundamentales que contribuyen al comportamiento característico de los coloides. Esto puede ser fácilmente comprendido cuando se considera que una sustancia en suspensión coloidal posee una enorme superficie en relación a su masa total.

Si una pieza de material insoluble, tal como grava, se tritura para dar partículas menores y posteriormente se pulverizará hasta alcanzar un estado de subdivisión, el área superficial total obtenida excedería enormemente a la del material original. Así, por ejemplo, si la pieza de grava antes de ser triturada hubiese tenido un diámetro de 10 mm y se pulverizase hasta que las partículas individuales tuvieran un diámetro de 0.00001 mm, suponiendo que las partículas retengan forma esférica, el área superficial total se aumentaría de menos de 5 cm² hasta más de 31,000 m² (Tabla 3.1).

Tabla 3.1 Efecto progresivo del tamaño decreciente de esferas. ⁽¹⁷⁾

Diámetro de las partículas.	Orden de tamaños.	Número de esferas requerido para ocupar un volumen equivalente al de una esfera de 100 mm de diámetro.	Area superficial total.	Tiempo requerido para que una esfera de 2.65 gr sp se sedimente.
10 mm	Grava	1	3.14 cm ²	0.3 seg.
1 mm	Arena gruesa	1000	31.41 cm ²	3 seg.
0.1 mm	Arena fina	1000000	314.16 cm ²	38 seg.
0.01 mm	Limo	1000000000	0.3141 m ²	33 seg.
0.001 mm	Bacterias	1E+12	3.1416 m ²	55 seg.
0.0001 mm	Partículas coloidales	1E+15	3.177 m ²	230 días
0.00001mm	Partículas coloidales	1E+18	2832.8 m ²	6.3 años
0.000001 mm	Partículas coloidales	1E+21	28328.1 m ²	63 años
				Mínimo

Cuando un líquido que contiene partículas de este tamaño se pasa por un papel filtro, gran parte del material dispersado atraviesa el papel como si se encontrara realmente disuelto. El filtrado puede ser perfectamente limpio y aparecer como una verdadera solución por su aspecto externo. Si se hace pasar un haz de luz a través del vaso que contiene el filtrado, sin embargo, la luz es reflejada por las partículas en suspensión y su paso por el líquido puede ser fácilmente observado. La luz diverge para producir un haz cónico y el líquido que se encuentra dentro del haz tomará una apariencia lechosa o nebulosa a causa de la reflexión de la luz por las partículas coloidales. La reflexión es conocida como “difracción” y sucede cuando la longitud de onda de la luz es materialmente más corta que el diámetro de las partículas reflejantes. Este haz de luz se llama “cono de Tyndall” y lo exhiben todas las suspensiones coloidales.

Si se observa una suspensión coloidal bajo un ultramicroscopio, el cual es simplemente un instrumento para producir un cono de Tyndall en tal forma que puede ser visto bajo un

microscopio, podrá verse que las partículas en suspensión poseen movimiento “Browniano”. En otras palabras, se observará que las partículas en suspensión tienen un rápido movimiento vibratorio o que bailan dentro del campo visual. Este movimiento es debido al bombardeo de las partículas por las moléculas del medio líquido y la rapidez de este movimiento aumentará conforme la magnitud de las partículas decrece.

Al disminuir el tamaño de las partículas en suspensión, disminuye también su velocidad de asentamiento. La Tabla 3.1 muestra una aproximación de las velocidades relativas de asentamiento de esferas, y en general puede decirse que existe un estado coloidal cuando el efecto de la gravedad no es suficiente para contrarrestar los efectos producidos por la influencia de otros factores. Aun cuando no hay una línea fija de delimitación basada exclusivamente en magnitud, los siguientes límites se dan como una clasificación aproximada de la materia contenida en un líquido:

Suspensiones, partículas mayores de 0.0001 mm.

Soluciones coloidales (hidrosoles), 0.0001 a 0.000001 mm.

Moléculas de cristaloides, partículas menores de 0.000001 mm.

Las partículas coloidales se encuentran cargadas eléctricamente y éste es uno de los principales factores que contribuyen a su permanencia en estado de fina división. Se ha dado, por tanto, como una razón del porqué la sedimentación de tales partículas es relativamente difícil de llevar a cabo. A causa de que ellas tienen cargas eléctricas similares, las partículas se repelen mutuamente y, por ello, permanecen en estado de fina subdivisión hasta que las cargas se neutralicen.

Es aparente que las condiciones coloidales están controladas extensamente por fenómenos de superficie. Consecuentemente, la química de los coloides es propiamente una cuestión de reacciones de superficie que no necesariamente deben proceder con apego al aspecto estequiométrico.*

Es más adecuado caracterizar los coloides por cierto comportamiento típico que por límites en la magnitud de las partículas. Se ha hecho referencia a la lentitud con que las suspensiones coloidales se sedimentan, la cual es su característica más obvia. Cuando se filtra una muestra de agua para calderas para su análisis químico, persiste en permanecer turbia; la materia suspendida puede, para fines prácticos, ser considerada como coloidal. Los coloides resisten los métodos ordinarios de filtración.

Con objeto de eliminar generalizaciones falsas, debe puntualizarse que, los coloides no tienen límites universales de tamaños de partículas, que la mayoría de las suspensiones coloidales en líquidos se sedimentará en un límite, que pueden filtrarse por métodos especiales, y que algunas de ellas no muestran efecto “Tyndall”. Los movimientos Brownianos no acontecen en magnitud apreciable cuando el tamaño de las partículas excede en cierto valor. Para fines prácticos, cualquier materia en suspensión finamente dividida que resiste la separación por sedimentación y filtración puede ser considerada

* Pertenece al arte o proceso de calcular los pesos de combinación, etc., de los elementos.

como coloidal, ya que el método de tratamiento en purificación de aguas no requiere una línea más definida de delimitación.

La resistencia de las partículas coloidales a la aglomeración y asentamiento subsecuente, se intensifica por la presencia de agentes “peptizantes”. La peptización comprende la desintegración de agregados coloidales por la adsorción de un agente peptizante en la superficie de las partículas. Los líquidos, solutos iónicos o electrólitos, y materiales coloidales pueden servir como agentes para “peptizar” a varios sólidos. Un coloide que peptiza a otro agregado coloidal se denomina un “coloide protector”. Para esta discusión, los agentes peptizantes de importancia son los electrólitos y los coloides protectores; las soluciones coloidales con que se trabaja se denominan “soles”.

La coagulación de un coloide es simplemente el reverso de una peptización y se lleva a cabo removiendo o neutralizando el material estabilizador. En el caso de soles de arcilla, las partículas arcillosas, cargadas negativamente, pueden ser coaguladas si se les hace absorber iones cargados positivamente como, por ejemplo, los iones de aluminio aportados por la adición de alumbre (sulfato de aluminio). Cuando la adsorción de iones positivos balancea exactamente las cargas negativas, las partículas se vuelven neutras, y se dice entonces que el sol se encuentra en condición isoeléctrica. Las partículas de arcilla tenderán a aglomerarse por la ausencia de fuerzas oponentes y entonces se precipitarán. En un sol de una composición particular, la precipitación ocurrirá a una concentración muy bien definida de iones hidrógeno, la cual está indicada por el valor del pH. El pH de precipitación máxima depende de la composición del sol. Se encuentra influido por las concentraciones y características de los distintos iones existentes en el sol.

Un fenómeno paralelo, entrañando coloides aún más finamente divididos es la remoción de color del agua. El color, es debido a una suspensión coloidal de taninos y otros materiales de origen vegetal usualmente encontrados en aguas de pantanos. La neutralización por medio de iones trivalentes de aluminio o hierro debe ser completa, y la demanda de coagulante es bien definida y puede llegar a ser alta, desde 4 hasta 6 granos por galón (68.4 a 102.6 ppm).

En algunos soles, es posible ir más allá del punto isoeléctrico y causar una reversión en la carga de las partículas coloidales por la adición de un exceso de ion adsorbido. Por ejemplo, un sol estable en el cual las partículas están cargadas negativamente, puede ser convertido a un sol estable en el cual las partículas están cargadas positivamente por la adición de un exceso de iones positivos fuertemente adsorbidos.

En la misma forma, como puede invertirse la peptización por la adición de coagulantes electrolíticos, es posible coagular, en algunos casos, con otros coloides. Un coloide que disminuye la adsorción del agente peptizante, disminuirá, por ello, la estabilidad de la suspensión original. Más aún, dos coloides cargados opuestamente, pueden tender a coagularse en forma mutua.

El problema de soluciones coloidales y su reacción es frecuentemente complejo, y el comportamiento coloidal en la purificación de agua o en otras artes es mucho más complejo

que la explicación simplificada antes descrita. Existe generalmente una gran variedad de iones y moléculas no disociadas, incluyendo formas hidratadas y anhidras de la misma sustancia y asociaciones de dos o más moléculas, iones y moléculas, etc. Asimismo, deben removerse del agua concentraciones considerables de sólidos suspendidos que generalmente son de dimensiones superiores a las coloidales. Sin embargo, los fenómenos asociados al comportamiento de los coloides, existen también en cada uno de estos casos hasta un grado que depende de la finura de las partículas. Consecuentemente, el tratamiento de aguas se encuentra adecuadamente guiado por consideración de la química coloidal. ⁽¹⁷⁾

3.3 PRACTICA USUAL

Cuando se adicionan ciertas sales metálicas solubles a aguas naturalmente alcalinas, o artificialmente acondicionadas que contienen materia suspendida y coloidal, se desarrollan cambios físicos y químicos y se producen sustancias gelatinosas. Este fenómeno se denomina coagulación o floculación. Cuando el flóculo o coágulo se forma inicialmente, se encuentra en un fino grado de subdivisión, pero debido a la estructura y naturaleza de las partículas, se aglomeran y atrapan u ocluyen otros sólidos suspendidos en el agua formando así cuerpos relativamente mayores. Muchos autores han tratado de describir la estructura de estos coágulos y la han designado como “esponjosa”, “red de malla abierta”, “gelatinosa”, etc. Es difícil proporcionar una descripción exacta, aunque en aspecto y estructura los coágulos semejan esponjas de intersticios amplios.

La función primordial del coagulante consiste en suministrar iones fuertemente cargados capaces de neutralizar efectivamente las cargas eléctricas de la mayor parte del material coloidal existente en el agua y causar su precipitación. Adicionalmente, el producto químico coagulante soluble, también sufre reacciones químicas bastante complicadas con varios compuestos definidos presentes o adicionados al agua. Estas reacciones producen otros compuestos insolubles en forma de partículas diminutas cargadas eléctricamente. Estos compuestos acarrear la precipitación de una porción adicional de la materia coloidal. El material así precipitado, se aglomera para formar los coágulos o flóculos gelatinosos anteriormente descritos.

El valor de los coágulos es debido, en parte a las propiedades esponjosas del flóculo, ya que este tipo de estructura posee amplias áreas superficiales a las que se adhieren las partículas coloidales o semicoloidales. La adición de coagulantes al agua cumple dos funciones: acelera el asentamiento de materia en suspensión y permite velocidades de filtración más altas no obtenibles con éxito por otros métodos. Cuando el agua que ha sido coagulada y asentada pasa por arena u otros materiales filtrantes, el material coagulante remanente en el agua es detenido y forma una capa gelatinosa sobre la superficie del medio filtrante. Debido a la estructura esponjosa del flóculo, el agua pasa a través de él, pero el material suspendido es englobado y retenido. Aun cuando muchos materiales son capaces de coagular los sólidos contenidos en el agua, los más extensamente usados son las sales de aluminio y hierro. Otros coagulantes empleados son el alumbre de amonio y potasio, sulfato férrico clorado, aluminato de sodio, sílice activada, bentonitas, almidones procesados y otros varios compuestos. ⁽¹⁷⁾

3.4 COAGULANTES DE ALUMINIO

El sulfato de aluminio (alumbre de filtros) se usa más extensamente en tratamiento de agua que cualquier otro coagulante hasta ahora conocido. Es necesario el conocimiento de un breve resumen de las reacciones más importantes y probables, con objeto de apreciar el valor de este proceso para el acondicionamiento de aguas.

3.4.1 SULFATO DE ALUMINIO

Cuando se agrega una solución de sulfato de aluminio a un agua natural, pueden ocurrir una o más reacciones químicas. Hasta hace poco, se creyó que la adición de una solución de alumbre al agua siempre producía un flóculo como resultado de la formación de hidróxido de aluminio. Varios investigadores han estudiado el aspecto químico de esta reacción y han demostrado que la floculación, por medio de la solución de alumbre, puede o puede no dar como resultado la formación de hidróxido de aluminio. La composición de la sustancia floculante dependerá de la alcalinidad o acidez relativa del agua. Si el agua se encuentra cercana al punto neutro (como indicador de anaranjado de metilo) el flóculo tendrá una composición probable de $5\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{SO}_3$, pero cuando el agua es suficientemente alcalina para dar una reacción rosa como indicador de fonolftaleína, se forma hidróxido de aluminio, $\text{Al}(\text{OH})_3$.⁽¹⁷⁾

Las reacciones del sulfato de aluminio con hidróxidos, bicarbonatos y carbonatos, se muestran en la Tabla 3.2, indicando la precipitación de hidróxido de aluminio.

TABLA 3.2 SULFATO DE ALUMINIO: REACCIONES CON BICARBONATOS, CARBONATOS E HIDROXIDOS ⁽⁸⁾	
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O} + 3\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$	$\longrightarrow 2\text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{CaSO}_4 + 6\text{CO}_2 + 18\text{H}_2\text{O}$
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O} + 3\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$	$\longrightarrow 2\text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{MgSO}_4 + 6\text{CO}_2 + 18\text{H}_2\text{O}$
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O} + 3\text{NaHCO}_3$	$\longrightarrow 2\text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{Na}_2\text{SO}_4 + 6\text{CO}_2 + 18\text{H}_2\text{O}$
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O} + 3\text{Na}_2\text{CO}_3$	$\longrightarrow 2\text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{Na}_2\text{SO}_4 + 3\text{CO}_2 + 15\text{H}_2\text{O}$
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O} + 6\text{NaOH}$	$\longrightarrow 2\text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{Na}_2\text{SO}_4 + 18\text{H}_2\text{O}$
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O} + 3\text{Ca}(\text{OH})_2$	$\longrightarrow 2\text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{CaSO}_4 + 18\text{H}_2\text{O}$

Cuando la alcalinidad es debida a sales de sodio en vez de sales de calcio, como en las reacciones anteriores, se formará sulfato de sodio en lugar de sulfato de calcio. Se producirá una reacción muy similar con el bicarbonato de magnesio.

El sulfato de aluminio se prepara usando bauxita (óxido de aluminio) con ácido sulfúrico. El producto se purifica usualmente para remover la mayor parte del material inerte contenido en la bauxita, aunque en algunos grados de alumbre se emplea sin remover estos contaminantes. El producto se embarca en forma de briquetas, trozos, pulverizado o líquido. Los embarques grandes se entregan a granel y las cantidades pequeñas o medianas

se embarcan en sacos o barricas. Cuando se vende en forma líquida se maneja en carros-tanque recubiertos de hule. El uso de alumbre líquido está circunscrito a plantas de tratamiento de agua en áreas relativamente cercanas a los puntos de elaboración.

El alumbre en la forma que generalmente se utiliza tiene una fórmula química de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ y puede obtenerse en forma ácida o básica. El producto puro contiene 15.3% de óxido de aluminio. El alumbre se aplica al agua mediante una variedad de equipos, ya sea en forma seca o después de ser disuelto. Cuando se incorpora en forma seca, debe encontrarse en forma de polvo o gránulos y debe ponerse en solución antes de ser mezclado con el agua por tratar.

Cuando se incorpora en solución, se prepara una solución base (concentrado) y se dosifica mediante un dispositivo medidor en proporción al volumen de agua que requiere tratamiento.

Aún cuando el alumbre es bastante soluble, es preferible calentar el agua para disolver este producto y agitarla con objeto de acelerar su disolución. ⁽¹⁷⁾

3.4.2 ALUMBRES DE AMONIO Y POTASIO

Estos coagulantes no se utilizan extensamente en grandes plantas de tratamiento, pero se emplean principalmente en “tanques de alumbre” (alum pots), en los que el coagulante se disuelve en un tanque a presión y la solución así formada se inyecta al agua por tratar. Este tipo de equipo se emplea en la operación de filtros a presión. El alumbre de filtros, debido a su baja solubilidad y otras características, no se adapta convenientemente a su uso en dosificadores de tanques de presión. ⁽¹⁷⁾

Estos dos coagulantes, ya sea en forma cristalina o en forma de grumos, son los únicos que se pueden usar en los alimentadores de tipo presión de solución. Las fórmulas para estos compuestos son: $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot \text{K}_2\text{SO}_4 \cdot 24\text{H}_2\text{O}$ y $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot (\text{NH}_4)_2\text{SO}_4 \cdot 24\text{H}_2\text{O}$. Véase la Tabla 3.3 para las reacciones de estos compuestos en los tratamientos de agua. Las reacciones del alumbre de amonio son similares, sólo que se produce sulfato de amonio, $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, en lugar de sulfato de potasio. ⁽⁸⁾

TABLA 3.3 ALUMBRE DE POTASIO: REACCIONES CON BICARBONATOS, CARBONATOS E HIDROXIDOS ⁽⁸⁾	
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot \text{K}_2\text{SO}_4 \cdot 24\text{H}_2\text{O} + 3\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$	$\longrightarrow 2\text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{CaSO}_4 + \text{K}_2\text{SO}_4 + 6\text{CO}_2 + 24\text{H}_2\text{O}$
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot \text{K}_2\text{SO}_4 \cdot 24\text{H}_2\text{O} + 3\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$	$\longrightarrow 2\text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{MgSO}_4 + \text{K}_2\text{SO}_4 + 6\text{CO}_2 + 24\text{H}_2\text{O}$
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot \text{K}_2\text{SO}_4 \cdot 24\text{H}_2\text{O} + 6\text{NaHCO}_3$	$\longrightarrow 2\text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{Na}_2\text{SO}_4 + \text{K}_2\text{SO}_4 + 6\text{CO}_2 + 24\text{H}_2\text{O}$
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot \text{K}_2\text{SO}_4 \cdot 24\text{H}_2\text{O} + 3\text{Na}_2\text{CO}_3$	$\longrightarrow 2\text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{Na}_2\text{SO}_4 + \text{K}_2\text{SO}_4 + 3\text{CO}_2 + 21\text{H}_2\text{O}$
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot \text{K}_2\text{SO}_4 \cdot 24\text{H}_2\text{O} + 6\text{NaOH}$	$\longrightarrow 2\text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{Na}_2\text{SO}_4 + \text{K}_2\text{SO}_4 + 24\text{H}_2\text{O}$
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot \text{K}_2\text{SO}_4 \cdot 24\text{H}_2\text{O} + 3\text{Ca}(\text{OH})_2$	$\longrightarrow 2\text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{CaSO}_4 + \text{K}_2\text{SO}_4 + 24\text{H}_2\text{O}$

3.4.3 ALUMINATO DE SODIO

El aluminato de sodio se emplea ahora con regularidad como coagulante. Este material se vende en forma líquida o como polvo. Sus soluciones contienen varias cantidades de sólidos y agua. Los sólidos presentes en este producto son aluminato de sodio, carbonato de sodio, sosa cáustica y materia orgánica. A causa de la presencia de compuestos sódicos, se produce un ablandamiento cuando se emplea con aguas duras. Es específicamente útil en el tratamiento de algunos tipos de agua (Fig. 3.1 y 3.2). Su valor es específico al tratar aguas coloridas y aguas blandas que usualmente son corrosivas después de su tratamiento con alumbre.

