

**MÓDULO  
RECURSO DEL AGUA III  
“TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE, OPERACIÓN, PROCESOS,  
TALLERES Y MONITOREO”  
ESPECIALIZACION EN INGENIERIA AMBIENTAL**

**MONICA MARCELA MENDOZA GOMEZ  
WILLIAM IBAÑEZ PINEDO**

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER  
ESCUELA DE INGENIERIA QUIMICA  
ESPECIALIZACION EN INGENIERIA AMBIENTAL**

**BUCARAMANGA 2006**

**MÓDULO  
RECURSO DEL AGUA III  
“TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE, OPERACIÓN, PROCESOS,  
TALLERES Y MONITOREO”  
ESPECIALIZACION EN INGENIERIA AMBIENTAL**

**MONICA MARCELA MENDOZA GOMEZ  
WILLIAM IBAÑEZ PINEDO**

**Monografía para optar al título de  
Especialista en Ingeniería Ambiental**

**Director  
ING JORGE ALBERTO GUZMAN JAIMES**

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER  
ESCUELA DE INGENIERIA QUIMICA  
ESPECIALIZACION EN INGENIERIA AMBIENTAL**

**BUCARAMANGA 2006**

## TABLA DE CONTENIDO

1. DEFINICIONES	2
2. GENERALIDADES	10
3. NORMATIVIDAD	12
3.1. Características físicas	14
3.2. Características químicas	18
3.3. Características biológicas	24
4. PROCESOS UNITARIOS	30
4.1. Transferencia de sólidos	30
4.2. Transferencia de iones	31
4.3. Transferencia de gases	32
4.4. Transferencia molecular o de nutrientes	32
5. PLANTAS DE TRATAMIENTO	33
5.1. Plantas de filtración rápida	34
5.2. Plantas de filtración lenta	35
5.3. Selección de la tecnología de tratamiento de agua	36
6. COAGULACION	40
6.1. Partículas coloidales	41
6.2. Propiedades de los coloides	42
6.2.1. Propiedades electrocinéticas	42
6.2.2. Propiedades cinéticas	43
6.2.3. Propiedades ópticas	44
6.2.4. Propiedades de superficie	44
6.3. Estabilidad e inestabilidad de los coloides	45
6.3.1. Carga eléctrica de los coloides	45
6.3.2. La doble capa eléctrica	45
6.3.3. Energía potencial de interacción de las partículas coloidales	47
6.4. Mecanismos de coagulación	49
6.5. Incidencia del pH y la alcalinidad en la coagulación	51
6.6. Sustancias químicas empleadas en la coagulación	53
6.6.1. Coagulantes	53
6.6.1.1. Coagulantes metálicos	54
6.6.1.2. Polielectrólitos	55
6.6.2. Modificadores de pH	57
6.7. Variables químicas del proceso de coagulación	57
6.8. Mezcla rápida	59
6.8.1. Parámetros operacionales	60
6.8.2. Mezcladores	62
7. FLOCULACION	70
7.1. Factores que influyen en la floculación	74
7.2. Floculadores	77
7.2.1. Floculadores de potencia hidráulicos	78
7.2.2. Floculadores de potencia mecánicos	83

8. SEDIMENTACION	88
8.1. Sedimentación de partículas discretas	88
8.2. Sedimentación de partículas floculentas	94
8.3. Tipos de sedimentadores	96
9. FILTRACION	105
9.1. Mecanismos de la filtración	105
9.2. Componentes de un filtro	108
9.3. Clasificación de los filtros	118
9.3.1. Filtración lenta	118
9.3.2. Filtración rápida	120
9.4. Cinética de la filtración	126
9.4.1. Hidráulica durante la filtración	128
9.4.2. Hidráulica durante el lavado	131
10. DESINFECCION	134
10.1. Métodos de desinfección	135
10.1.1. Agentes físicos	135
10.1.2. Agentes químicos	135
10.2. Cloración al punto de quiebre	138
10.3. Factores que influyen en la desinfección	140
10.4. Estaciones de cloración	142
11. TECNOLOGÍAS ALTERNATIVAS EN PEQUEÑAS LOCALIDADES	145
REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	151