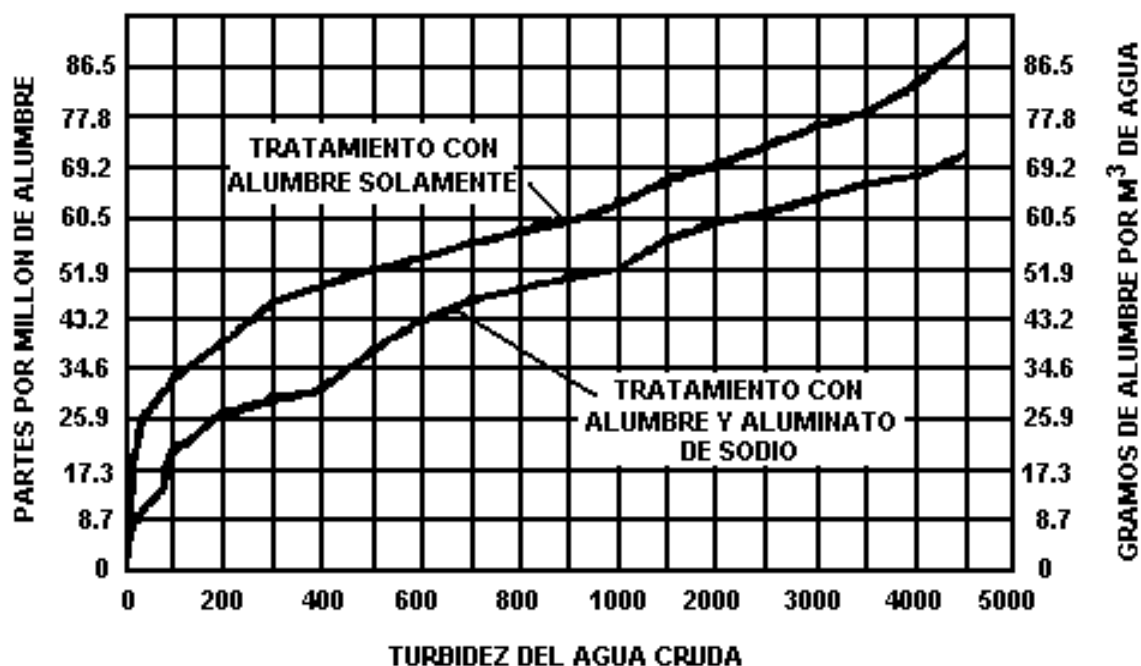


Fig. 3.1 Dosis de alumbre requerida para una buena coagulación con varias turbideces en el agua cruda, en comparación con las requeridas por tratamiento con alumbre y aluminato de sodio. Los datos mostrados son resultados efectivos de operación. ⁽¹⁷⁾

El aluminato de sodio $-NaAlO_2-$ difiere de los anteriormente descritos, en que tiene carácter alcalino en sus reacciones. Cuando se usa para coagular aguas turbias o coloreadas, usualmente se dosifica junto con sulfato de aluminio. También reacciona con el CO_2 libre. Morse, Hechmer y Powell, han encontrado que el aluminato de sodio es un útil coadyuvante para coagular ciertos sólidos suspendidos cuando se aplica junto con sulfato de aluminio. Este tipo de coagulante se ha usado extensamente como un reactivo suplementario en el proceso de ablandamiento de agua para aglomerar sólidos suspendidos finamente divididos y también para ablandamiento, produciendo una dureza residual inferior en algunos casos que la que puede obtenerse por un tratamiento con cal y carbonato de sodio exclusivamente. Tiene también el mérito de reducir el contenido de sílice de algunas aguas.

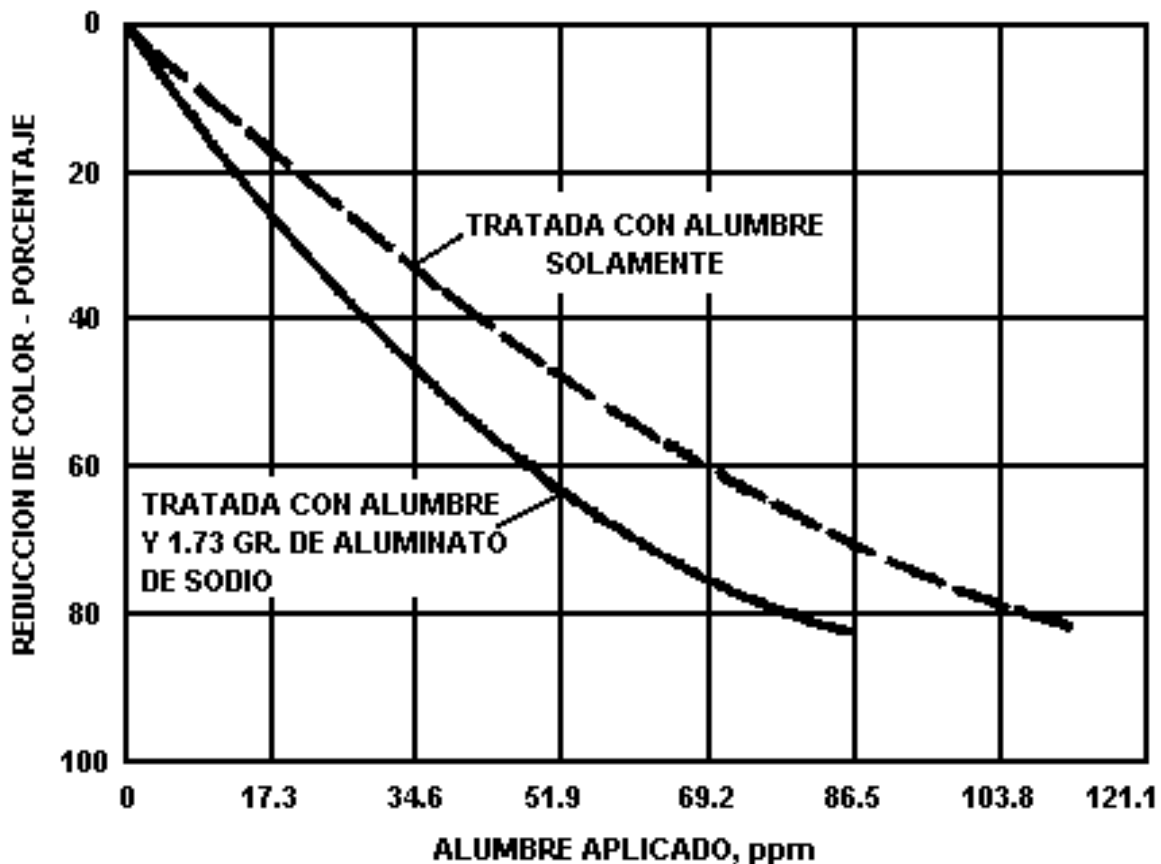


Fig. 3.2 Gráfica mostrando el porcentaje de reducción de color efectuado por la aplicación de alumbre, en comparación con la obtenida por tratamiento con alumbre y aluminato de sodio. ⁽¹⁷⁾

El aluminato de sodio contiene aproximadamente 88% de NaAlO_2 siendo el resto de los constituyentes presentes sales de sodio, principalmente carbonato e hidróxido de sodio. El exceso de álcalis se usa para mantener el aluminio en solución. Este compuesto químico se ha empleado en compuestos para tratamiento en calderas de baja presión. Es una práctica común calentar la solución de aluminato de sodio al ser preparada. El producto seco es delicuescente, de modo que deberá guardarse en recipientes cerrados hasta que sea empleado. Pesa entre 50 y 60 libras por pie³ (801 a 961 kilos por metro³) y usualmente se maneja en tambores, sacos o barricas.

Las reacciones químicas del sulfato de aluminio y el aluminato de sodio al agregarse al agua, son:

TABLA 3.4 ALUMINATO DE SODIO: REACCIONES CON SULFATO DE ALUMINIO Y BIOXIDO DE CARBONO ⁽¹⁷⁾	
$6\text{NaAlO}_2 + \text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$	$\longrightarrow 8\text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{Na}_2\text{SO}_4 + 6\text{H}_2\text{O}$
$6\text{NaAlO}_2 + \text{CO}_2 + 3\text{H}_2\text{O}$	$\longrightarrow \text{Na}_2\text{CO}_3 + 2\text{Al}(\text{OH})_3$

El flóculo es similar al producido por el sulfato de aluminio cuando se emplea solo, pero el material tiene una reacción alcalina mientras que el sulfato de aluminio es un coagulante ácido. Es a causa de esta diferencia que el aluminato de sodio tiene una aplicación especial para el tratamiento de ciertas aguas.⁽¹⁷⁾

3.5 COAGULANTES DE HIERRO

Los compuestos de hierro usados en tratamientos de agua incluyen varias de las sales ferrosas y férricas solubles. Como en el caso de los compuestos de aluminio, estas sales intervienen reacciones químicas y físicas en el agua para formar compuestos insolubles. El resultado final de estas reacciones es la coagulación y clarificación del agua. La más simple de las reacciones que experimentan tanto los coagulantes ferrosos como férricos, muestran que en cada caso el compuesto insoluble en última instancia es hidróxido férrico, $\text{Fe}(\text{OH})_3$.

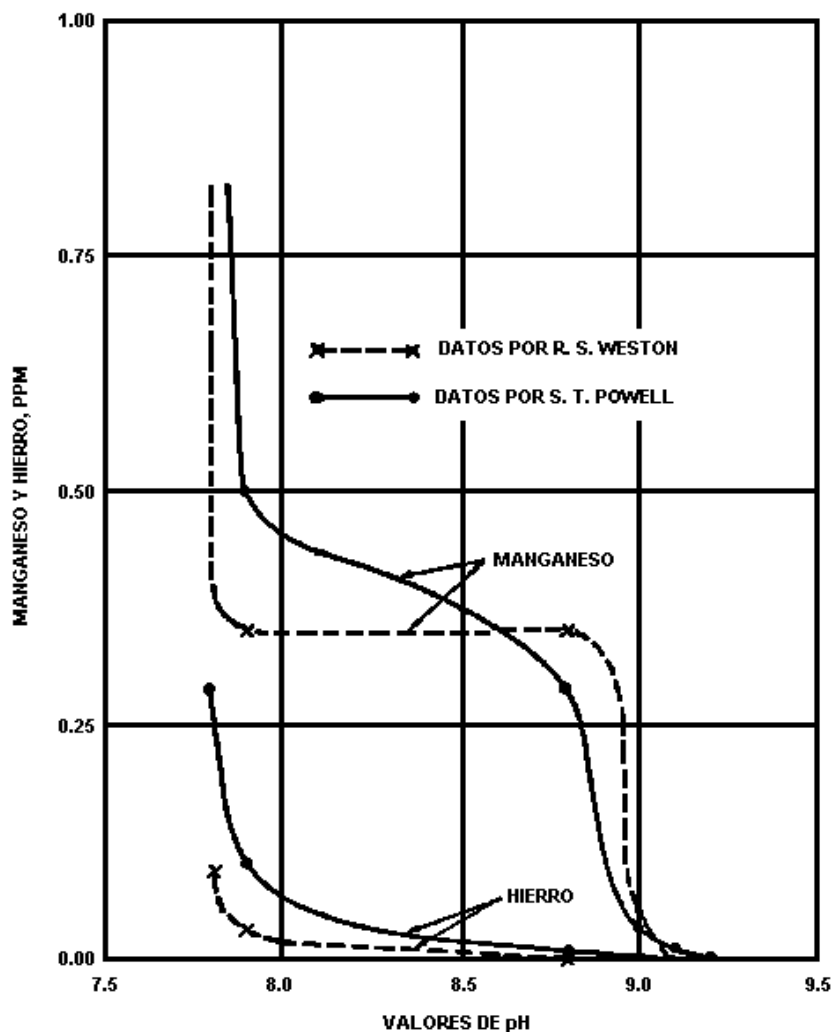


Fig. 3.3 Curvas que muestran la remoción de manganeso y hierro a diferentes valores de pH en el agua tratada.⁽¹⁷⁾

Una ventaja que poseen los coagulantes de hierro sobre el alumbre es el amplio margen de valores de pH dentro de los cuales se precipitan los compuestos de hierro. En estudios sobre la formación de flóculo mediante los coagulantes férricos, realizados por Bartow, Black y Sansbury, se ha demostrado que el punto de coagulación óptima puede ser tan bajo como un pH de 3.80 en el caso de aguas de pantano altamente coloridas o puede encontrarse arriba de 8.00 para otros tipos de aguas. En ocasiones, el margen de pH dentro del que puede formarse rápidamente un buen flóculo, es relativamente estrecho y el pH del agua debe ser cuidadosamente controlado. La zona de coagulación depende de las concentraciones de los diferentes iones presentes en el agua, la temperatura, las condiciones favorables para la coagulación y otros factores.

Las curvas de la Fig. 3.3, muestran el grado de extensión alcanzado en la floculación de aguas naturales con hierro férrico y manganeso. Estos datos muestran el amplio margen de precipitación del hierro y manganeso en una serie de aguas naturales. ⁽¹⁷⁾

3.5.1 SULFATO FERROSO

El sulfato ferroso fue originalmente empleado para clarificar agua muy turbia y aún se utiliza extensamente para este propósito. Este material se conoce como “copperas” en lenguaje inglés y tiene la fórmula $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$.

Similarmente, el sulfato de aluminio reacciona con la alcalinidad natural del agua para formar flóculo. Sin embargo, el flóculo inicialmente formado es un compuesto relativamente soluble, hidróxido ferroso, $\text{Fe}(\text{OH})_2$. Las reacciones por las que este compuesto se forma son las siguientes:

TABLA 3.5 SULFATO FERROSO: REACCIONES CON BICARBONATOS, CARBONATOS E HIDROXIDOS Y OXIGENO DISUELTO⁽⁸⁾	
$2\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} + 2\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2 + \frac{1}{2}\text{O}_2$	$\longrightarrow 2\text{Fe}(\text{OH})_3 + 2\text{CaSO}_4 + 4\text{CO}_2 + 6\text{H}_2\text{O}$
$2\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} + 2\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2 + \frac{1}{2}\text{O}_2$	$\longrightarrow 2\text{Fe}(\text{OH})_3 + 2\text{MgSO}_4 + 4\text{CO}_2 + 6\text{H}_2\text{O}$
$2\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} + 4\text{NaHCO}_3 + \frac{1}{2}\text{O}_2$	$\longrightarrow 2\text{Fe}(\text{OH})_3 + 2\text{Na}_2\text{SO}_4 + 4\text{CO}_2 + 6\text{H}_2\text{O}$
$2\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} + 2\text{Na}_2\text{CO}_3 + \frac{1}{2}\text{O}_2$	$\longrightarrow 2\text{Fe}(\text{OH})_3 + 2\text{Na}_2\text{SO}_4 + 2\text{CO}_2 + 4\text{H}_2\text{O}$
$2\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} + 4\text{NaOH} + \frac{1}{2}\text{O}_2$	$\longrightarrow 2\text{Fe}(\text{OH})_3 + 2\text{Na}_2\text{SO}_4 + 6\text{H}_2\text{O}$
$2\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} + 2\text{Ca}(\text{OH})_2 + \frac{1}{2}\text{O}_2$	$\longrightarrow 2\text{Fe}(\text{OH})_3 + 2\text{CaSO}_4 + 6\text{H}_2\text{O}$

El hidróxido ferroso bajo ciertas condiciones es fácilmente oxidado a hidróxido férrico, $\text{Fe}(\text{OH})_3$, el cual es un compuesto muy insoluble. *

La oxidación del hidróxido ferroso a la fórmula férrica se obtiene en forma relativamente rápida por efecto del oxígeno disuelto en el agua y la velocidad con que tiene lugar se

* De acuerdo con los datos reportados en “Solubilities of Inorganic and Metal Organic Compounds”, de Seidell, las solubilidades del hidróxido férrico son 6.0 ppm y 0.000033 ppm respectivamente. De estos datos, se observa que el hidróxido férrico tiene sólo alrededor de 1/180,000 veces la solubilidad del hidróxido ferroso.

incrementa rápidamente por aceleración. La cantidad de oxígeno requerido para convertir hidróxido ferroso a férrico es 0.03 partes de oxígeno, O₂, por una parte, de “copperas”, FeSO₄·7H₂O.

Aunque el sulfato ferroso producirá flóculos de acuerdo con las reacciones anteriores al reaccionar con la alcalinidad y el oxígeno normalmente presente en el agua, los resultados son a menudo poco satisfactorios. Tales resultados se deben generalmente a la presencia de bióxido de carbono y a su efecto sobre la solubilidad del hidróxido ferroso. Para contrarrestar este inconveniente, el coagulante se aplica usualmente en combinación con cal hidratada. Este último compuesto neutraliza al bióxido de carbono presente en el agua, así como el resultante de la reacción entre el coagulante y la alcalinidad del agua.

Una ventaja adicional resultante de la adición de cal con el coagulante proviene del incremento resultante en el valor del pH del agua. El valor más alto en el pH favorece a la oxidación de hidróxido ferroso a hidróxido férrico.

Este producto químico se maneja en sacos o barricas y se aplica al agua mediante los mismos tipos de aditamentos dosificadores empleados para alimentar sulfato de aluminio.
(17)

3.5.2 SULFATO FERRICO

En épocas recientes, el sulfato férrico ofrecido bajo los nombres comerciales de Ferrisul, Ferri-floc y otras denominaciones ha sido ampliamente usado en el tratamiento de ciertos tipos de agua. Ha reemplazado al sulfato ferroso en muchos casos. Este coagulante reacciona con la alcalinidad natural del agua para formar hidróxido férrico insoluble y, por tanto, no requiere la adición de cal hidratada para completar la reacción.

La reacción química que tiene lugar cuando se agrega sulfato férrico a un agua que contiene alcalinidad cálcica es la siguiente:

TABLA 3.6 SULFATO FERRICO: REACCIONES CON BICARBONATOS, CARBONATOS E HIDROXIDOS⁽⁸⁾	
$Fe_2(SO_4)_3 + 3Ca(HCO_3)_2$	$\longrightarrow 2Fe(OH)_3 + 3CaSO_4 + 6CO_2$
$Fe_2(SO_4)_3 + 3Mg(HCO_3)_2$	$\longrightarrow 2Fe(OH)_3 + 3MgSO_4 + 6CO_2$
$Fe_2(SO_4)_3 + 6NaHCO_3$	$\longrightarrow 2Fe(OH)_3 + 3Na_2SO_4 + 6CO_2$
$Fe_2(SO_4)_3 + 3Na_2CO_3 + 3H_2O$	$\longrightarrow 2Fe(OH)_3 + 3Na_2SO_4 + 3CO_2$
$Fe_2(SO_4)_3 + 6NaOH$	$\longrightarrow 2Fe(OH)_3 + 3Na_2SO_4$
$Fe_2(SO_4)_3 + 3Ca(OH)_2$	$\longrightarrow 2Fe(OH)_3 + 3CaSO_4$

Las soluciones de sulfato férrico son corrosivas y requieren equipo resistente al ácido para su dilución y aplicación al agua. Usualmente se utilizan tanques y equipos recubiertos con hule o plomo, o construido de acero inoxidable o “Duriron”.

Es importante controlar la relación del producto químico al agua empleada para preparar la solución con objeto de eliminar depósitos insolubles duros en los tanques. El sulfato férrico forma un hidrato $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$, el cual se solidifica rápidamente en forma similar al yeso. Este cuerpo no se solubiliza rápidamente en el agua fría. El uso de dos a cuatro partes de agua en peso por una parte de sulfato férrico elimina la formación del hidrato duro y conserva el calor de solución para favorecer la disolución. La práctica más conveniente es alimentar agua caliente en forma proporcional al flujo de coagulante seco.

El sulfato férrico puede aplicarse mediante máquinas alimentadoras en seco y en esta forma el producto no es corrosivo. Algunos compuestos férricos son altamente delicuescentes, pero algunos grados son tratados con material inerte que recubre los granos, inhibiendo en esta forma la absorción de humedad. Este material se embarca en sacos o barricas forradas interiormente con papel. ⁽¹⁷⁾

3.5.3 CLORURO FERRICO Y SULFATO FERROSO CLORADO

Estos compuestos férricos han sido conocidos y empleados durante muchos años para la coagulación de lodos de aguas negras y, hasta cierto límite, para el tratamiento de algunos suministros de agua usados para fines sanitarios e industriales. El cloruro férrico $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, se emplea extensamente en tratamientos de aguas negras para mejorar el asentamiento y filtrabilidad de los lodos, pero su uso para clarificación de aguas no es extenso. Sin embargo, el cloruro férrico es ventajoso para obtener coagulación a un pH bajo. Miller ha encontrado que puede obtenerse una coagulación satisfactoria a un pH de 5.0. El cloruro férrico se maneja en tambores o carros-tanque y es muy corrosivo, requiriendo equipo especial resistente al ácido para el almacenamiento y alimentación de su solución. Es a causa de esta propiedad altamente corrosiva que no se emplea tan extensamente como el sulfato férrico.

El sulfato ferroso clorado, aun cuando no es un coagulante tan eficiente, como otros, presenta ventajas considerables a causa de que su preparación puede llevarse a cabo dentro de las mismas plantas de tratamiento. Esto se hace por cloración de una solución de sulfato ferroso produciéndose tanto sulfato férrico, como cloruro de acuerdo con la siguiente reacción:

TABLA 3.7 COPPERAS CLORADAS: REACCIONES CON BICARBONATOS, CARBONATOS E HIDROXIDOS⁽⁸⁾	
$2\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} + 3\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2 + \text{Cl}_2$	$\longrightarrow 2\text{Fe}(\text{OH})_3 + 2\text{CaSO}_4 + \text{CaCl}_2 + 6\text{CO}_2 + 7\text{H}_2\text{O}$
$2\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} + 3\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2 + \text{Cl}_2$	$\longrightarrow 2\text{Fe}(\text{OH})_3 + 2\text{MgSO}_4 + \text{MgCl}_2 + 6\text{CO}_2 + 7\text{H}_2\text{O}$
$2\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} + 6\text{NaHCO}_3 + \text{Cl}_2$	$\longrightarrow 2\text{Fe}(\text{OH})_3 + 2\text{Na}_2\text{SO}_4 + 2\text{NaCl} + 6\text{CO}_2 + 7\text{H}_2\text{O}$
$2\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} + 3\text{Na}_2\text{CO}_3 + \text{Cl}_2$	$\longrightarrow 2\text{Fe}(\text{OH})_3 + 2\text{Na}_2\text{SO}_4 + 2\text{NaCl} + 3\text{CO}_2 + 4\text{H}_2\text{O}$
$2\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} + 6\text{NaOH} + \text{Cl}_2$	$\longrightarrow 2\text{Fe}(\text{OH})_3 + 2\text{Na}_2\text{SO}_4 + 2\text{NaCl} + 7\text{H}_2\text{O}$
$2\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} + 3\text{Ca}(\text{OH})_2 + \text{Cl}_2$	$\longrightarrow 2\text{Fe}(\text{OH})_3 + 2\text{CaSO}_4 + \text{CaCl}_2 + 7\text{H}_2\text{O}$

En la práctica, la relación de cloro a sulfato ferroso es de 1:8. Hedgepeth y Olsen han reportado su uso preliminar para coagular agua altamente coloridas a un pH de 4.9. En forma similar, Enslow especifica que la zona de coagulación óptima para agua de pantano con un alto contenido de color corresponde a valores de pH que van de 3.8 a 4.7. ⁽¹⁷⁾

3.6 AYUDAS PARA LA FLOCULACION

Como ya dijimos, algunas substancias se emplean para mejorar las características de los coagulantes ya mencionados, favoreciendo la formación de flóculos más grandes y pesados que ayudan a eliminar color, sólidos suspendidos y materia orgánica. Los materiales que se emplean con este propósito pueden ser clasificados como (1) arcillas, (2) sílice activada y (3) polielectrólitos. ⁽⁸⁾

3.6.1 ARCILLAS

Algunas arcillas son muy empleadas como ayuda de la floculación en la eliminación de color de aguas altamente coloreadas. Posiblemente esta práctica tiene su origen en la observación de que las aguas superficiales de bajo contenido mineral, son más fácilmente coagulables cuando tienen turbidez. Los experimentos han mostrado que algunas arcillas son notablemente efectivas en la eliminación de color y turbidez.

El efecto de estas arcillas se describe comúnmente como “acción de peso”, esto es, con aguas altas en color, pero con muy baja turbidez, el flóculo formado por coagulación consta principalmente de materia orgánica, siendo por esto, demasiado liviano y no se asienta rápidamente; la adición de arcilla aumenta el peso del flóculo, es decir, le da “peso” y se asienta rápidamente. Además de este factor, existe otro, que es la capacidad de adsorción de la arcilla. De cualquier forma, se ha encontrado en la práctica que la adición de pequeñas cantidades de arcilla promueve la formación de flóculos que se asientan más fácilmente, cuando se usan junto con coagulantes de aluminio o hierro. Estas arcillas también amplían el rango del pH en el que la coagulación puede efectuarse.

Hay arcillas comerciales que se han probado y son buenas como ayudantes de la coagulación, antes de usarse deben obtenerse muestras para probarlas en el laboratorio. La dosificación requerida para un agua dada debe determinarse, por supuesto, de tiempo en tiempo, en el laboratorio, la dosis usual es de 17 a 51 ppm. ⁽⁸⁾

3.6.2 SILICE ACTIVADA

La sílice activada es una ayuda de coagulación muy efectiva para la eliminación de turbidez, color, materia orgánica u otros suspensoides. Usualmente se emplea junto con los coagulantes ya mencionados, pero, en el proceso de cal en frío puede usarse como coagulante. La sílice activada no existe como tal, sino que tiene que ser preparada en el sitio de uso por la acción de ciertos materiales ácidos sobre el silicato de sodio.

En el proceso Bayli, el agente activador es el ácido sulfúrico. Después se han empleado otros agentes activantes tales como sulfato de amonio, cloro, bióxido de carbono y sulfato de aluminio. Además de estos agentes, puede usarse el bisulfato de sodio, bisulfito de sodio y bicarbonato de sodio.

En algunos procesos, la sílice activada se prepara por lotes, y en otros se prepara y alimenta continuamente mediante proporcionadores especiales. En cualquier método que se siga deben observarse cuidadosamente las indicaciones de los fabricantes para obtener los resultados apetecidos. La dosis de sílice activada se puede determinar fácilmente en el laboratorio. En general, cuando se emplea junto con un coagulante común, la dosis varía de 1 a 5 ppm. La dosis en los sistemas cal sodada en frío como coagulante es de 2.5 a 4 ppm.⁽⁸⁾

Aún cuando muchos investigadores han reconocido las propiedades coagulantes de ciertas formas de sílice, su valor práctico y su preparación, como ayuda para la coagulación de aguas turbias, fue inicialmente establecido científicamente mediante los brillantes estudios efectuados por Baylis. Como resultado de este trabajo, fue concedida una patente para un proceso de preparación de un sol de sílice activada el cual, al ser agregado al agua, mejoraba las características de asentamiento de los sólidos coagulados.⁽¹⁷⁾

3.6.3 POLIELECTROLITOS

Este término se ha adjudicado a ciertos complejos orgánicos de origen natural o sintético, que se emplean como ayuda de la coagulación, ya sea en unión de los coagulantes usuales o en ciertas aplicaciones, solos, como coagulantes. Además, estos materiales se pueden clasificar como catiónicos, aniónicos o no iónicos. Hay algunos que han sido certificados por el Comité de Ayuda de Coagulantes en el Tratamiento del Agua, como no tóxicos y pueden emplearse en la coagulación de agua para usos municipales. Estas substancias cuando no son certificadas no deberán, por ningún motivo, usarse en aguas que puedan posteriormente ser empleadas para beber, sino solamente en aguas de desecho o industriales.

El mejoramiento de la formación del flóculo, asentamiento y clarificación que se pueden efectuar con el uso de estos polielectrólitos, es a menudo sorprendente. La dosificación y el polielectrólito adecuado deben determinarse por pruebas en el laboratorio.

Respecto a la dosis, ésta varía con diferentes aguas y aplicaciones, pero en general, cuando se usa como ayuda para la clarificación en aguas naturales, la dosis es de 0.5 a 1 ppm, reduce la dosis de coagulante y hace al pH menos crítico. Cuando se usa como coagulante en los sistemas en frío, la dosis será de 1 a 2 ppm. En aguas de desperdicio varía de 0.5 a más.⁽⁸⁾

El empleo de sales minerales de cationes polivalentes como agentes coagulantes se ha generalizado desde finales del siglo pasado basándose en la regla que establece una relación directa entre la valencia de los iones y su poder coagulante. De acuerdo con esta regla se explica porqué las sales de aluminio y hierro se emplean de forma generalizada en todos los

procesos de sedimentación, si se tiene presente, además, su moderado coste. Sin embargo, la coprecipitación de hidróxidos metálicos no deja de ser un inconveniente para determinados usos posteriores de los lodos.

En la actualidad se tiende a utilizar floculantes de naturaleza polielectrolítica, que actúan en muy pequeñas concentraciones con el inconveniente de su elevado coste y su posible toxicidad, por lo que su empleo se halla limitado a procesos de descontaminación de efluentes y en sistemas que operan con reciclado. En descontaminación para la obtención de agua potable su uso es regulado por consideraciones de tipo sanitario.

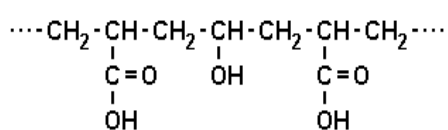
Estas sustancias se forman generalmente durante la polimerización de carboxil-metil celulosa o como derivados del ácido acrílico, sustituyendo el grupo alquilo por hidrógeno y efectuándose una copolimerización al sustituir grupos amida, nitro y alcohol por el grupo del ácido. La longitud de la cadena determina la actividad del floculante, pudiendo ser controlada de acuerdo a las exigencias. Una cadena corta determina una mejor solubilidad a costa de flocular peor, ya que el proceso se lleva a cabo, en gran parte, por la formación de un retículo que enlaza numerosas micelas. Una cadena larga da lugar a insolubilidad del polímero y dificulta su utilización como floculante.

Su naturaleza química es la de macromoléculas con numerosos grupos ionizables, que en disolución dan lugar a un voluminoso ion polivalente de cadena compleja (poliión) y a numerosos iones de carga opuesta (contraiones), que son atraídos hacia la zona de actividad del macroión. Esta enérgica interdependencia motiva muchas de las especiales características de estos electrólitos.

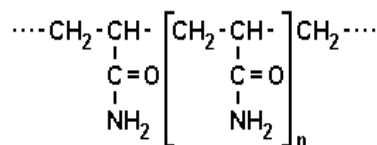
Los polielectrólitos sintéticos sirven de modelo sencillo de estudio, si bien su índice de polimerización no es constante, por presentar unidades repetidas a lo largo de la cadena. No debe olvidarse que numerosos biopolímeros naturales (como los ácidos nucleicos) presentan una relativa constancia en su índice de polimerización, aunque la secuencia y la naturaleza de las unidades resulte mucho más compleja.

Según el carácter iónico de los grupos activos se distinguen tres tipos de polielectrólitos:

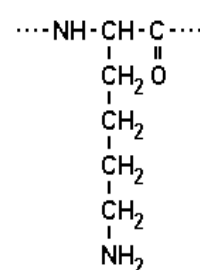
a) Polímeros no iónicos, casi exclusivamente poliacrilamidas de masa molecular comprendida entre 1 y 3×10^7 .



Copolímero del ácido acrílico y alcohol vinílico



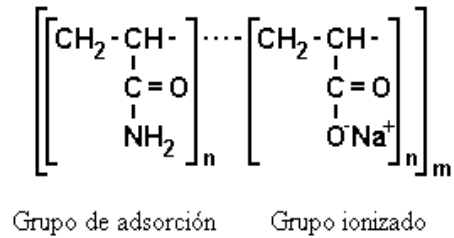
Poliacrilamida



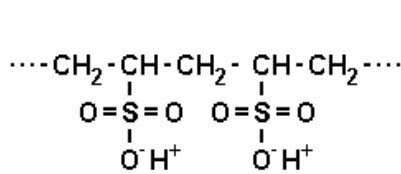
Polilisina / Polipéptido

b) Polielectrólitos aniónicos, caracterizados por la coexistencia de grupos adsorbentes y grupos ionizados negativamente (carboxílicos o sulfúricos).

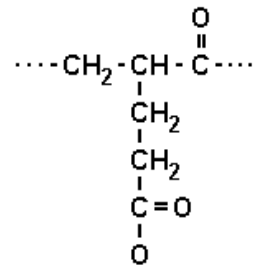
El más conocido es la poliacrilamida parcialmente hidrolizada por hidróxido de sodio.



El ácido polivinil sulfónico se presenta en dilución como una macromolécula completamente disociada en presencia de numerosos contraiones H^+ . En forma semejante se comporta el ácido poliglutámico.