## LISTA DE TABLAS

3.1. Parámetros fisicoquímicos para algunas sustancias	13
5.1. Límites de calidad del agua para uso de la filtración rápida	35
5.2. Límites de calidad del agua para uso de la filtración lenta	37
6.1. Tamaño de las partículas y tiempos de sedimentación	41
6.2. Clasificación de las unidades de mezcla rápida.	62
7.1. Clasificación de floculadores	78
8.1. Valores de coeficiente de arrastre	91
8.2. Cargas superficiales según Acevedo Netto	95
8.3. Valores de S según el tipo de módulo	101
9.1. Valores típicos de parámetros básicos de filtros rápidos	111
9.2. Valores de coeficiente de esfericidad y peso específico de medios filtrantes	112
9.3. Tipo de grava para tuberías perforadas	113
9.4. Tipo de grava para boquillas	114
9.5. Tipo de grava para vigas prefabricadas	115
9.6. Tipo de grava para bloques Leopold (común)	116
9.7. Tipo de grava para bloques Leopold (especial)	117
9.8. Tipo de grava para fondo Wheeler	117
9.9. Especificaciones de la grava de soporte	119
9.10. Modelos matemáticos de filtración	127
10.1. Descomposición del cloro con el tiempo	138
10.2. Características de los cilindros de cloro	142

## LISTA DE FIGURAS

3.1. Distribución de tamaño de las partículas en el agua	15
3.2. Clasificación seres vivos	25
5.1. Diagrama de flujo planta de tratamiento agua potable	33
5.2. Esquema metodología de selección proceso de tratamiento	38
5.3. Selección proceso de tratamiento de agua	39
6.1. Proceso natural de osmosis	44
6.2. Doble capa difusa de stern-gouy	46
6.3. Energía potencial de interacción entre dos coloides	48
6.4. Coagulación por absorción	50
6.5. Modelo de puente químico en la desestabilización de coloides mediante polielectrolitos	52
6.6. Modelo de puente químico en la desestabilización de coloides mediante polielectrolitos	58
6.7. Elemento del fluido sujeto a agitación	60
6.8. Vertedero	63
6.9. Canaleta Parshall	64
6.10. Diagrama de bomba dosificadora de coagulante	65
6.11. Mezcladores hidráulicos en línea. Difusores	65
6.12. Mezclador en línea mecánico	66
6.13. Retromezclador mecánico	67
6.14. Curva para calculo constante K (numero de potencia)	68
7.1. Turbiedad residual <i>versus</i> tiempo de floculación para diversos valores de G	71
7.2. Turbiedad residual <i>versus</i> valor optimo de G para diversos tiempos de floculación	72
7.3. Valor optimo de G <i>versus</i> tiempo de floculación	73
7.4. Correlación de gradientes de velocidad óptimos <i>versus</i> tiempo de floculación	74
7.5. Efectos de la variación del gradiente de velocidad en la turbiedad residual	76
7.6. Floculador de tabiques de flujo horizontal	79
7.7. Floculador de tabiques de flujo vertical	80
7.8. Floculador vertical tipo Alabama	81
7.9. Floculador Helicoidal	81
7.10. Floculador de medio poroso	82
7.11. Floculador mecánico de paletas	83
7.12. Floculador mecánico de eje horizontal	84
7.13. Floculador mecánico de eje vertical	86
7.14. Floculador mecánico de turbina	87

8.1. Fuerzas que actúan sobre una partícula discreta	89
8.2. Esquema de un sedimentador y la trayectoria de las partículas	92
8.3. Trayectoria de sedimentación para partículas floculantes	94
8.4. Equipo de laboratorio para ensayo de sedimentación	95
8.5. Sedimentador de flujo horizontal	96
8.6. Sedimentador de flujo vertical	97
8.7. Efecto de superficies intermedias en los sedimentadores convencionales	98
8.8. Representa un sedimentador de alta tasa con láminas ligeramente inclinadas con un ángulo de 5°	99
8.9. Representa un sedimentador de alta tasa con láminas inclinadas con un ángulo de 60°	99
8.10. Trayectoria de una partícula en placas paralelas inclinadas	100
8.11. Eficiencia de un sedimentador versus longitud relativa	103
8.12. Eficiencia del sedimentador versus ángulo de inclinación de la celda	104
8.13. Sedimentador de placas, canaletas laterales de recolección de agua sedimentada, tolvas continuas para lodos	104
9.1. Diferentes mecanismos que pueden realizar el transporte	106
9.2. Potencial zeta	107
9.3. Filtro rápido convencional de arena	109
9.4. Curva granulométrica medios filtrantes	111
9.5. Sistemas de drenaje: Tuberías perforadas	113
9.6. Sistemas de drenaje: Boquillas	114
9.7. Sistemas de drenaje: Vigas prefabricadas	115
9.8. Sistemas de drenaje: Bloques Leopold	116
9.9. Sistemas de drenaje: Fondo Wheeler	117
9.10. Filtro lento de flujo descendente	119
9.11. Filtro de flujo ascendente de tasa constante	121
9.12. Filtro de flujo ascendente – descendente	122
9.13. Filtro de flujo descendente a tasa constante y nivel variable	123
9.14. Filtro de flujo descendente de tasa y nivel constante	124
9.15. Esquema de filtración con tasa declinante sin almacenamiento sustancial aguas arriba de los filtros	126
9.16. Variación de la pérdida de carga en función de $(L)$ y $(t)$	128
9.17. Pérdida de carga disponible filtrando	130
9.18. Porosidad del lecho según velocidad ascensional	131
9.19. Pérdida de carga lavando	133
10.1. Influencia del pH en la ionización del HOCL	137
10.2. Formas de cloro en la cloración del agua	138
10.3. Cloración en el punto de quiebre	139
10.4. Cámara de contacto de cloro (vista en planta)	141
10.5. Cilindros de cloro gas	143
10.6. Sala de cloración (cloro gaseoso)	144
10.7. Clorador por gravedad (hipocloritos)	144
11.1. Alternativas tecnológicas para la potabilización del agua para consumo humano	146

11.2. Procesos que integran la FiME	147
11.3. Esquema de un Filtro Grueso Dinámico (FGDi)	148
11.4. Esquema de un Filtro Grueso Ascendente en Capas (FGAC)	149
11.5. Esquema de un Filtro Lento de Arena (FLA)	150
11.6. Planta de FiME en Mondomo, Colombia	150

## RESUMEN

TITULO\*: MODULO RECURSO DEL AGUA III "TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE, OPERACIÓN, PROCESOS, TALLERES Y MONITOREO", ESPECIALIZACION EN INGENIERIA AMBIENTAL.

AUTORES\*\*: MONICA MARCELA MENDOZA GOMEZ  
WILLIAM IBAÑEZ PINEDO

PALABRAS CLAVES: Tratamiento agua potable, Coagulación, Floculación, Sedimentación, Filtración, Desinfección.

DESCRIPCION: El deterioro de las características estéticas de las aguas superficiales y su contaminación con sustancias químicas y microbiológicas, hace necesario someter al agua a una serie de operaciones o procesos unitarios, a fin de purificarla para que pueda ser consumida.

Una operación unitaria es un proceso químico, físico o biológico mediante el cual las sustancias objetables que contiene el agua son removidas o transformadas en sustancias inocuas.

La coagulación es el proceso mas importante en el tratamiento del agua, mediante el cual, al agregar productos químicos (coagulantes) se logra desestabilizar las cargas eléctricas de las partículas coloidales que causan el color y la turbiedad; las cuales, una vez desestabilizadas se pueden agrupar, formando grumos llamados floc o flóculos con un peso específico superior al del agua las cuales se remueven rápidamente por sedimentación.

La filtración consiste en la remoción de partículas suspendidas, coloidales y microorganismos objetables presentes en el agua, que no han quedado retenidas en el proceso de sedimentación, y consiste en hacer pasar el agua a través de un medio poroso de material granular.

La desinfección es el último proceso unitario del tratamiento del agua y tiene como objetivo garantizar la calidad de la misma desde el punto de vista microbiológico asegurando la salud del consumidor.

---

\* Trabajo de Grado

\*\*Escuela de Ingeniería Química. Especialización en Ingeniería Ambiental. Director: Ingeniero Jorge Alberto Guzmán Jaimes.

## ABSTRACT

TITLE\*: MODULE WATER RESOURCES III "POTABLE WATER TREATMENT, OPERATION, PROCESS, WORKSHOPS AND MONITORING", CERTIFICATE IN ENVIRONMENT ENGINEERING.

AUTHORS\*\*: MONICA MARCELA MENDOZA GOMEZ  
WILLIAM IBAÑEZ PINEDO

KEY WORDS: Potable Water Treatment, Coagulation, Flocculation, Sedimentation, Filtration, Disinfection

DESCRIPTION: Degradation in the esthetic aspect of water surfaces and its contamination with chemical and microbiological matter make it necessary to put water under a serial of operations or unitary processes, in order to purify it and make it optimal for consumption.

An unitary process is a chemical, physical or biological process, by which harmful substances in water are removed or transformed into innocuous particles.