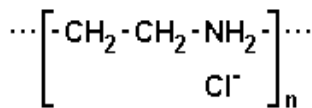


Ac. Polivinil sulfónico

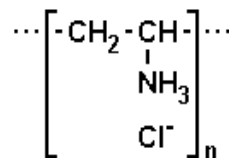


Ac. Poliglutamico / Polipéptido

c) Polielectrólitos catiónicos. Son macromoléculas de masa inferior a 1×10^6 con presencia de grupo amino, ímino o amonio cuaternario. ⁽³⁾



Polietilaminas



Polivinilaminas

3.7 COAGULANTES MISCELANEOS

Muchos materiales tanto orgánicos como inorgánicos, además de compuestos de hierro, aluminio y sílice activada, han sido empleados para coagular sólidos y aumentar la

velocidad del asentamiento. Ya sea empleados en forma simple o en combinación con otros materiales. Se ha encontrado que las arcillas, bentonita, carbón activado, almidones caustificados, y otros compuestos son útiles en el tratamiento de algunos suministros. En adición, se ha dicho que productos como la etilcelulosa y otros compuestos similares ayudan a otros coagulantes cuando se emplean en dosis relativamente minúsculas. ⁽¹⁷⁾

3.8 LA CLORACION COMO AYUDA DE LA COAGULACION

Aún cuando el cloro no es un coagulante en el sentido estricto de la palabra, se emplea frecuentemente para ayudar en la coagulación, acondicionando el agua al remover o destruir materiales que inhiben la formación de flóculos. Este pretratamiento se emplea frecuentemente en aguas contaminadas con compuestos orgánicos, tales como aguas de pantano fuertemente coloridas y también con las contaminadas por residuos sanitarios o industriales. ⁽¹⁷⁾

3.9 EFECTO DE LA MEZCLA Y LA FLOCULACION

Uno de los requisitos más importantes para una buena coagulación y asentamiento de sólidos suspendidos, es la mezcla rápida y completa de los productos químicos y el agua, seguida de floculación lenta. Tal tratamiento es necesario para asegurar una incorporación completa de los productos químicos, eliminando porciones del agua que no reciban su parte alícuota proporcional del coagulante aplicado. Después de efectuada la mezcla, los coágulos finamente divididos deberán dejarse desarrollar para formar partículas grandes que aseguren máximas velocidades de asentamiento. Este tratamiento se obtiene en forma óptima impartiendo movimiento rotario al agua que pasa por la cámara de floculación. ⁽¹⁷⁾

3.10 EFECTO DE LA TEMPERATURA SOBRE LA COAGULACION

Es un hecho bien conocido entre los operadores de filtros que la efectividad de la coagulación y la velocidad de formación de flóculo están influidos grandemente por la temperatura del agua. Conforme disminuye la temperatura del agua, debe aumentarse la dosis de productos químicos usados para coagular con objeto de asegurar la formación de flóculos adecuados. El efecto desfavorable de la baja temperatura sobre la formación de flóculo puede disminuirse mediante un diseño adecuado del equipo con respecto a un mezclado eficiente previo a una floculación apropiada. Aun cuando se cuenta con estos diseños favorables, generalmente se requieren más productos químicos que al tratar aguas más calientes. Esta condición se demuestra por las curvas en la Fig. 3.4, las cuales indican el efecto de la temperatura sobre la demanda de productos químicos y también la variación en tratamiento requerida por aguas conteniendo sólidos suspendidos gruesos, medios y finamente divididos. ⁽¹⁷⁾

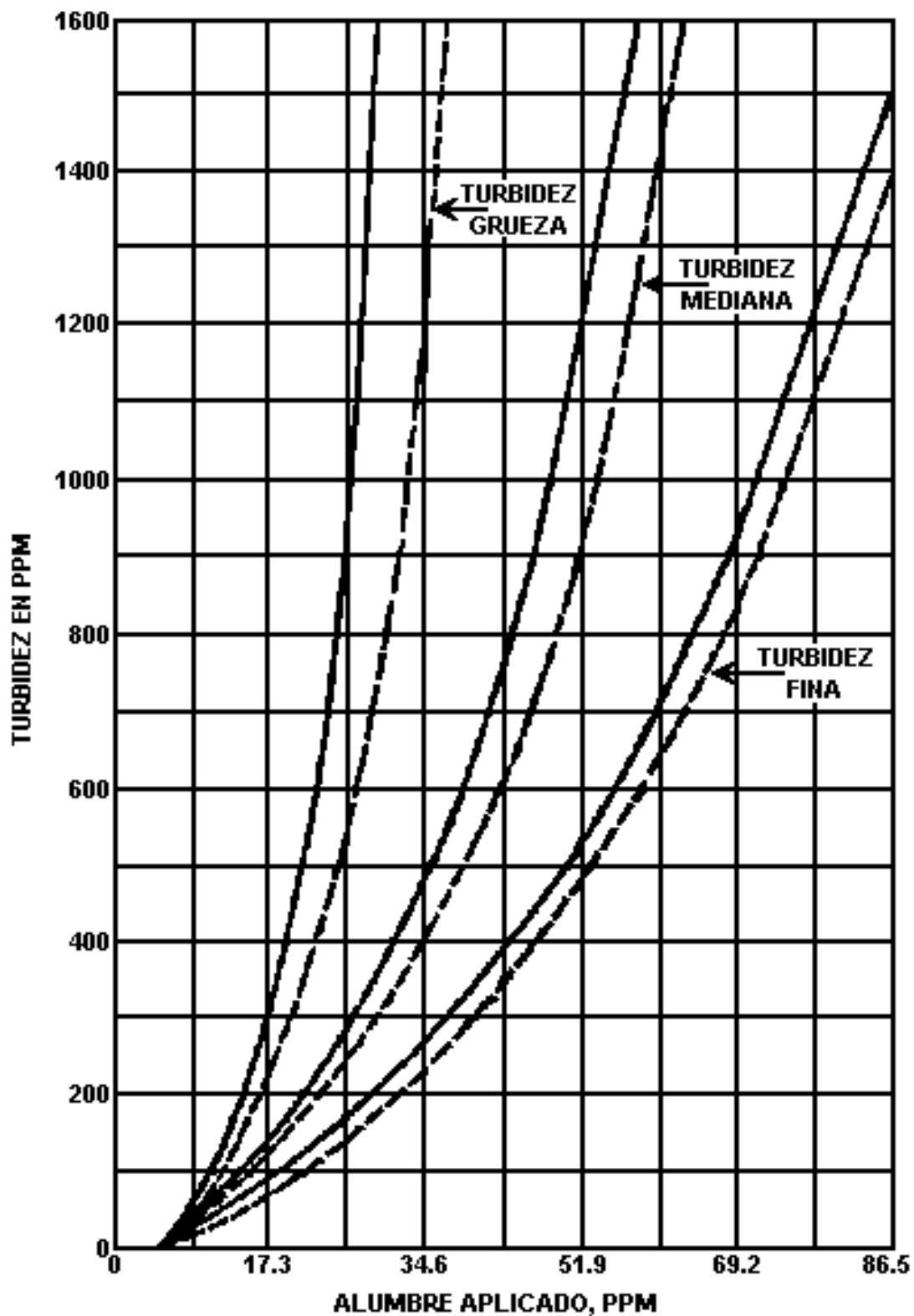


Fig. 3.4 Curvas que muestran las cantidades aproximadas de alumbre requeridas para varias turbideces en el agua. Las líneas continuas representan condiciones de temperatura de 15.6°C; las líneas punteadas por debajo de 10°C. ⁽¹⁷⁾

3.11 EFECTO DEL pH SOBRE LA COAGULACION

La cantidad de coagulante requerida para efectuar una buena coagulación varía con la naturaleza y cantidades de sólidos suspendidos y en solución contenidos en el agua. El trabajo fundamental de Clark y Theriault, Miller y otros en la formación de flóculo por solución de alumbre ha probado que la acidez del agua, medida por la concentración de iones hidrógeno de la mezcla final de alumbre y agua, es de gran importancia en la formación de flóculos.

Cuando otros posibles factores de consideración se desechen, se encontrará que las condiciones óptimas para la formación de flóculo existen en una estrecha zona correspondiente a un pH de 5.5 para las soluciones diluidas. Mientras más diluida sea el agua respecto al contenido total de sales y menor sea la cantidad de alumbre agregada, más estrecha se vuelve la zona de pH en la que se hallan las condiciones óptimas para formación de flóculo.

Aún, cuando bajo condiciones controladas se puede obtener floculación máxima con alumbre a un pH de 5.5, existen factores que pueden acarrear ciertas desviaciones de este punto. Además, una floculación máxima no asegura la solubilidad mínima de los iones residuales que permanecen en el agua tratada. Estos investigadores han reportado que la cantidad mínima de aluminio residual ocurrió en el agua investigada aproximadamente a un pH de 6.3, mientras que el mínimo de hierro residual en otra agua se encontró a un valor menor de pH alrededor de 5.4. Ellos también mostraron que existen dos márgenes de pH en los que el hierro precipita. En adición al residual mínimo a un pH de 5.4, se encontró la existencia de otro mínimo en la región de valores de pH alcalinos. Se ha demostrado que este último mínimo se encuentra en el intervalo de pH de 9.4 a 13.0.

Los investigadores han demostrado que el intervalo de pH para formación óptima de flóculo se amplía considerablemente por la presencia de ciertos iones comúnmente encontrados en aguas naturales. En general, los iones de mayor valencia, tales como los sulfatos, se ha encontrado que ejercen una influencia mayor a este respecto que los iones de valencia menor como los cloruros. ⁽¹⁷⁾

Capítulo 4

Proceso de clarificación

4 TRATAMIENTO DEL AGUA, CLARIFICACION

Por diversas causas, puede ser necesario someter el agua a tratamientos que puedan tener como finalidad la eliminación de organismos patógenos, olores o sabores desagradables, color o turbidez excesivos, ciertos minerales disueltos y un conjunto de productos químicos que pueden ser desagradables o potencialmente peligrosos. El agua tratada debe ser adecuada para usos generales, domésticos e industrial o puede tener una calidad superior, tal como la necesaria para su empleo en generadores de vapor de media y alta presión, elaboración de productos alimenticios y bebidas y otros usos industriales especializados.

Se han desarrollado un conjunto de métodos de tratamiento que son capaces de producir la cantidad del agua que se desee. En algunos casos, se ha utilizado el almacenamiento y la sedimentación simple, aunque estos sistemas no forman ya parte de las instalaciones de tratamientos modernas en las que se consigue una sedimentación más rápida, así como la eliminación de partículas coloidales, por medio de la coagulación química seguida de sedimentación y filtración.

El carácter y grado del tratamiento necesario dependerán de la naturaleza del agua, la que, a su vez, dependerá en gran medida, de su origen. En aguas superficiales es fácil que presenten contaminaciones peligrosas y que sean más o menos turbias, lo que hará necesaria la coagulación, sedimentación y filtración. ⁽¹⁸⁾

4.1 AGUAS INDUSTRIALES DE DESECHO

Los desechos líquidos se producen en todas las industrias de procesos húmedos. Las aguas de desechos varían en ellas tanto en calidad y en capacidad contaminante, que es imposible asignar valores definidos a sus constituyentes comunes. Estos desechos pueden ser descargados al sistema de alcantarillado, siempre que su volumen sea pequeño en comparación con el gasto normal de aguas negras, o cuando han sido sometidas a un pretratamiento conveniente.

Por lo general, las aguas industriales de desecho contienen materia mineral suspendida, coloidal y disuelta, así como sólidos orgánicos. Además, pueden ser excesivamente ácidas o alcalinas y tener baja o alta concentración de materias colorantes.

Estos desechos pueden contener materiales inertes, orgánicos o tóxicos y posiblemente bacterias patógenas.

Los desechos inertes son los que no sufren cambios en los procesos químicos o biológicos. Ejemplos de tales desechos son los de las canteras, lavado de arenas y gravas, purga de calderas, así como ciertos tipos de lodos producidos en las plantas de precipitación.

La mayoría de los desechos orgánicos son atribuibles a tratamientos biológicos, como son los desechos líquidos de las industrias lecheras, enlatadoras, empacadoras, textiles y papeleras.

Los desechos tóxicos son los que originan gases o vapores venenosos, o aquellos que contienen productos químicos o metales capaces de aniquilar el proceso biológico empleado en el tratamiento de las aguas negras. Esta clase de desechos también perturba la actividad biológica de las corrientes receptoras y su acción puede persistir a grandes distancias. Tales desechos son tolerables cuando las concentraciones son tan bajas que no constituyen riesgos para el personal de las plantas de tratamiento ni interferencias con su funcionamiento normal, así como tampoco con la actividad biológica de las corrientes. Los desechos que contengan tales constituyentes deben ser estudiados cuidadosamente con respecto a las restricciones mencionadas, antes de expedir el permiso para descargarlos en el sistema de alcantarillado. ⁽¹⁾

4.2 TRATAMIENTO Y DISPOSICION

El grado de tratamiento que requiera un desecho industrial, depende de la dilución y características estabilizadoras de la corriente receptora. La cantidad y concentración de los contaminantes debe quedar reducida al mínimo en la planta industrial.

Los procesos de tratamiento que se empleen dependen de las características del desecho. Estos procesos son adaptaciones de la práctica del tratamiento de aguas negras y se modifican frecuentemente para obtener los resultados más eficaces, según el caso.

La carga orgánica fijada en la planta de tratamiento de aguas negras, se expresa en términos de “equivalente de población”. Este término designa la relación que existe entre la DBO del desecho en kilogramos o libras al día y la DBO media con que contribuye cada persona que usa el sistema de alcantarillado. Esta demanda diaria per cápita se ha estimado en 0.77 Kg. (0.17 libras). Por ejemplo, un desecho industrial que tiene una DBO diaria de 7,700 Kg., o sea 17,000 libras, tendrá un equivalente de población de 100,000 h.

Hay que hacer notar que el equivalente de población se refiere únicamente al contenido orgánico oxidable del desecho. No valoriza otras características contaminantes de importancia en el desecho.

A continuación, se presenta un resumen de las combinaciones de procesos de tratamiento que se usan comúnmente para tratar desechos industriales.

1.- Eliminación de los sólidos suspendidos de tamaño apreciable, por medio de cribado o sedimentación.

2.- Eliminación de grasas, aceites y sólidos grasos por medio de flotación y desnatación, auxiliado en algunos casos, por tratamiento químico.

3.- Eliminación de los sólidos coloidales por floculación con coagulantes químicos y electrolitos, seguida de sedimentación o incluso filtración.

4.- Neutralización de la acidez o alcalinidad excesivas, por adición de productos químicos.

5.- Eliminación o estabilización de los sólidos disueltos mediante precipitación química, permutación iónica, procesos biológicos o sus combinaciones.

6.- Decoloración por tratamiento químico, con sedimentación o filtración, o con ambas.

7.- Reoxigenación de los desechos por medios adecuados de aeración.

8.- Disminución de la temperatura de los desechos excesivamente calientes, por enfriamiento. ⁽¹⁾

En este capítulo sólo se tratará el proceso correspondiente al punto 3, aunque también involucraría al proceso correspondiente al punto 6.

4.3 COAGULACION

4.3.1 GENERALIDADES

El objeto de la coagulación es facilitar o hacer posible la sedimentación de partículas finamente divididas o al estado coloidal, mediante el agregado de sustancias químicas.

Coagulante. Es un agente químico que se agrega al agua y cuyas propiedades hacen posible la sedimentación de materias suspendidas, finamente divididas o al estado coloidal.

Coagulación. Es el proceso o tratamiento que envuelve una serie de operaciones mecánicas y químicas mediante las cuales el agente coagulante se torna efectivo. Este proceso abarca tres fases: *a)* agregado de sustancias químicas; *b)* mezcla o difusión, etapa en la cual el coagulante disuelto se dispersa rápidamente y en forma turbulenta en el agua cruda, y *c)* floculación, proceso que comprende una agitación lenta del agua por un periodo relativamente largo, durante el cual las partículas finamente divididas o al estado coloidal, van neutralizándose, juntándose o aglomerándose para formar un flóculo hidratado de tamaño tal que pueden sedimentar bajo la acción de la fuerza de gravedad. Sin embargo, los flóculos más finos no son eliminados por sedimentación, y por lo tanto hay que recurrir a la filtración como proceso complementario posterior a la coagulación. No obstante, cuando la cantidad de materia fina dividida o al estado coloidal, arcilla, lomo, materia orgánica, algas y requiriéndose en este caso la filtración lenta.

Una fase coloidal se refiere a una cierta forma de materia en un estado de subdivisión en un medio. La unidad de medida usada para el tamaño de las partículas es el μm (milimicrón = 10^{-6} mm = 10^{-7} cm). Las partículas de una fase coloidal están comprendidas entre 1 μm y 100 μm . El tamaño de las partículas mayores, corresponden a fases en estado de suspensión o emulsión.

Las moléculas o iones en una verdadera solución varían desde 0.1 a 1 μm . Los coloides se clasifican en emulsoide o suspensoide, según sean finísimas gotas líquidas o partículas

sólidas dispersas en un líquido. Ambas fases se parecen mucho a las soluciones verdaderas. A la luz normal, se presentan claras y transparentes y no sedimentan, y la filtración no elimina las partículas coloidales.

Las partículas coloidales están en un continuo movimiento conocido como “movimiento browniano”, resultante del choque de las moléculas móviles del solvente con finísimas partículas de la fase coloidal.

Hay dos características de los coloides de particular interés: *a)* fenómenos de adsorción, tendencia de los coloides a concentrar en la superficie otras sustancias. La cantidad de sustancia absorbida por un absorbente depende de la naturaleza de la sustancia, concentración y temperatura; *b)* propiedades electrocinéticas de los coloides, tendencia a adquirir carga eléctrica. Debido a esta propiedad, las partículas en estado coloidal tienen cargas eléctricas, las cuales son positivas o negativas y aun neutras, y por variaciones de condición externa pueden cambiar el signo de su carga.

Los coloides pueden precipitarse por diferentes medios: *a)* precipitación por electroforesis. Se debe a la atracción que ejerce un polo sobre las partículas cargadas con carga eléctrica de signo contrario. Se han hecho experimentos para usar estos métodos en forma práctica sin lograrse todavía éxito satisfactorio; *b)* reducción de potencial Z. Los coloides tienen una carga eléctrica que crea un potencial en relación con la solución y toma el nombre de potencial Z para la distancia más allá de la cual desaparece el efecto de la carga, y por consiguiente el potencial Z es una medida de la capacidad de atraer o repeler cargas eléctricas según sea el signo de la carga. El potencial Z puede reducirse por dos mecanismos: *1)* neutralizando la carga del coloide por otros coloides de carga eléctrica de signo opuesto, produciéndose algo similar a una neutralización y dando origen a un precipitado derivado de la mezcla de las sustancias originalmente presentes, y *2)* por adsorción de iones de signo contrario a los que dan la carga a la partícula. Hay una enorme diferencia entre el poder relativo precipitador de los iones y el poder resultante debido a la carga que tiene el ion. Se puede concluir, en términos generales, que el poder precipitador de un ion bivalente es 50 a 60 veces superior al ion monovalente, y el ion trivalente tiene un poder de 600 a 700 veces superior. ⁽¹⁰⁾

4.3.2 MECANISMO DE LA FORMACION DEL FLOCULO

Basado en este análisis se puede explicar la coagulación con una consecuencia del comportamiento de los coloides. El proceso de coagulación en el tratamiento del agua tiene por objeto fundamental eliminar la turbiedad y el color (materia orgánica), que se presenta como coloides negativos.