Coagulation is the most important process in water treatment. It is performed by adding chemical products (coagulant agents) to destabilize electrical charges in colloids that cause color and cloudiness. Once these particles are destabilized, they clump together into clots, called "floc" or "flocculants", that because heavier than water can be easily removed by sedimentation.

Filtration entails removal of suspended particles, colloids and microorganisms present in water, that are left after sedimentation and are separated from the fluid when passed through a porous interface of granular material.

Disinfection is the last unitary process in water treatment and it aims to guaranty water quality from a microbiological perspective assuring the heath of consumers.

---

\* Thesis

\*\*School of Chemical Engineering. Certificate in Environment Engineering. Director: Engineer Jorge Alberto Guzman Jaimes.

## **INTRODUCCIÓN**

El modulo de RECURSO DEL AGUA III, comprende la revisión bibliográfica de diferentes autores y textos, dirigidos a satisfacer la demanda de conocimientos sobre la planeación, diseño, construcción y operación de plantas de potabilización del agua, que permita al estudiante de la Especialización en Ingeniería Ambiental, complementar fuera del aula los temas que en clase son tratados en forma condensada en la sustancia propia de la misma.

El desarrollo del modulo sigue la secuencia, en capítulos, que se lleva a cabo en el tratamiento convencional del agua, que permite eliminar las partículas en suspensión, las sustancias coloidales, disueltas y finalmente obtener las características deseadas según el uso que se le vaya a dar al agua potable, enfriamiento, calderas, etc.

# CAPÍTULO 1

## DEFINICIONES

El Reglamento Técnico de Agua Potable y Saneamiento Básico RAS 2000 adopta las siguientes definiciones, las cuales serán de uso común en el presente modulo:

**Ablandamiento:** Remoción de la dureza (calcio y/o magnesio) del agua.

**Agitación hidráulica:** Movimiento obtenido al aprovechar la energía del agua para producir turbulencia.

**Agitación mecánica:** Movimiento obtenido mediante dispositivos mecánicos (paletas, aspas, etc.) para producir turbulencia.

**Agua cruda:** Agua que no ha sido sometida a proceso de tratamiento.

**Agua dura:** Agua que contiene cationes divalentes y sales disueltas en concentraciones tales que interfieren con la formación de la espuma del jabón.

**Agua potable:** Agua que por reunir los requisitos organolépticos, físicos, químicos y microbiológicos, en las condiciones señaladas en el Decreto 475 de 1998, puede ser consumida por la población humana sin producir efectos adversos a la salud.

**Aeración:** Proceso en el que se produce un contacto entre el aire y el agua con el objetivo de oxigenarla o de excluir gases o sustancias volátiles.

**Aireador:** Dispositivo o equipo que permite transferir aire al agua.

**Alcalinidad:** Capacidad del agua para neutralizar los ácidos. Esta capacidad se origina en el contenido de carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ), bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ), hidróxidos ( $\text{OH}^-$ ) y ocasionalmente boratos, silicatos y fosfatos. La alcalinidad se expresa en miligramos por litro de equivalente de carbonato de calcio ( $\text{CaCO}_3$ ).

**Análisis físico-químico del agua:** Pruebas de laboratorio que se efectúan a una muestra para determinar sus características físicas, químicas o ambas.

**Análisis microbiológico del agua:** Pruebas de laboratorio que se efectúan a una muestra para determinar la presencia o ausencia, tipo y cantidad de microorganismos.

**Análisis organoléptico:** Se refiere a olor, sabor y percepción visual de sustancias y materiales flotantes y/o suspendidos en el agua.

**Barredor de lodos:** Dispositivo mecánico para recoger el lodo del fondo de los tanques.

**Boquilla:** Dispositivo para aumentar la velocidad del agua.

**Calibración:** Determinación, verificación o rectificación de la graduación de cualquier instrumento que proporcione medidas cuantitativas.

**Calidad del agua:** Conjunto de características organolépticas, físicas, químicas y microbiológicas propias del agua.

**Capacidad de almacenamiento:** Volumen de agua retenido en un tanque o embalse.

**Capacidad hidráulica:** Caudal que puede manejar un componente o una estructura hidráulica conservando sus condiciones normales de operación.

**Capacidad máxima:** Caudal máximo de diseño de una estructura hidráulica.

**Carbón activado:** Forma de carbón altamente adsorbente, usada para remover material orgánico disuelto causante del mal sabor, color y olor del agua.

**Caudal de diseño:** Caudal estimado con el cual se diseñan los equipos, dispositivos y estructuras de un sistema determinado.

**Clarificación:** Proceso de separación de los sólidos del agua por acción de la gravedad.

**Cloración:** Aplicación de cloro al agua, generalmente para desinfectar o para oxidar compuestos indeseables.

**Cloro residual:** Concentración de cloro existente en cualquier punto del sistema de abastecimiento de agua, después de un tiempo de contacto determinado.

**Coagulación:** Aglutinación de las partículas suspendidas y coloidales presentes en el agua mediante la adición de coagulantes.

**Coagulantes:** Sustancias químicas que inducen el aglutinamiento de las partículas muy finas, ocasionando la formación de partículas más grandes y pesadas.

**Coefficiente de uniformidad:** Relación entre el diámetro por debajo del cual se encuentra el 60% de menor tamaño y el tamaño efectivo (10%).

**Coloides:** Sólidos finamente divididos (que no disuelven) que permanecen dispersos en un líquido por largo tiempo debido a su menor diámetro y a la presencia de una carga eléctrica en su superficie.

**Contaminación del agua:** Alteración de sus características organolépticas, físicas, químicas, radiactivas y microbiológicas, como resultado de las actividades humanas o procesos naturales, que producen o pueden producir rechazo, enfermedad o muerte al consumidor.

**Control de calidad del agua potable:** Análisis organolépticos, físicos, químicos y microbiológicos realizados al agua en cualquier punto de la red de distribución, con el objeto de garantizar el cumplimiento de las disposiciones establecidas en el Decreto 475 de 1998.

**Cortocircuito:** Condición que ocurre en los tanques cuando parte del agua pasa a una velocidad mayor que el resto del fluido, disminuyendo el tiempo de residencia medio de la masa líquida en el reactor.

**Criterio de diseño:** Parámetros establecidos como base de diseño de una obra.

**Desarenador:** Componente destinado a la remoción de las arenas y sólidos que están en suspensión en el agua, mediante un proceso de sedimentación.

**Densidad:** Relación existente entre la masa de un cuerpo y el volumen ocupado por éste.

**Desinfección:** Proceso físico o químico que permite la eliminación o destrucción de los organismos patógenos presentes en el agua.

**Desinfectante:** Sustancia que tiene el poder de destruir microorganismos patógenos.

**Difusor:** Dispositivo para dispersar un fluido en otro.

**Dosificación:** Acción mediante la cual se suministra una sustancia química al agua.

**Dosis óptima:** Concentración que produce la mayor eficiencia de reacción en un proceso químico.

**Dotación:** Cantidad de agua asignada a una población o a un habitante para su consumo en cierto tiempo, expresada en términos de litro por habitante por día o dimensiones equivalentes.

**Drenaje:** Dispositivo para la extracción o inyección de agua de una superficie.

**Dureza:** Característica del agua debida a la presencia de varias sales.

**Edificio de operación:** Área o conjunto de dependencias de una planta de tratamiento de agua potable que cumple determinadas funciones auxiliares, directa o indirectamente ligadas al proceso de tratamiento, necesarias para su correcta operación, mantenimiento y control.

**Eficiencia de remoción:** Medida de la efectividad de un proceso en la remoción de una sustancia específica.

**Efluente:** Flujo proveniente de un sistema hidráulico.

**Emergencia:** Evento repentino e imprevisto que se presenta en un sistema de suministro de agua para consumo humano, como consecuencia de fallas técnicas, de operación, de diseño, de control o estructurales, que pueden ser naturales, accidentales o provocadas que alteran su operación normal o la calidad del agua, y que obliguen a adoptar medidas inmediatas para minimizar las consecuencias.

**Ensayos con trazador** Pruebas en las que se emplean sustancias, con el fin de observar y estudiar el comportamiento hidrodinámico del fluido.

**Ensayo de sedimentabilidad:** Determinación de la velocidad de asentamiento de los sólidos en suspensión en un líquido.

**Ensayo de tratabilidad:** Estudios efectuados a nivel de laboratorio o de planta piloto, a una fuente de abastecimiento específica, para establecer el potencial de aplicación de un proceso de tratamiento.

**Escherichia Coli (E-Coli):** Bacilo aerobio gram-negativo que no produce esporas, pertenece a la familia de los enterobacteriaceas y se caracteriza por poseer las enzimas b-Galactosidasa y b-Glucoroanidasa. Se desarrolla a 44 +0.5 °C en medios complejos, fermenta la lactosa liberando ácido y gas, produce indol a partir del triptófano y no produce oxidasa.