Cuando se agrega un coagulante al agua para precipitar o remover la turbiedad y color, se producen dos fases antes que el floculo esté en condiciones de sedimentar.

a) Primera fase. El coagulante, al disolverse en el agua, se disocia en iones. Si se supone que se ha empleado sulfato de aluminio o alguna sal férrica, se tendrán iones

positivos trivalentes de Al^{+++} o de Fe^{+++} , los cuales reducen las cargas negativas de color o turbiedad. Por otra parte, estos iones reaccionan con la alcalinidad del agua, dando origen a los óxidos hidratados de hierro o de aluminio, cargados con carga eléctrica positiva, coloides que neutralizan la carga de color o turbiedad por efecto de la atracción de cargas eléctricas de signo contrario, originando una carga eléctrica neta inferior. Esta es la etapa más importante de la coagulación. La reducción o neutralización se realiza mucho antes de que aparezcan partículas de flóculos visibles, y será tanto más efectiva cuanto más íntimo sea el contacto entre las partículas coloidales y el ion o hidróxido, concluyéndose que en esta primera etapa se requiere una mezcla activa y turbulenta. Cuando se ha producido la neutralización de la mayor parte de los coloides con iones de Al^{+++} , Fe^{+++} o hidróxido, se forma un “microflóculo” que no sedimenta por la acción de la gravedad, y estos microflóculos, que todavía tienen carga positiva, continúan removiendo partículas de color y turbiedad negativamente cargadas.

b) Segunda fase. La fase anterior ha dado origen a “microflóculos”, partículas no visibles ni sedimentables. Mediante el acondicionamiento o agitación leve del agua se consigue incrementar lentamente, por adsorción, el tamaño del flóculo, por cuanto se ha generado una superficie activa, producto del enorme número de microflóculos que absorbe las impurezas del agua en el momento de producirse el contacto entre las diferentes partículas. Los microflóculos se transforman lentamente en flóculos susceptibles de sedimentar. ⁽¹⁰⁾

4.3.3 AGENTES COAGULANTES

Los principales coagulantes empleados en el proceso de la coagulación son sales de aluminio o hierro de los ácidos sulfúrico y clorhídrico.

a) Alumbres. Hay cuatro clases de alumbre que se emplean en la coagulación del agua:

1) Sulfato de aluminio cristalizado, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$. Es tal vez el coagulante más usado.

2) Alumbre potásico o sulfato de aluminio y potasio, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot \text{K}_2\text{SO}_4 \cdot 24\text{H}_2\text{O}$.

3) Alumbre amónico o sulfato de aluminio y amonio, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot (\text{NH}_4)_2\text{SO}_4 \cdot 24\text{H}_2\text{O}$.

4) Aluminato de sodio, $\text{Na}_2\text{Al}_2\text{O}_4$.

b) Sales de hierro.

1) Sulfato ferroso (*copperas*), $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$.

2) Cloruro férrico, FeCl_3 .

-
-
- Se obtiene como: líquido con 42% de H₂O y 14% de Fe.
 - Sal cristalizada, FeCl₃·6H₂O con 20% de Fe.
 - Sal anhidra, FeCl₃, con 34% de Fe.
 - El cloruro férrico es muy corrosivo.

3) Sulfato férrico, Fe₂(SO₄)₃. Varía desde 62% de Fe₂(SO₄)₃ a sal anhidra, con un promedio de 25% de Fe. Esta sal es corrosiva, y aunque no tanto como el sulfato y cloruro férrico, debe ser operado con cuidado.

4) Sulfato y cloruro férrico (*copperas cloradas*). Fe₂(SO₄)₃·FeCl₃·7H₂O. Se obtiene por oxidación del sulfato ferroso con cloro. En la práctica se mezcla la solución acuosa del sulfato ferroso proveniente de la máquina dosificadora con la solución de cloro, conservando la proporción de una parte por 7.8 partes de sulfato ferroso. La solución resultante es muy corrosiva, de tal modo que debe ser operada con mucho cuidado y en los equipos emplear conductos de goma, vidrio, plástico u otro material apropiado. ⁽¹⁰⁾

4.3.4 FACTORES QUE INFLUYEN EN LA COAGULACION

Hay una cantidad de factores que afectan la coagulación, y entre ellos podemos citar: *a)* clases de coagulante; *b)* cantidad de coagulante; *c)* cantidad y características del color y turbiedad; *d)* características químicas del agua; *e)* concentración del ion hidrógeno del agua (H); *f)* tiempo de mezcla y floculación; *g)* temperatura del agua; *h)* violencia de la agitación; *i)* presencia de un nucleóide.

Partículas de turbiedad muy finas son difíciles de coagular, necesitándose más agente químico para una misma turbiedad. Las características químicas del agua tienen una influencia apreciable en la coagulación, por cuanto es función de ella la disolución de iones y el pH, que son factores fundamentales en este proceso.

Después de cuidadosos estudios en un agua determinada, se pueden fijar valores entre los cuales varía el pH para obtener una coagulación satisfactoria en un mínimo espacio de tiempo con una dosis de coagulante determinada, o para la cantidad mínima de coagulante en un tiempo dado.

En una planta de tratamiento, dentro de lo posible, se trata de modificar el pH para llevarlo dentro de esos límites, ya sea con álcalis (sosa o cal) o ácidos (sulfúrico o fosfórico). Hay tablas que dan en forma general estos límites, pero no son aplicables en todos los casos. La coagulación con alumbre de aguas blandas coloreadas generalmente cae dentro del intervalo ácido hasta un valor de pH tan bajo como 5.0. Debido a la gran solubilidad del Fe(OH)₃ pueden ser empleados coagulantes férricos para esas aguas con valores bajos de pH. Por otra parte, la coagulación con sulfato ferroso debe hacerse en la zona alcalina.

No obstante, en la práctica, la dosis y la zona óptima de la coagulación deben determinarse experimentalmente en función de las variaciones que pueda tener el agua de la planta, en

lugar de cálculos basados en generalizaciones y ecuaciones químicas. Para ello se utiliza una unidad “Jar-Test”, que consiste en un equipo compuesto fundamentalmente por una serie de vasos que contienen el agua problema, dentro de los cuales giran paletas especiales a velocidad controlable. Variando la cantidad de coagulante aplicado para un tiempo determinado de agitación, después, de diez a quince minutos de haber dejado en reposo el agua tratada en los vasos, se puede determinar la dosis que corresponde a la mejor coagulación. La Figura 4.1 ilustra un equipo para tal propósito.

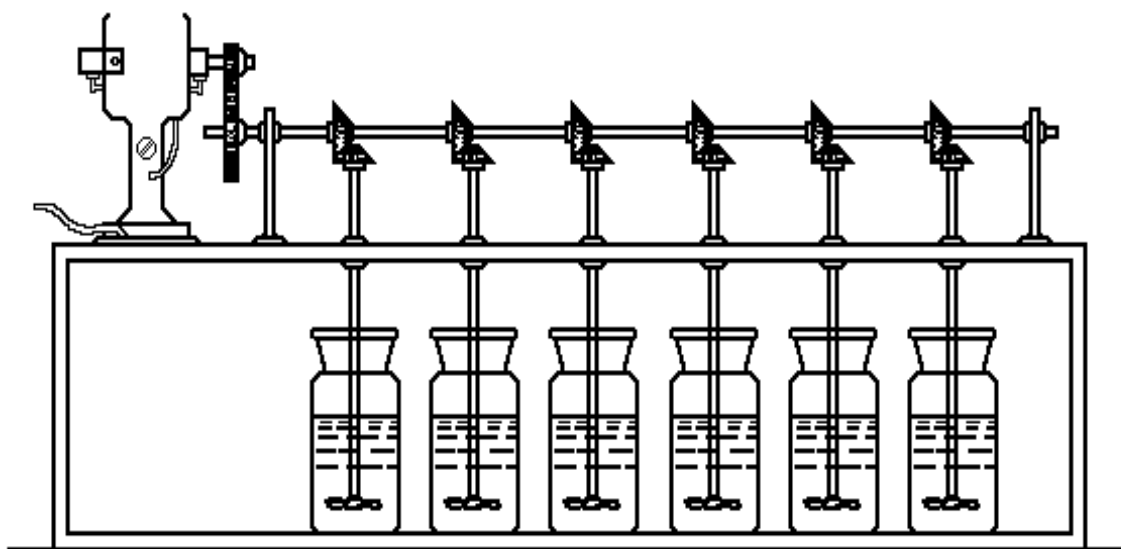


Figura 4.1 Dispositivo para determinar dosis de coagulantes (“Jar - Test”).⁽¹⁰⁾

La temperatura del agua influye en el tiempo de floculación, siendo éste menor para mayores temperaturas. Así, por ejemplo, para una misma dosis de coagulantes y temperaturas de 1°C. y 20°C., el tiempo requerido para formar un buen flóculo, en el segundo caso es de 1/3 a 1/2 del tiempo necesario para coagular el agua a 1°C.

Por otra parte, es favorable la presencia de partículas de turbiedad mayores para que inicie la coagulación y continúe el período de adsorción. Esto se comprueba en prácticas por el hecho de que las aguas con poca turbiedad se hacen más difíciles de coagular. Por esta razón, conviene agregar a las aguas muy claras cierta cantidad de partículas o flóculos (nucleoideo) para mejorar la coagulación, proceso que se realiza haciendo circular lodos desde el sedimentador al afluente del agua cruda, lo cual se aconseja en especial cuando se dispone de floculadores mecánicos.

De las consideraciones anteriores se desprende la necesidad absoluta de que el laboratorio de la planta de agua potable cuente con todos los elementos necesarios para determinar la cantidad óptima de coagulante en función de las variaciones que puede tener el agua cruda.

⁽¹⁰⁾

4.3.5 PRUEBAS DE LABORATORIO

Las dosis de coagulante, pH adecuados y demás datos para efectuar una buena coagulación, se deben determinar en el laboratorio mediante cuidadosas pruebas que se efectúan en frascos de vidrio de boca ancha. Estos frascos pueden agitarse a mano, pero es preferible efectuar varias pruebas simultáneas empleando un agitador mecánico múltiple de velocidad variable. La iluminación de los frascos de vidrio es probablemente la mejor manera de determinar el tipo de coagulación que se forma, y el mejor método de lograr esto es dirigir un rayo luminoso por la parte inferior de los frascos, dirigido hacia arriba. Deben evitarse los efectos de calentamiento que esto podría acarrear.

Preferiblemente la concentración de los reactivos debe ser tal que cada centímetro cúbico añadido corresponda a 1 gpg, y las medidas de los reactivos se efectúan convenientemente con pipetas Mohr. Las suspensiones de cal, arcilla o materiales similares, se pueden usar de la misma manera agitándolas vigorosamente y midiendo la cantidad deseada antes de que se asiente. Este procedimiento no es muy exacto, pero es suficientemente rápido y aproximado para indicar los rangos de dosificación.

Se registra el tiempo para la formación de los flóculos. Se detiene la agitación y se anota el tiempo necesario para el asentamiento. Esto generalmente se expresa como porcentaje sobre lo que se asienta en periodos de 5, 10 y 15 minutos. No hay un método bueno y preciso de determinar estas constantes. Ya que esto se hace por estimación del observador, lleva implícito un error humano.

Debido a que un buen flóculo se asienta mucho más rápidamente que uno malo y las determinaciones son comparativas, no es necesario un elevado grado de exactitud.

Las primeras determinaciones usualmente no se hacen con mucha exactitud, sino que sólo se busca determinar el grado de magnitud de los factores que intervienen en el proceso de coagulación, posteriormente se refinan las determinaciones hasta alcanzar un grado de exactitud satisfactorio para cada caso.

Con los volúmenes que se manejan en los equipos de coagulación, se obtienen mejores coagulaciones con menos dosis de coagulantes que las que usualmente se obtienen en los pequeños volúmenes de los frascos de boca ancha. Por lo que, las pruebas en los frascos indican solamente las dosificaciones aproximadas y óptimos pH. Los ajustes finales se hacen en el equipo. ⁽⁸⁾

4.3.6 DOSIFICADOR DE SUBSTANCIAS QUIMICAS Y UNIDADES DE DIFUSION O MEZCLA Y FLOCULACION

4.3.6.1 DOSIFICADOR DE SUBSTANCIAS QUIMICAS

La dosificación de sustancias químicas debe de estar de acuerdo con la calidad del agua a tratar. Hay dos sistemas de dosificación: en seco y de solución.

En el primer sistema, las sustancias químicas granuladas dosificadas secas se entregan directamente al gasto total, o a un pequeño volumen de agua, la cual las disuelve o mantiene en suspensión antes de inyectarla a la masa de agua por tratar. Los dosificadores en seco pueden ser gravimétricos o volumétricos, de los cuales hay una gran variedad.

Los dosificadores gravimétricos pueden emplear partículas con mayores variaciones de tamaño; en cambio, en el sistema volumétrico las partículas deben tener una relativa uniformidad para que no afecte a la dosificación.

Los sistemas de alimentación en seco se usan con buen éxito para alumbre, sulfato férrico, carbón activado en polvo, cal y ceniza de sosa. Para estos dos últimos se recomienda que la tolva del sistema alimentador disponga de un vibrador. El sulfato ferroso tiende a aglomerarse, y por lo tanto la aplicación con este sistema trae ciertas dificultades.

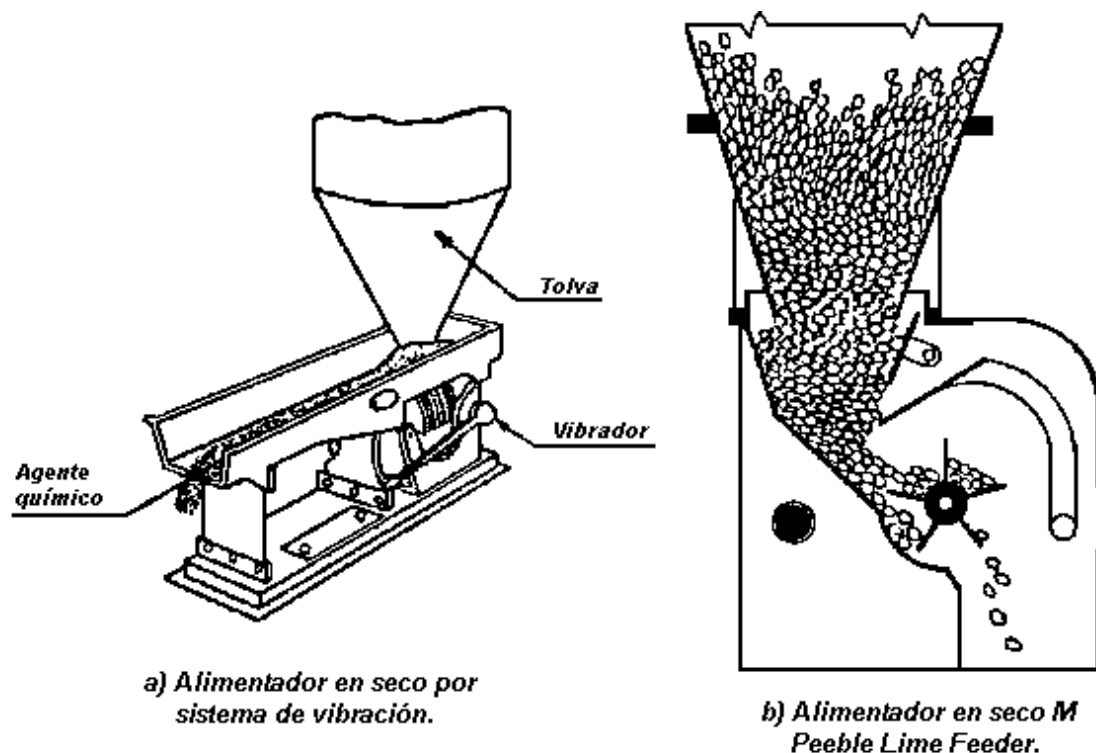


Figura 4.2 Dosificadores de sustancias químicas. ⁽¹⁰⁾

Los alimentadores en solución requieren que las sustancias químicas sean previamente disueltas o llevadas al estado coloidal o de suspensión. Es conveniente diseñar el tamaño de los estanques para un razonable espacio de tiempo. Como regla general, no deben hacerse soluciones de una concentración menor de 0.25%, aunque con coagulantes férricos no conviene bajar de 1%. En todo caso, la concentración deberá ser determinada en función del equipo alimentador empleado. Soluciones que varían entre 1 y 6% son comúnmente empleadas para inyectarlas en el punto de aplicación. Debe cuidarse de la homogeneidad de

la solución o suspensión. Para ello, a veces se preparan soluciones concentradas y posteriormente se diluyen. Se usan mecanismos agitadores, los cuales no sólo son indispensables para preparar la solución, sino que permiten conservar la uniformidad de la mezcla. Es aconsejable aumentar la tasa de solución con agitación violenta. La Figura 4.2 muestra algunos equipos dosificadores de sustancias químicas.

El sistema de coagulación requiere dos unidades o estructuras funcionales. ⁽¹⁰⁾

4.3.6.2 UNIDAD DE DIFUSION O MEZCLA

Esta unidad tiene por objeto fundamental originar una agitación violenta del agua, a fin de producir la dispersión de las sustancias químicas agregadas. El tiempo requerido para esta agitación es corto, del orden de un minuto, siempre que la turbulencia sea suficiente. La velocidad mínima debe ser de 1.50 m/seg. Cuando esta turbulencia no se realiza por dispositivos propios de la planta, tales bombas de agua cruda o canales, es necesario disponer de estructuras o cámaras especiales: *a)* estanques o canales con desviadores o tabiques (baffles); *b)* resalto hidráulico; *c)* estanque de flujo tangencial; *d)* estructuras de agitación mecánica; *e)* estanques de agitación por aire. De estos sistemas, el resalto hidráulico es la unidad más económica que logra un resultado satisfactorio con menor gasto de manutención o explotación y preocupación. ⁽¹⁰⁾

4.3.6.3 UNIDAD DE FLOCULACION

Después que la sustancia química ha sido uniformemente difundida en la masa de agua a través de una agitación violenta, se requiere un período de acondicionamiento, con el fin de que los microfloculos formados puedan aumentar de tamaño. Esto se consigue por medio de una agitación suave del agua tendente a que las partículas entren en contacto y se adhieran unas a otras, dando origen al floculo sedimentable. Lo ideal para la formación del floculo es una agitación moderada continua decreciente, ya que el floculo se hace más frágil a medida que crece. La velocidad óptima debe variar entre 0.15 y 0.40 m/seg.