**Filtración:** Proceso mediante el cual se remueve las partículas suspendidas y coloidales del agua al hacerlas pasar a través de un medio poroso.

**Filtración de contacto o en línea:** Proceso de filtración sin floculación ni sedimentación previa.

**Filtración lenta:** Proceso de filtración a baja velocidad.

**Filtración rápida:** Proceso de filtración a alta velocidad.

**Floculación:** Aglutinación de partículas inducida por una agitación lenta de la suspensión coagulada.

**Flotación:** Proceso de separación de los sólidos del agua mediante adhesión de microburbujas de aire a las partículas para llevarlas a la superficie.

**Fuente de abastecimiento de agua:** Depósito o curso de agua superficial o subterráneo, natural o artificial, utilizado en un sistema de suministro de agua.

**Gradiente de velocidad medio:** Raíz cuadrada de la potencia total disipada (P) en la unidad de volumen de una estructura hidráulica (V) dividida por la viscosidad absoluta del agua ( $\mu$ ), expresada así:

$$G = \sqrt{\frac{P}{V\mu}}$$

**Granulometría:** Técnica para la medida del tamaño de los granos o partículas y estudio de la distribución de los mismos con arreglo a una escala de clasificación.

**Impacto ambiental:** Afectación del entorno ocasionada por la realización de una obra.

**Índice coliforme:** Número estimado de microorganismos del grupo coliforme presentes en cien centímetros cúbicos de agua (100 cm<sup>3</sup>), cuyo resultado se expresa en términos de número más probable (NMP) por el método de los tubos múltiples y por el número de microorganismos en el método del filtro de membrana.

**Lecho de filtración:** Medio constituido por material granular poroso por el que se hace percolar un flujo.

**Lodo:** Contenido de sólidos en suspensión o disolución que contiene el agua y que se remueve durante los procesos de tratamiento.

**Material flotante:** Aquellos materiales que se sostienen en equilibrio en la superficie del agua y que influyen en su apariencia.

**Mezclador:** Equipo para producir turbulencia en el agua.

**Mezcla rápida:** Agitación violenta para producir dispersión instantánea de un producto químico en la masa de agua.

**Mezcla lenta:** Agitación suave del agua con los coagulantes, con el fin de favorecer la formación de los flóculos.

**Micotamizado:** Cribado del agua en mallas.

**Muestra compuesta de agua:** Integración de muestras puntuales tomadas a intervalos programados y por períodos determinados, preparadas a partir de mezclas de volúmenes iguales o proporcionales al flujo durante el periodo de toma de muestras.

**Muestra puntual de agua:** Muestra tomada en un punto o lugar en un momento determinado.

**Norma de calidad del agua potable:** Valores de referencia admisibles para algunas características presentes en el agua potable, que proporcionan una base para estimar su calidad.

**Número de Fraude:** Relación entre las fuerzas inerciales y la fuerza de gravedad.

$$F_r = V^2 / (L * g)$$

Donde V es la velocidad, L la longitud característica y g la constante de la gravedad.

**Número de Reynolds:** Relación entre las fuerzas inerciales y las fuerzas de fricción.

$$Re = \rho * V * L / \mu$$

Donde  $\rho$  es densidad, V velocidad, L longitud característica y  $\mu$  viscosidad absoluta del agua.

**Operación:** Conjunto de acciones para mantener en funcionamiento un sistema.

**Ozonización / Ozonizador:** Aplicación de ozono al agua. El ozonizador es el dispositivo empleado para hacer este proceso.

**Pantalla:** Guía o mecanismo similar para desviar la dirección del agua.

**Parámetros de control de un proceso:** Criterios preestablecidos que se utilizan como base para compararlos con los obtenidos en un proceso, con el fin de controlar o medir la eficiencia del mismo.

**Parámetros de diseño:** Criterios preestablecidos con los que se diseñan y construyen cada uno de los equipos de la planta de tratamiento.

**Patógenos:** Microorganismos que pueden causar enfermedades en otros organismos, ya sea en humanos, animales y plantas.

**Pérdida de carga:** Disminución de la energía de un fluido debido a la resistencia que encuentra a su paso.

**pH óptimo:** Valor de pH que produce la máxima eficiencia en un proceso determinado.

**Período de diseño:** Tiempo para el cual se diseña un sistema o los componentes de éste, en el cual su(s) capacidad(es) permite(n) atender la demanda proyectada para este tiempo.

**Plan operacional de emergencia:** Procedimiento escrito que permite a las personas que prestan el servicio público de acueducto, atender en forma efectiva una situación de emergencia.

**Planta de potabilización:** Conjunto de obras, equipos y materiales necesarios para efectuar los procesos que permitan cumplir con las normas de calidad del agua potable.

**Planta piloto:** Modelo para simular operaciones, procesos y condiciones hidráulicas de la planta de tratamiento, utilizando para este efecto el agua de la fuente de abastecimiento.

**Polución del agua:** Alteración de las características organolépticas, físicas, químicas o microbiológicas del agua como resultado de las actividades humanas o procesos naturales.

**Porosidad:** Relación entre el volumen de los poros formados dentro de un medio filtrante y el volumen total del mismo.

**Poscloración:** Adición de cloro al efluente de la planta para propósitos de desinfección después de que éste ha sido tratado.

**Potencia:** Tasa a la cual se ejecuta un trabajo.

**Potencial de hidrógeno (pH):** Expresión de la intensidad de la condición básica o ácida de un líquido.

**Precloración:** Adición de cloro al iniciar un proceso o una serie de procesos.

**Presión:** Fuerza por unidad de superficie.

**Presión osmótica:** ( $\Pi$ ) Presión mínima necesaria para contrarrestar la difusión natural del agua a través de una membrana semi-permeable de la solución menos salina a la más salina, es expresada en Pascal:

$$\Pi = 82.05 \times (T + 273) \times \sum_i M_i$$

Donde T es la temperatura en grados Celsius y  $M_i$  la molaridad en moles por litro de los iones individuales de la solución.

**Pretratamiento:** Proceso previo que tiene como objetivo remover el material orgánico e inorgánico flotante, suspendido o disuelto del agua antes del tratamiento final.

**Prueba de jarras:** Ensayo de laboratorio que simula las condiciones en que se realizan los procesos de oxidación química, coagulación, floculación y sedimentación en la planta.

**Punto de muestreo:** Sitio específico destinado para tomar una muestra representativa del cuerpo de agua.

**Punto de quiebre en cloración (break point):** Adición de cloro al agua hasta que la demanda de cloro ha sido satisfecha, para tener un residual de cloro libre en el agua tratada.

**Reactor:** Estructura hidráulica en la cual un proceso químico, físico o biológico se lleva a cabo.

**Reactor de flujo de pistón:** Aquel en que todas las partículas del fluido tienen igual tiempo teórico de detención.

**Red de distribución:** Conjunto de tuberías, accesorios y estructuras que conducen el agua desde el tanque de almacenamiento o planta de tratamiento hasta los puntos de consumo.

**Registro de control de calidad:** Recopilación escrita de los resultados de los análisis del agua que se suministra a la población.

**Repetibilidad:** Capacidad del instrumento para repetir la misma lectura en condiciones idénticas.

**Resalto hidráulico:** Discontinuidad de la superficie del agua en la cual el flujo pasa de una manera abrupta de un régimen rápido (supercrítico) a un régimen tranquilo (subcrítico) y depende del número de Froude.

**Sedimentación:** Proceso en el cual los sólidos suspendidos en el agua se decantan por gravedad, previa adición de químicos coagulantes.

**Sistema de potabilización:** Conjunto de procesos unitarios para purificar el agua y que tienen por objeto hacerla apta para el consumo humano.

**Sistema de succión:** Producción de una presión inferior a la atmosférica.

**Sistema SCADA** Conjunto de programas de computador con funciones de registro y visualización de variables del proceso, generación de alarmas, cálculo y aplicación de señales de acción, los cuales interactúan con el proceso por intermedio de un sistema de adquisición.

**Sólidos disueltos:** Mezcla de un sólido (solute) en un líquido solvente en forma homogénea.

**Sólidos suspendidos:** Pequeñas partículas de sólidos dispersas en el agua; no disueltas.

**Solubilidad:** Capacidad de una sustancia o soluto de mezclarse homogéneamente en un solvente para unas condiciones de presión y temperatura específicas.

**Subproductos de la desinfección (SPD)** Compuestos formados por la reacción del desinfectante con la materia orgánica o sustancia química preexistente en el agua.

**Sustancias flotantes** Materiales que se sostienen en equilibrio en la superficie del agua y que influyen en su apariencia.