Las unidades de floculación o acondicionamiento son similares a las indicadas para la mezcla o difusión en los párrafos correspondientes a las letras *a)*, *c)*, *d)*, *e)*. Los canales con desviadores o tabiques (baffles) son estructuras que obligan a la corriente de agua a cambios de dirección, ya sea vertical u horizontal, y produce la agitación deseada. La experiencia indica que la velocidad óptima para la floculación en este tipo de unidades varía de 0.30 a 0.40 m/seg., y se estima que los floculadores mecánicos deben diseñarse para velocidades tangenciales de este orden en los extremos de las paletas agitadoras. La coagulación, entre otros factores, es función de la velocidad y del tiempo de agitación. Se estima que períodos de 10 a 45 minutos sea un buen término medio. Se han obtenido buenos resultados con velocidades que varían de 0.15 a 0.45 m/seg., con períodos de floculación de 15 a 45 minutos. La Figura 4.3 ilustra unidades de coagulación y la Figura 4.4 estanques de floculación.

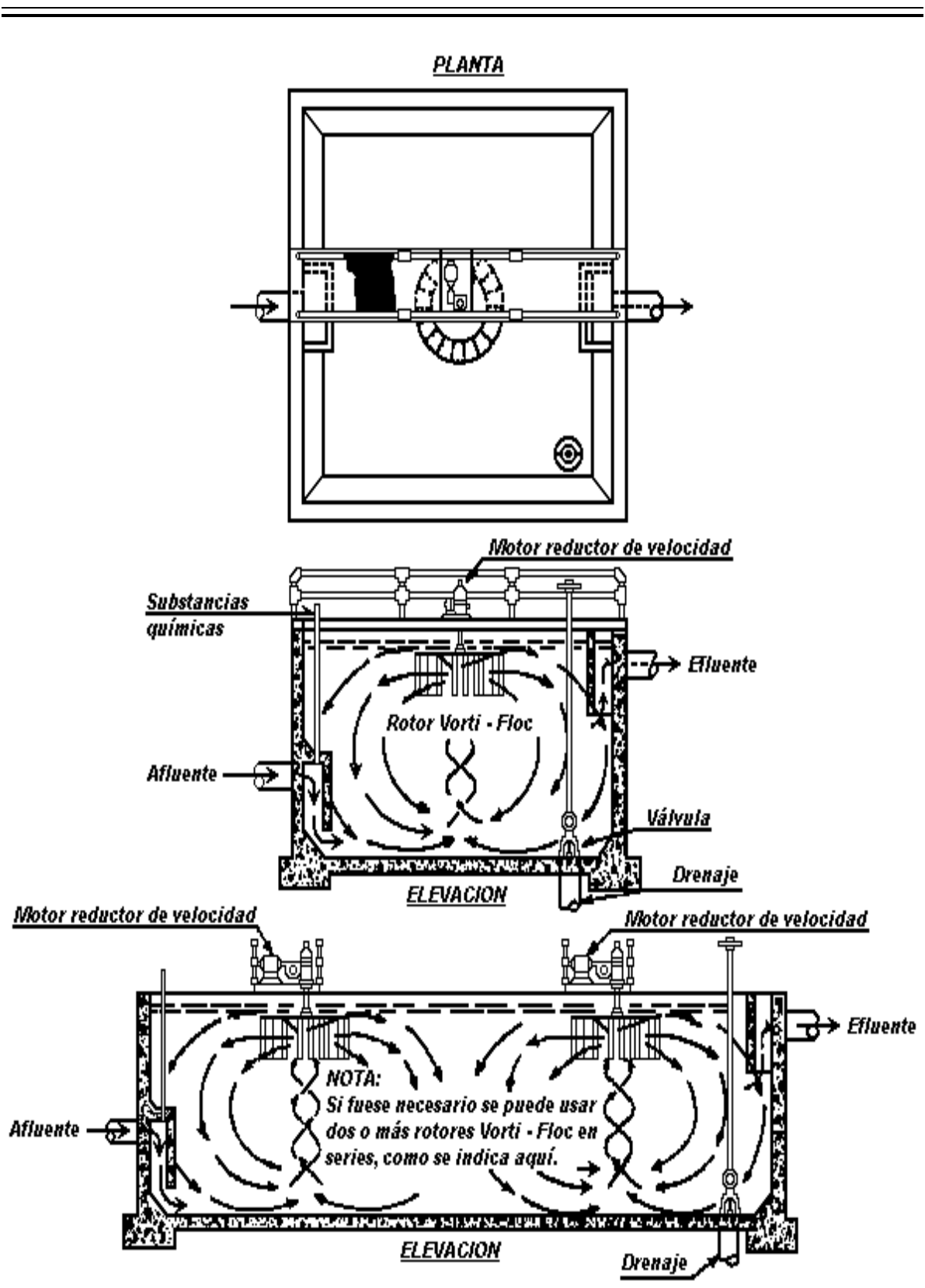
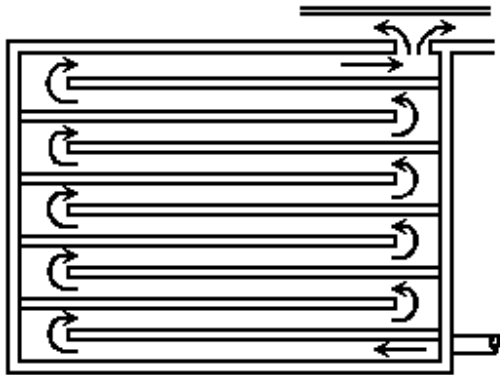
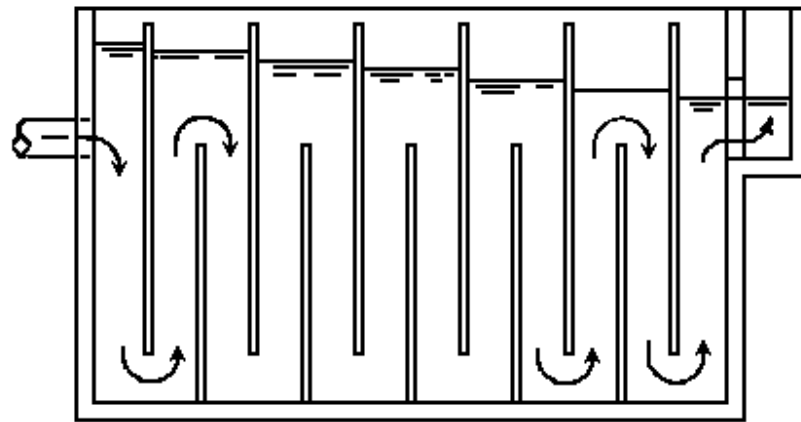


Figura 4.3 Coagulador “Vorti-Floc” International Filter Company. ⁽¹⁰⁾



Planta de un estanque de floculación del tipo de escurrimiento horizontal ("Round the end")



Sección de un estanque de floculación del tipo de escurrimiento vertical ("Over and Under")

Figura 4.4 Estanques de floculación con desviadores o tabiques (baffles).⁽¹⁰⁾

4.4 SEDIMENTACION

4.4.1 GENERALIDADES

El objeto de la sedimentación es eliminar las partículas suspendidas en el agua y se basa en la atracción gravitacional, bajo cuya influencia las partículas más pesadas tienden a sedimentar, desplazándose a una velocidad de sedimentación propia de la partícula.

La sedimentación se realiza en estanques apropiados, siendo los siguientes factores los que afectan fundamentalmente el diseño de estos sedimentadores:

- a) número de estanques;
- b) largo del estanque;
- c) ancho del estanque;
- d) profundidad efectiva del estanque;
- e) velocidad del flujo;
- f) volumen para almacenamiento de sedimentos o lodos;
- g) métodos de remoción del lodo;
- h) sistema de entrada;
- i) dispositivos intermedios;
- j) sistema de salida;
- k) cubierta (poco usada).

Además de estos factores deben considerarse aquellos que afectan a la velocidad de sedimentación de la materia suspendida:

- a) tamaño de la partícula;
- b) peso específico de la partícula;
- c) tendencia de las partículas a coagularse;
- d) viscosidad del agua (temperatura);
- e) efectos eléctricos;
- f) actividad biológica;
- g) métodos de operación.

La Tabla 4.1, señala la velocidad de sedimentación de diversas partículas. ⁽¹⁰⁾

Tabla 4.1 Velocidades de sedimentación de partículas en agua ^{1, (10)}			
Diámetro de la partícula en mm.	Orden de magnitud. ²	Velocidad de sedimentación, mm/seg.	Tiempo requerido para sedimentar 0.304 m (1 pie).
10	Grava	1000	0.3 segundos
1	Arena gruesa	100	3.0 segundos
0.8	Arena gruesa	83	
0.6	Arena gruesa	63	
0.5	Arena gruesa	53	
0.4	Arena gruesa	42	
0.3	Arena gruesa	32	
0.2	Arena gruesa	21	
0.15	Arena gruesa	15	
0.1	Arena fina	8	38.0 segundos
0.08	Arena fina	6	
0.06	Arena fina	3.8	

Tabla 4.1 Velocidades de sedimentación de partículas en agua ¹ . ⁽¹⁰⁾			
Diámetro de la partícula en mm.	Orden de magnitud. ²	Velocidad de sedimentación, mm/seg.	Tiempo requerido para sedimentar 0.304 m (1 pie).
0.05	Arena fina	2.9	
0.04	Arena fina	2.1	
0.03	Arena fina	1.3	
0.02	Arena fina	0.62	
0.015	Arena fina	0.35	
0.01	Limo	0.154	33.0 minutos
0.008	Limo	0.098	
0.006	Limo	0.065	
0.005	Limo	0.0385	
0.004	Limo	0.0247	
0.003	Limo	0.0138	
0.002	Limo	0.0062	
0.0015	Limo	0.0035	
0.001	Bacteria	0.00154	35.0 horas
0.0001	Partícula de arcilla	0.0000154	230.0 días
0.00001	Partícula coloidal	0.000000154	63.0 años

¹ Temperatura, 10°C. (50°F). Valores de las partículas comprendidas entre 10 y 0.1 mm, obtenidos de los experimentos de Hazen; entre 0.02 y 0.00001 mm calculados por la fórmula de Wiley. Valores intermedios interpolados.

² El orden de magnitud corresponde sólo a una expresión comparativa. Peso específico considerado para arena y limo: 2.65 g/cm³.

4.4.2 DIMENSIONES Y TIPOS DE ESTANQUES

El tipo de estanques de sedimentación a proyectar depende de las características del agua, los cuales se clasifican de acuerdo con los siguientes aspectos: *a*) propósitos (remoción de cascajo y arena, sedimentación con coagulación, o sin ella, remoción de la dureza después de las reacciones químicas); *b*) dirección del escurrimiento (flujo continuo, en paralelo, en serie, o con recirculación o vaciamiento periódico); *c*) tipo de remoción de lodos (limpieza hidráulica, mecánica o combinada); *d*) construcción (estanque abierto o cerrado); *e*) forma (circulares o rectangulares). La Figura 4.5, presenta diferentes tipos de estanques de sedimentación.

En los estanques circulares, por lo general, el agua entra por el centro, pasa a través de un cilindro de difusión y finalmente se recoge por un vertedero que circula al estanque. Generalmente son construidos de hormigón o de hierro con pendientes suficientes para limpieza mecánica.

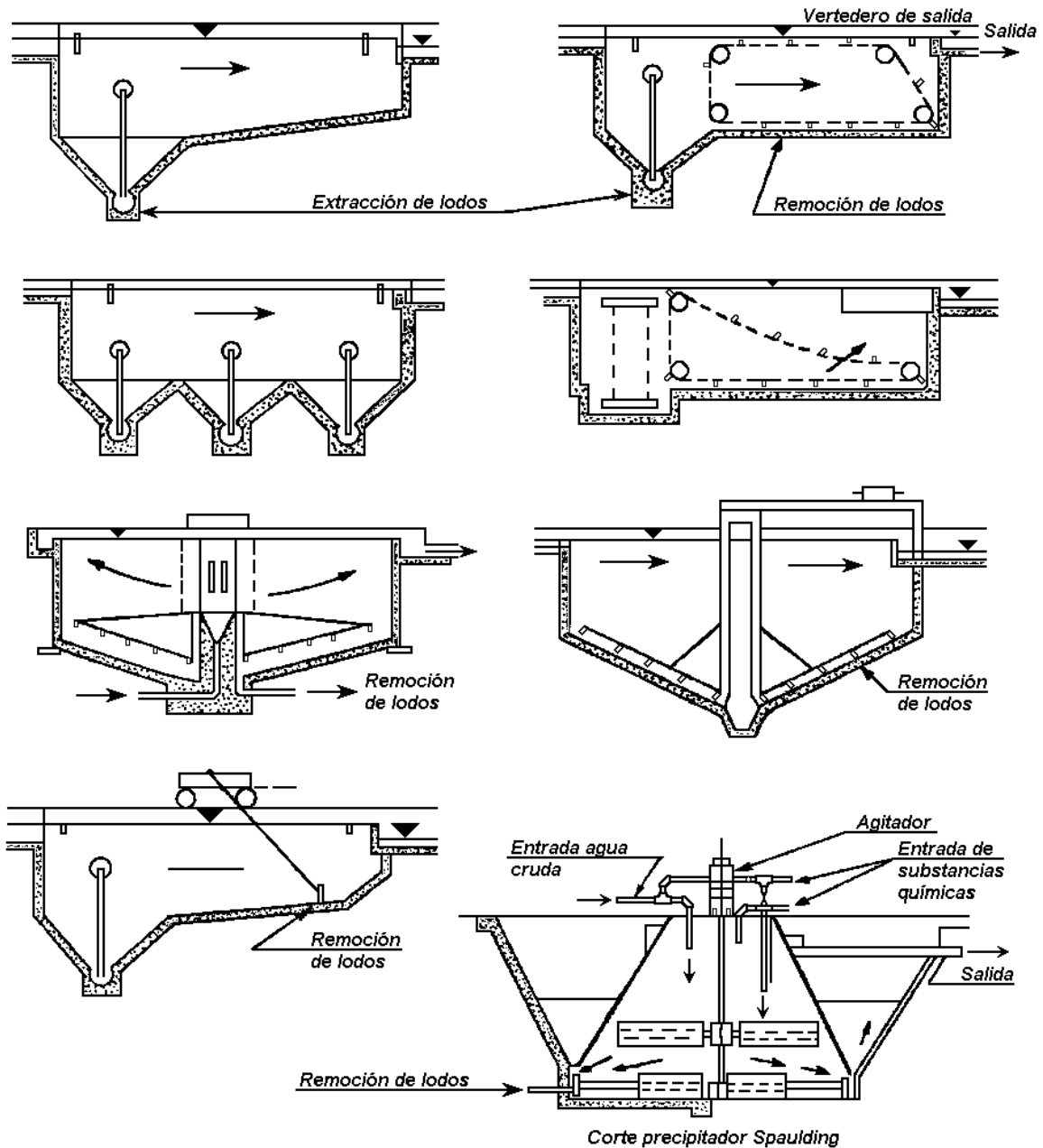


Figura 4.5 Estanques en elevación de diferentes tipos de estanques de sedimentación. ⁽¹⁰⁾

El estanque más comúnmente empleado es el rectangular de hormigón. Lo fundamental en este tipo, como en cualquier otro, tiende a que el escurrimiento se haga a una velocidad uniforme con un período de retención suficiente para que los flóculos puedan sedimentarse.

En algunos estanques de sedimentación, con deficiencias en el diseño, se ha mejorado el rendimiento construyendo muros o desviadores perpendiculares al escurrimiento. Sin

embargo, estos muros traen consigo espacios muertos y corrientes de bordes que causan perturbaciones a la sedimentación. Hoy se estima que los tabiques de este tipo no son aconsejables, salvo el adyacente a la entrada del agua, que mejora la distribución del flujo. Los muros longitudinales son recomendables. Las corrientes de bordes y espacios muertos se reducen al mínimo.

Se construyen estanques cubiertos para evitar formación de hielo y reducir corrientes debido al viento. Sin embargo, estos estanques no se recomiendan por su alto costo, o sólo en casos muy especiales.

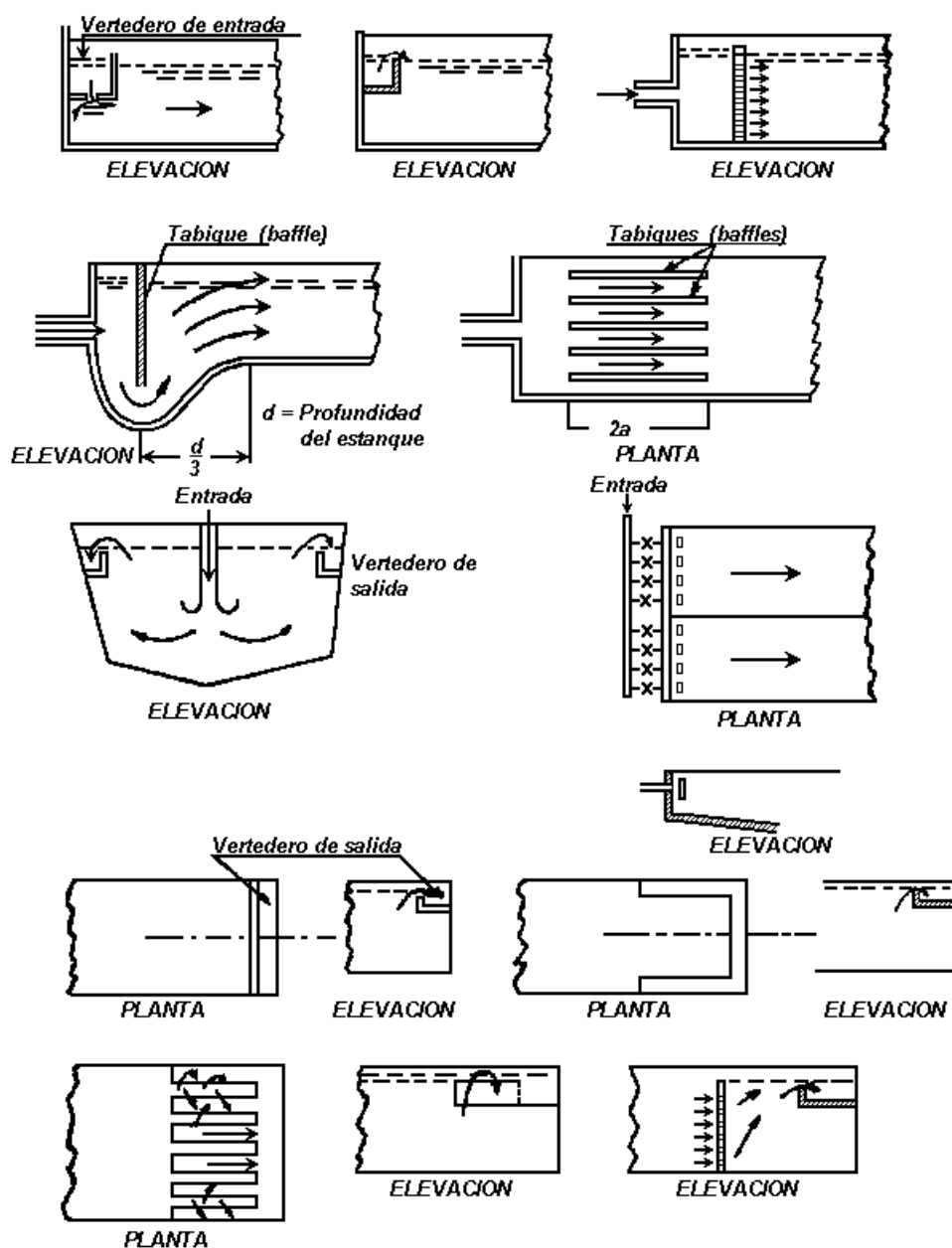


Figura 4.6 Sistema de entrada y salida en estanques de sedimentación. ⁽¹⁰⁾

Las profundidades de los estanques comúnmente usadas varían de 1.80 a 7.5 metros, y como término medio, 4.85 metros. Los factores que influyen en la profundidad son: características del lodo acumulado, capacidad requerida y costo. En climas cálidos no es recomendable acumular por mucho tiempo el lodo. En este caso se aconseja una profundidad media de 3.65 metros. En climas fríos con agua de baja proporción de materia orgánica, son satisfactorias profundidades de 4.70 a 6.0 metros.

Los sistemas de entrada o alimentación y de salida de los estanques tienen importancia capital en el diseño, tendente a distribuir convenientemente el agua de llegada, guiar el escurrimiento, disminuir los circuitos cortos, corrientes transversales y parásitas y conseguir una recolección uniforme del agua tratada. La Figura 4.6 ilustra diferentes sistemas de entrada y salida del agua de estanques de sedimentación.

El sistema de tabique difusor perforado es el que en la práctica conduce a mejores resultados. Se construye un vertedero, una canaleta con perforaciones u otro sistema similar que entrega el agua uniformemente distribuida al estanque de sedimentación, y el muro difusor se sitúa a una distancia de 1.5 a 4.5 metros de la entrada, lo que permite reducir y uniformar la velocidad del agua de llegada (ensanchamiento). El efluente puede recolectarse por un vertedero o por medio de orificios convenientemente dispuestos. ⁽¹⁰⁾

4.4.3 PERIODO DE RETENCION Y VELOCIDAD DEL AGUA EN LOS ESTANQUES DE SEDIMENTACION

Hay diversidad de opiniones en cuanto al período de retención que debe tener el agua en el estanque. Para estanques bien diseñados se puede pensar en un período de retención de dos a cuatro horas, o tres como término medio, para lograr una sedimentación satisfactoria, siempre que el agua haya sido convenientemente coagulada.

La velocidad media apropiada para el agua está comprendida entre 0.45 y 0.90 m/min., si se han evitado los circuitos cortos y las corrientes transversales. ⁽¹⁰⁾

4.4.4 ALMACENAMIENTO DE LODOS Y SU REMOCION

Por lo general, los estanques de sedimentación no se proyectan con remoción automática de lodos y, por consiguiente, deben ser removidos a intervalos que varían de algunas semanas a varios meses, dependiendo de la turbiedad y la temperatura del agua (posible descomposición). Para este tipo de estanques se diseñan sistemas de drenaje que incluyen una o varias canaletas con pendiente hacia los extremos o centro de la unidad. El fondo de la estructura tiene pendiente hacia las canaletas. Para limpiar el estanque se requiere dejarlo fuera de servicio, y con agua a presión lanzada por boquillas de 1.5" a 2" (75 a 100 lb/pulg².) se hace la limpieza final. A veces es necesario completar la limpieza de las paredes con escobillas aceradas y usar solución de sulfato de cobre al 15% para el control de las algas.

Cuando normalmente hay gran turbiedad, se recomienda limpieza mecánica continua de los estanques de sedimentación. Puede ser de movimiento circular o longitudinal. El primer

tipo se usa en estanques circulares o cuadrados, en los cuales dispositivos especiales con rastrillos raspadores giran en torno de un eje, desplazando los lodos al centro del estanque. En estanques rectangulares, el dispositivo aludido se desliza en sentido longitudinal al estanque.

La velocidad de desplazamiento del sistema que remueve los lodos no debe permitir levantar nuevamente el sedimento. La velocidad máxima para esta operación es de 0.30 m/seg. Para barros muy flocculentos se requiere velocidad más baja.

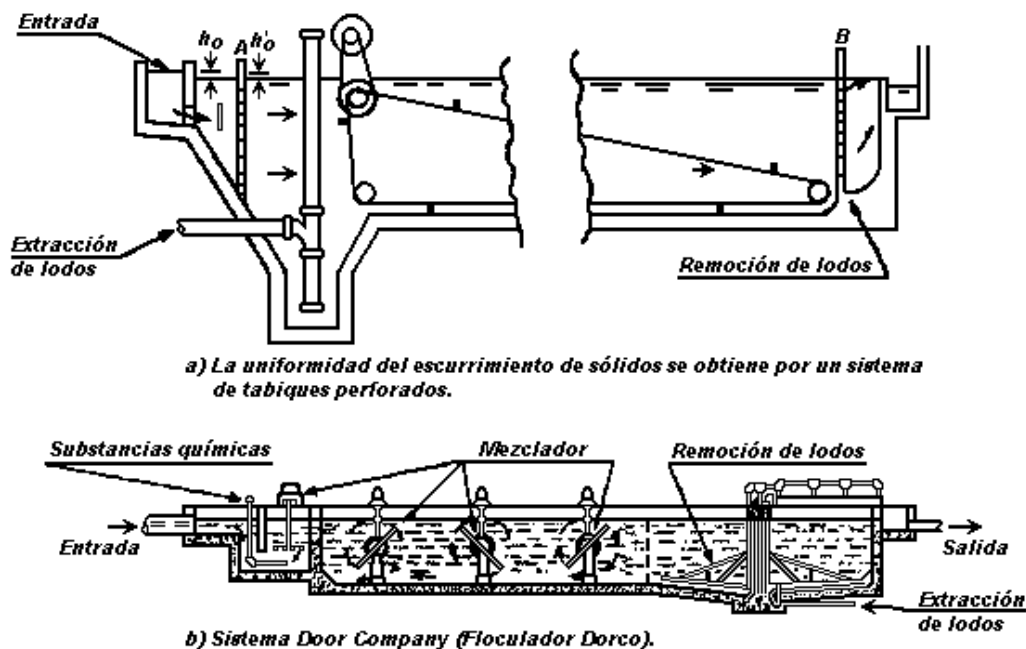


Figura 4.7 Estanques de sedimentación diseñados para limpieza mecánica. ⁽¹⁰⁾

Estos dispositivos mecánicos pueden ser operados intermitentemente cuando el agua contiene poca turbiedad. La Figura 4.7 presenta algunos de estos sistemas de remoción de lodos. ⁽¹⁰⁾

4.4.5 RENDIMIENTO DE LA SEDIMENTACION PREVIA COAGULACION

El rendimiento de la sedimentación es función, entre otros factores, de la cantidad y tipo de coagulante, características del sedimento y naturaleza de la alcalinidad. El rendimiento bacteriano y parasitario en general es similar al rendimiento de sólidos suspendidos. Rara vez se deja una turbiedad residual superior a 40 o 50 ppm para el agua que se somete posteriormente a filtración. El rendimiento normal de una sedimentación previa coagulación debe ser del orden de 80 a 95%. Sin embargo, puede aumentar enormemente con el buen diseño de la planta y una mejor explotación. ⁽¹⁰⁾

4.5 FILTRACION

4.5.1 GENERALIDADES

La filtración se puede definir como el proceso por el cual se separa la materia suspendida mediante el paso del agua a través de una capa porosa (generalmente arena) que tiene las partículas en suspensión.

La filtración puede ser natural o artificial.

La infiltración de agua pluvial en el terreno y el escurrimiento del agua subterránea son procesos naturales de filtración (ejemplos: el río Mapocho y el estero San Francisco del Monte, en ciertos sectores y períodos del año).

La filtración artificial se efectúa para gastos de importancia, por filtros de arena lentos, rápidos y presión, y para pequeños volúmenes, por diferentes sistemas caseros o patentados.

La arena ha sido usada universalmente como material filtrante, tanto para filtros lentos como rápidos y a presión, a pesar de que en los últimos años se han ensayado otros materiales triturados mecánicamente. La arena puede ser calificada de acuerdo con la variación del tamaño y su distribución, formas y sus variaciones, peso específico y composición química. No hay acuerdo de opiniones si el rendimiento de la filtración es superior con arenas redondeadas o angulares, pero en general se emplea arena de lecho de ríos, playa, bancos naturales o cuarzo triturado. Principalmente está constituida por granos de cuarzo, sílice o de ambos, los cuales no varían fundamentalmente en su composición química ni en su peso específico.

Hay dos factores fundamentales que se usan para definir la granulometría de la arena de un filtro: *a)* tamaño efectivo, y *b)* coeficiente de uniformidad.

El tamaño efectivo, P_{10} , es el tamaño del grano expresado en milímetros, para el cual las partículas de diámetro inferior constituyen 10% de la arena en peso.

Coeficiente de uniformidad es el término empleado para definir “la razón” entre el tamaño del grano expresado en milímetros para el cual las partículas de diámetro inferior constituyen 60% de la arena en peso (P_{60}), y el tamaño efectivo.

$$\text{Coeficiente de uniformidad} = P_{60}/P_{10}$$

Definido el tamaño efectivo y el coeficiente de uniformidad de la arena para un filtro determinado, y conocida la granulometría del material que se empleará como medio filtrante, se presentan tres incógnitas básicas que hay que resolver: *a)* ¿qué cantidad útil de arena como medio filtrante se obtendría de un volumen determinado de arena natural?; *b)* ¿cuál es el tamaño de arena que debe ser eliminada por ser demasiado fina para constituir el medio filtrante; *c)* ¿cuál aquella que por ser demasiado gruesa deberá formar parte del

medio soportante?; y *d*) ¿cuál es el espesor de la capa de arena correspondiente al medio filtrante?.

En relación con la hidráulica de la filtración, también conviene hacer algunas reflexiones que inciden en el cálculo de los filtros: *a*) proceso de filtración: pérdida de carga del agua a través de la arena, grava, sistema de drenaje y piezas especiales; *b*) proceso de lavado: gasto de agua y altura del estanque o energía requerida para el lavado; pérdida de carga en piezas especiales, sistema de drenajes, grava y arena, velocidad y esponjamiento de la arena, cálculo y dimensiones de las canaletas de lavado. ⁽¹⁰⁾

4.5.2 FILTROS LENTOS DE ARENA

Los filtros lentos de arena se utilizan para el tratamiento de las aguas ligeramente turbias y por regla general sin coagulación previa. Estos filtros están constituidos por un estanque con una capa de arena de 0.60 a 1 metro de espesor, soportada por una capa de grava de 0.30 a 0.40 metros de tamaño variable. Bajo la capa de grava existe un sistema de drenaje colector del agua filtrada en conexión con un sistema de control de entrada y salida del agua que mantiene constante la carga y regula el gasto de salida. Completa el filtro un indicador de la pérdida de carga. La tasa de filtración es de 1.3 a 6.5 l/m²/min.

Los filtros lentos de arena, debido a su tasa de filtración, requieren grandes superficies, y el número es función de la cantidad de agua necesaria para atender a la población. Generalmente, de dos a cuatro filtros son suficientes para plantas pequeñas.

Para filtros lentos se considera satisfactoria una arena con un tamaño efectivo de alrededor de 0.35 mm y un coeficiente de uniformidad de 1.75. Sin embargo, se encuentran filtros funcionando perfectamente con arena más gruesa (0.5 mm).

El proceso de retención de las partículas en suspensión que lleva el agua se realiza fundamentalmente en la superficie de la arena y penetra sólo algunos centímetros en la capa filtrante.

Al poco tiempo, en la parte superficial del filtro se forma una película semigelatinosa conocida con el nombre de “Schmutzdecke” (cubierta de suciedad), y los granos de arena de la capa superior se cubren de un mucílago que contiene partículas finísimas de arcilla, coloides y microorganismos provenientes del minúsculo flóculo que no ha sedimentado en el estanque correspondiente.

La retención de las partículas hace que el filtro se cólmate (obstruya), por lo que es necesario someter la arena a un lavado, ya sea retirándola del estanque (lavado mecánico o a mano) o por medio de eyectores especiales. La Figura 4.8 muestra un sistema de extracción de arena para lavado.

El período de trabajo o carrera del filtro varía enormemente, fluctuando desde varios días a uno o más meses, siendo función de la tasa de filtración, turbiedad, granulometría de la

arena y tipo de tratamiento previo que se ha dado al agua. Los filtros lentos tienen un alto rendimiento bacteriano y eliminan en cierta proporción el sabor y el olor, debido a la actividad biológica del filtro, el cual modifica algunas formas de la materia orgánica. Hoy, debido a las grandes superficies filtrantes que requieren, se está dejando de lado la construcción de estos filtros y reemplazándose por filtros rápidos.⁽¹⁰⁾

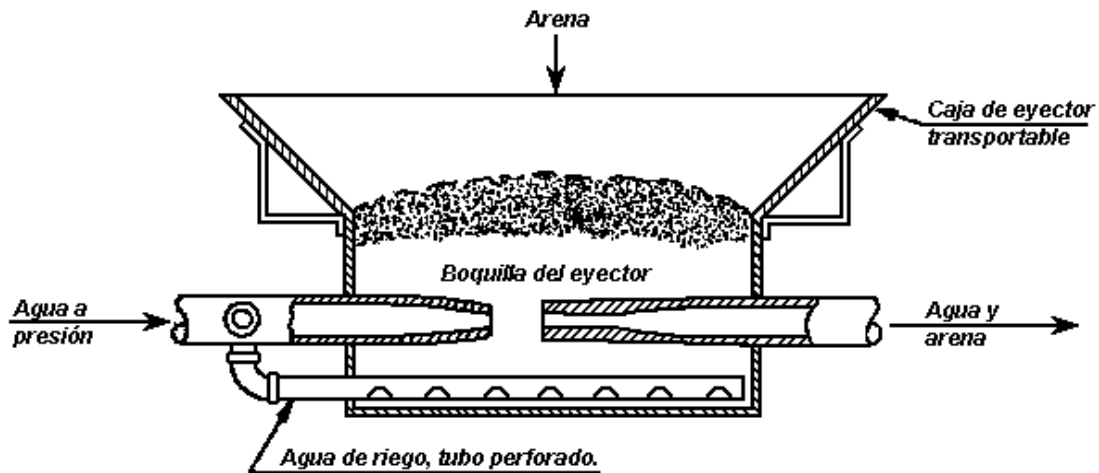


Figura 4.8 Extractor portátil de arena.⁽¹⁰⁾

4.5.3 FILTROS RAPIDOS DE ARENA

El filtro rápido de arena precisa agua pretratada. La coagulación y sedimentación deben considerarse como procesos esenciales previos a la filtración rápida. Este filtro está constituido por un estanque generalmente de hormigón, el cual contiene una capa de arena de 0.60 a 0.65 metros de espesor, soportada por grava de una altura de 0.30 a 0.40 metros y de granulometría creciente hacia abajo, la cual tiene por objeto distribuir uniformemente el agua de lavado y prevenir que la arena pase a través del sistema de drenaje durante el proceso de filtración.

En el fondo se instala un sistema de drenaje que recolecta el filtrado o permite repartir el agua de lavado. Por sobre la arena se colocan las canaletas de lavado. La carga o altura del agua sobre la arena debe mantenerse constante durante el proceso de filtración (1.20 metros como mínimo).

Conviene que la arena tenga un tamaño efectivo de 0.40 a 0.50 mm y un coeficiente de uniformidad superior a 1.65. Pueden usarse con buen éxito tamaños mayores. La dimensión de la grava varía de 3" a 1/6". En varias plantas se ha obtenido mejor distribución del agua de lavado reemplazando las piedras de más de 1" por tamaños que varían de 3/4" a 1". El sistema de drenaje puede ser: parrillas de tubos perforadores, tubos o placas porosas, fondos Wheeler (fondos en los cuales el sistema colector esta formado por una serie de troncos de pirámides invertidas rellenos con esferas de diferente diámetro) u otro

cualquiera. Los filtros rápidos operan con una tasa de filtración que varía de 80 a 120 l/m²/min. Sin embargo, hoy se tiende a aumentarla a 200 l/m²/min., y aún más. Debido a la alta tasa de filtración, los filtros rápidos requieren una superficie de terreno reducida.

La tasa de filtración del filtro rápido es muy superior a la del filtro lento, lo que ocasiona su pronta colmatación (24, o menos, a las 72 horas). Esto hace necesario lavar más a menudo el material filtrante, operación que se realiza haciendo escurrir el flujo en sentido inverso al normal; es decir, el agua limpia circula de abajo hacia arriba, motivando un esponjamiento (30 a 50%), agitación y fricción de la arena, acción que desaloja las partículas a ella adheridas. El agua se recolecta por las canaletas de lavado y se desvía el desagüe (la operación dura al rededor de diez minutos). El agua utilizada para el proceso se almacena en un estanque (“estanque de lavado”), el cual puede estar colocado directamente sobre la misma estructura de los filtros o en un terreno cuya altura permita disponer de presión suficiente. Otras veces se usan bombas que entregan la cantidad de agua necesaria a suficiente presión como para efectuar en buenas condiciones el lavado de la arena.

La eficiencia bacteriana de un filtro rápido depende del agua cruda; o, en otros términos: el número de coliformes en el agua es función de la cantidad inicialmente presente:

$$E = CR^n \text{ en que:}$$

E = número de bacterias del grupo coliforme en el agua después del tratamiento (efluente).

R = número de bacterias del grupo coliforme en el agua cruda.

C = constante referente a la eficiencia del tratamiento.

n = parámetro relativo a la constancia de la bacteriológica del agua por tratar.

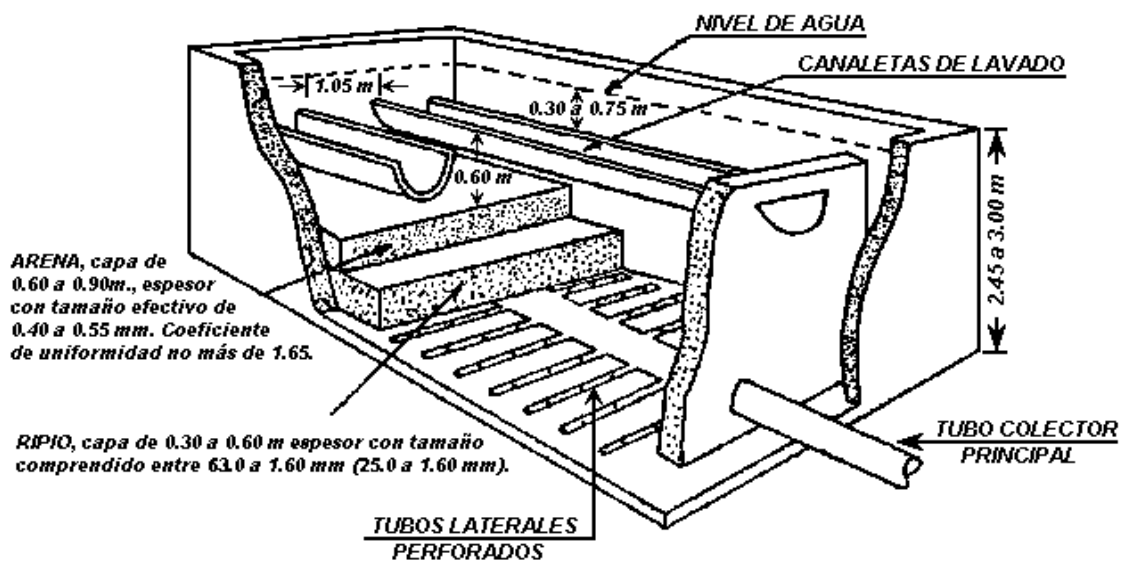
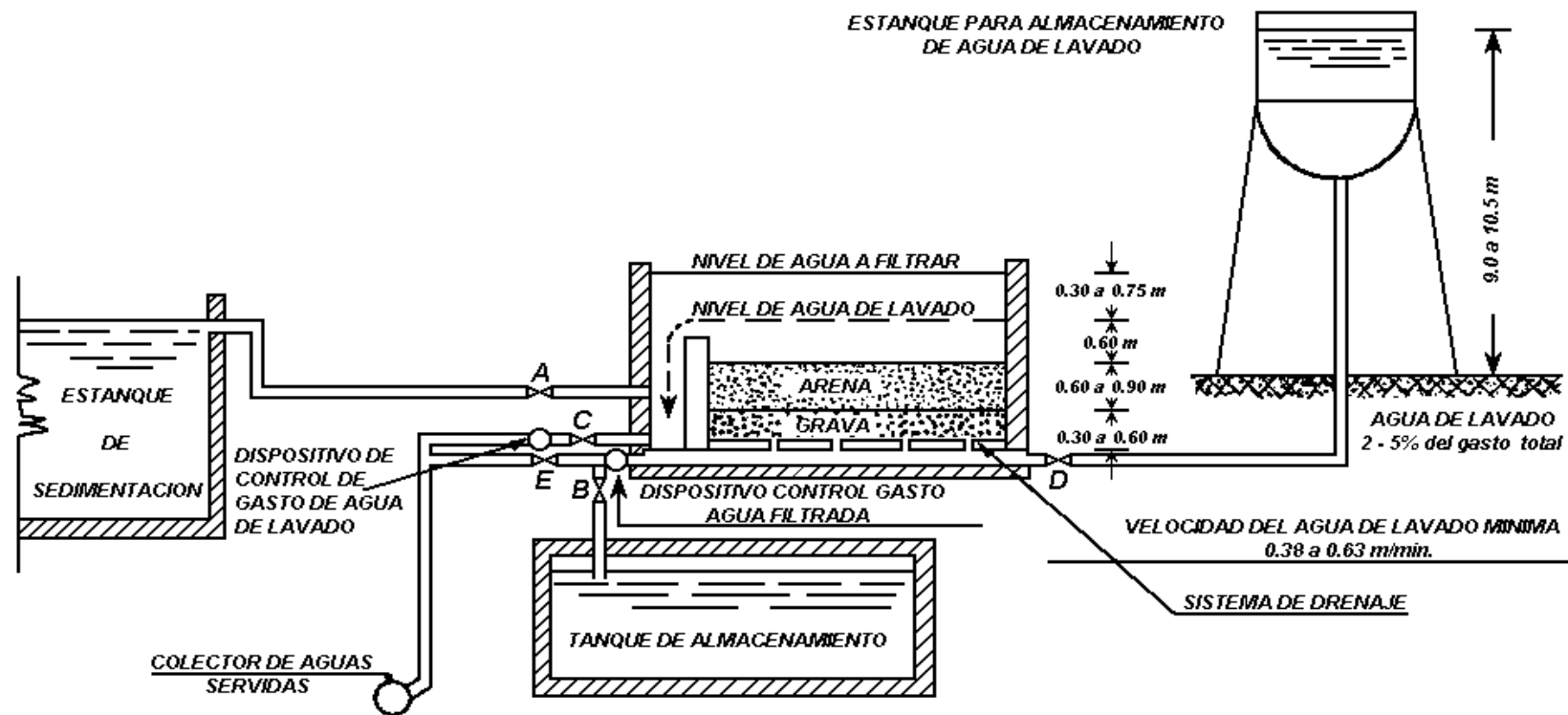


Figura 4.9 Filtro rápido de arena. ⁽¹⁰⁾



OPERACION DEL FILTRO

1.- Abrir válvula A. Permite el paso del agua del estanque de sedimentación.

2.- Abrir válvula B. Permite el paso del agua filtrada al estanque de almacenamiento.

Durante la operación del filtro todas las otras llaves están cerradas.

OPERACION DEL LAVADO DEL FILTRO

1.- Cerrar válvula A.

2.- Cerrar válvula B.

3.- Abrir válvulas C y D. Esto permite que el agua del estanque de lavado escurra en sentido inverso al flujo normal a través de la arena y grava que elimina las partículas o lodos acumulados en el filtro.

OPERACION INICIAL DEL FILTRO DESPUES DEL LAVADO

1.- Abrir válvulas A y E. Todas las otras válvulas están cerradas. El agua filtrada inicial se deja escurrir por algunos minutos al colector de aguas servidas, antes de poner nuevamente el filtro en operación.

Figura 4.10 Diagrama de operación de un filtro rápido de arena. (10)

Las Figuras 4.9 y 4.10 representan un corte de la estructura y la forma de operar un filtro rápido.

Tanto los filtros rápidos como los lentos, son sistemas muy apropiados para eliminar del agua las formas de resistencia, quistes y huevos de parásitos (100%), teniendo el primero un rendimiento bacteriológico muy satisfactorio, aunque algo inferior al filtro lento (del orden de 99.9%, o más).

La filtración rápida se usa para mejorar la calidad del agua desde el punto de vista de la turbiedad, bacteriana y parasitaria y en parte para eliminar color, olor y sabor. ⁽¹⁰⁾

4.5.4 FILTROS A PRESION

Los filtros a presión se rigen por los mismos principios de los filtros de arena, lentos y rápidos. La arena, grava y sistema de drenaje están colocados dentro de un estanque de acero, generalmente de forma cilíndrica, y su distribución es similar a la de los filtros gravitacionales. El agua se hace pasar a presión con una velocidad de filtración que varía de 80 a 160 l/m²/min.

Generalmente, estos filtros operan sin sedimentación previa, pero es conveniente emplear coagulantes (piscinas).

La experiencia ha demostrado que no son recomendables para tratar el agua de consumo doméstico, utilizándose con gran éxito en la recirculación del agua de piscinas y en la industria. No se emplean en plantas de tratamientos municipales o estatales (grandes servicios).

El lavado del material filtrante se efectúa en la misma forma que para el filtro rápido; es decir, haciendo circular el agua en sentido inverso al escurrimiento normal.

En una planta conviene emplear, como mínimo, dos unidades de filtros a presión. ⁽¹⁰⁾

CONCLUSIONES

5 CONCLUSIONES

- En los procesos de tratamiento de aguas residuales, no siempre se requiere la misma calidad de agua, sino que esta calidad, depende de la aplicación, de los usos o de la fauna y/o flora que habiten en el lugar. Estableciéndose en base a esto, los requerimientos de calidad de agua, exigidos por el Estado.
- Una planta de proceso de tratamiento de aguas residuales, sustituye las diferentes etapas de autopurificación de un río, por una serie de uno o más procesos unitarios, pero desarrollados en un menor tiempo y en un menor espacio, (tratándose de materiales biodegradables como los desechos orgánicos).
- Por su etapa de tratamiento, los procesos de tratamiento de aguas residuales están divididos en cuatro partes:

1.- El tratamiento preliminar, que sirve como acondicionamiento del agua residual para tratamientos posteriores.

2.- Tratamiento primario, que esta basado esencialmente en procesos físicos.

3.- Tratamiento secundario, en donde la depuración es efectuada generalmente por procesos biológicos.

4.- Tratamiento terciario, son procesos fisicoquímicos o químicos, que representan en términos generales los procesos más avanzados.

- La clarificación del agua residual, para eliminar materia orgánica, color y turbidez, sólo ocasionalmente se efectúa por un solo proceso, pero usualmente se emplean combinaciones de dos a cuatro procesos unitarios.
- Para poder seleccionar el coagulante, la dosis de coagulante, pH adecuados y demás datos para efectuar una buena coagulación, se deben determinar en el laboratorio en función de las variables que pueda tener el agua de la planta, en lugar de cálculos basados en generalizaciones y ecuaciones químicas. Para ello se utiliza una unidad “Jar-Test”, que consiste en un equipo compuesto fundamentalmente por una serie de vasos que contienen el agua problema, dentro de los cuales giran paletas especiales a velocidad controlable.
- Mediante este análisis se pueden conocer las características del agua a tratar por la planta, y así decidir si se requiera hacer un tratamiento previo o no.
- La coagulación representa un proceso terciario ampliamente empleado para la eliminación de partículas sólidas coloidales mantenidas en suspensión a causa de su tamaño extremadamente pequeño, las cuales son responsables del color, turbiedad y DBO en ciertos vertidos industriales. En este proceso los contaminantes solubles son convertidos a otros compuestos insolubles por medio de la adición de

electrolitos. La precipitación de un coloide se provoca al agregar un electrolito de carga opuesta a la de las partículas coloidales. Estas son algunas de las ventajas y desventajas del proceso de coagulación:

Ventajas:

- 1.- Remueve contaminantes disueltos.
- 2.- Mantenimiento ocasional.
- 3.- Bajos costos de energía.
- 4.- Fácil de operar.
- 5.- Apropiado manejo y almacenamiento de reactivos.
- 6.- Relativamente seguro.

Desventajas:

- 1.- Eliminación de residuos lodosos.
 - 2.- Remoción selectiva.
 - 3.- Requiere de aditivos químicos.
 - 4.- Generación de emisiones contaminantes.
- Puede concluirse que este proyecto muestra la importancia de la Ingeniería Química en el campo de la conservación del medio ambiente, para lograr procesos controlados, con rendimientos aceptables y económicamente viables.

BIBLIOGRAFIA

6 BIBLIOGRAFIA

- 1.- American Society for Testing and Materials.
Manual de Aguas para Usos Industriales.
Edit. Limusa.
México 1991
- 2.- Ayala Ramírez, M. E. y Mendoza Bazavilvazo, S.
Tratamiento de Aguas Residuales por Medio de Métodos Catalíticos.
Tesis profesional. F.E.S. Zaragoza. U.N.A.M.
México, D.F., 1996
- 3.- Bueno de las Heras, J. L.
Empleo de Polielectrólitos para la Floculación de Suspensiones de Partículas de Carbón.
Edit.
- 4.- Diario Oficial de la Federación.
Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996.
México, D.F., 6 de Enero de 1997.
- 5.- Diario Oficial de la Federación.
Norma Oficial Mexicana NOM-002-SEMARNAT-1996.
México, D.F., 3 de Junio de 1998.
- 6.- Diario Oficial de la Federación.
Norma Oficial Mexicana NOM-031-ECOL-1993.
México, D.F., 18 de Octubre de 1993.
- 7.- Diario Oficial de la Federación. Tomo CDLXXXIX.
Proyecto Norma Oficial Mexicana NOM-000-ECOL-1994.
México, D.F., 10 de Junio de 1994.
- 8.- Eskel, N.
Tratamiento de Aguas para la Industria y Otros Usos.
Edit. CECSA.
México 1979.
- 9.- García Fernández, J. A.
Implementación de un Proceso para la Estabilización de un Residuo Peligroso.
Tesis profesional. F.E.S. Zaragoza, U.N.A.M.
México, D.F., 1998.
- 10.- H. E. Hilleboe, M. D.
Manual de Tratamiento de Aguas Negras.
Edit. Limusa.
México 1990.

-
-
- 11.- H. Perry, R. and H. Chilton, C.
Biblioteca del Ingeniero Químico.
Edit. McGraw-Hill.
México 1990.
- 12.- Hernández Hernández, V.
Análisis de Aguas Residuales Mediante Activación Neutrónica.
Tesis profesional. Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Veracruzana.
Poza Rica, Veracruz., 1997.
- 13.- Metcalf & Eddy
Ingeniería de Aguas Residuales, Tratamiento, Vertido y Reutilización.
Edit. McGraw-Hill.
México 1996. Tomo 1.
- 14.- Luja Hernández, M. R.
Diseño de una Planta Modular para el Tratamiento de Aguas Residuales
Provenientes de un Rastro de Pollo.
Tesis profesional. F.E.S. Zaragoza. U.N.A.M.
México, D.F., 1996.
- 15.- Microsoft(R), Encarta 98(R).
Encyclopedia.
The World Standard in Multimedia Encyclopedias.
1998 Edition.
- 16.- Morales Urdiales, G. M.
Estudio Comparativo de Procesos de Tratamiento de Efluentes para la
Eliminación de Sólidos Orgánicos Disueltos, Mediante un Análisis Gráfico.
Tesis profesional. E.N.E.P. Zaragoza. U.N.A.M.
México, D.F., 1986.
- 17.- Sheppard T. Powell.
Acondicionamiento de Aguas para la Industria.
Edit. Limusa-Wiley, S.A.
México 1986, 5a. reimpresión (1a. edición 1996).
- 18.- W. Steel, Ernest and J. McGhee, Terence.
Abastecimiento de Agua y Alcantarillado.
Edit.
- 19.- Yong H., Kim, Ph. D.
Coagulants and Flocculants, Theory and Practice.
Edit. Tall Oaks Publishing, INC.
Littleton, Colorado. U.S.A., 1990.
-
-

-
-
- 20.- Wikilibros, la colección de libros de texto de contenido libre.
Ingeniería de Aguas Residuales / Tratamiento Físico-químico.
<https://es.wikibooks.org/s/4hd>
- 21.- Mangini, S. P., Prendes, H., Amsler, M. L., & Huespe, J. (2003).
Importancia de la Floculación en la Sedimentación de la Carga de Lavado en
Ambientes del Río Paraná, Argentina.
Ingeniería Hidráulica en México, 18(3), 55-70.
- 22.- Sheppard T. Powell.
Manual de Agua para Usos Industriales.
Edit. Ciencia y Técnica S.A. 1ª Edición.
Vol. 1 al 4. México 1988.
- 23.- Frank N. Kemmer, John McCallion.
Manual del Agua.
Edit. Mcgraw Hill
Vol. 1 al 3. México 1989.
- 24.- IMTA.
El Reúso del Agua Residual Tratada en México.
Seminario Internacional sobre Métodos Naturales para el Tratamiento de Aguas
Residuales. 2008.
- 25.- De la Peña, Maria E., Ducci, Jorge. y Zamora Placencia, Viridiana.
Tratamiento de Aguas Residuales en México.
Banco Interamericano de Desarrollo. México 2013
- 26.- Rigola L., Miguel.
Tratamiento de Aguas Industriales.
- 27.- Crites Tchobanoglous.
Sistemas de Manejo de Aguas Residuales para Núcleos y Descentralizados.
Tomo 1.
- 28.- Comisión Nacional del Agua.
Manual de Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales Utilizados en Japón.
Edición 2013.
- 29.- Ramírez Zamora, Rosa María. Durán Moreno, Alfonso. Bernal Martínez,
Arodí. Orta de Velásquez Ma. Teresa.
Proceso de Coagulación-Floculación para el Tratamiento de Aguas Residuales:
Desarrollo y Utilización de Nuevos Compuestos para la Reducción de Lodos.
Facultad de Química, UNAM Programa de Ingeniería Química y Química
Ambiental, Edificio E, Laboratorio 301, Paseo de la Investigación Científica,
Ciudad Universitaria 04510 México D.F.
-
-