**Sustancias húmicas** Compuestos orgánicos responsables del color natural del agua, producidos por la extracción de sustancias orgánicas provenientes de la vegetación o por la solubilización de la materia orgánica del suelo.

**Tamaño efectivo:** Diámetro por debajo del cual se encuentra el 10% en peso seco del total de las partículas de una distribución granulométrica dada.

**Tanque de almacenamiento:** Depósito destinado a mantener agua para su uso posterior.

**Tasa de aplicación superficial (carga superficial):** Relación entre el caudal y el área superficial de una determinada estructura hidráulica ( $m^3/m^2 \cdot día$ ).

**Tiempo de contacto para la desinfección:** Tiempo que toma al agua moverse desde el punto de aplicación del desinfectante hasta el punto donde se mide la concentración residual del mismo.

**Tiempo teórico de detención (td):** Volumen de un reactor (V) dividido por el caudal (Q) con que trabaja o el tiempo teórico que tarda una masa líquida en desplazarse de un punto a otro, suponiendo flujo pistón.

$$t_d = \frac{V}{Q}$$

**Tiempo de operación:** Periodo de funcionamiento de un sistema.

**Tratamiento:** Conjunto de operaciones y procesos que se realizan sobre el agua cruda, con el fin de modificar sus características organolépticas, físicas, químicas y microbiológicas, para hacerla potable de acuerdo a las normas establecidas en el Decreto 475 de 1998.

**Turbiedad:** Propiedad óptica del agua basada en la medida de luz reflejada por las partículas en suspensión.

**Unidad de la planta de tratamiento:** Cada uno de los procesos de tratamiento.

**Valor admisible:** Valor establecido para la concentración de un componente o sustancia, que garantiza que el agua de consumo humano no representa riesgo para la salud del consumidor.

**Velocidad de filtración:** Caudal de filtración por unidad de área.

**Velocidad de lavado:** Caudal de lavado por unidad de área.

**Vertedero:** Dispositivo hidráulico de rebose de un líquido.

**Vida útil:** Tiempo estimado para la duración de un equipo o componente de un sistema sin que sea necesaria la sustitución del mismo; en este tiempo solo se requieren labores de mantenimiento para su adecuado funcionamiento.

**Vigilancia de la calidad del agua:** Actividades realizadas por las autoridades competentes para comprobar, examinar e inspeccionar el cumplimiento de las normas de calidad del agua potable establecidas en el Decreto 475 de 1998.

**Zonas muertas:** Sitios en un reactor en donde no hay desplazamiento unidimensional de la masa de agua.

## **CAPÍTULO 2 GENERALIDADES**

El agua es primordial para la vida, pero también puede ser vehículo de propagación de muchas enfermedades tanto al hombre como a los animales.

La relación existente entre el abastecimiento de agua potable, el saneamiento ambiental y las enfermedades es un hecho inobjetable, como lo demuestran los innumerables estudios de enfermedades epidémicas y endémicas en diferentes regiones del mundo.

El agua, disolvente universal por excelencia, raras veces existe pura. El agua lluvia al entrar en contacto con la atmósfera y el suelo cambia su composición física, química y microbiológica. Llevando consigo gran cantidad de sustancias disueltas que van desde gases hasta compuestos de alto peso molecular, además de partículas en suspensión y microorganismos.

Por otro lado, la contaminación de los recursos hídricos superficiales es un problema cada vez más grave, debido a que se estos se usan como destino final de residuos domésticos e industriales, sobre todo en las áreas urbanas.

Estas descargas son las principales responsables de la alteración de la calidad de las aguas naturales, que en algunos casos llegan a estar tan contaminadas que su potabilización resulta muy difícil y costosa.

Debido a la amplia gama de contaminantes, a los diferentes niveles de contaminación, así como a la cinética química de las sustancias, elementos, materia orgánica y microorganismos que se incorporan en el cuerpo de agua, es indispensable conocer las características físicas, químicas y biológicas del agua antes de seleccionarla como fuente de agua cruda.

Actualmente se conocen los riesgos de utilizar el agua sin tratamiento, sin embargo las coberturas de servicio de agua potable aún son insuficientes, en muchas regiones del mundo. En los países de América Latina, existen limitaciones de cobertura para la prestación del servicio de agua potable.

Se estima que en los países del tercer mundo alrededor de 150 millones de personas carecen de un servicio adecuado de agua potable, siendo las zonas rurales las más afectadas, donde sólo una de cada cinco personas tiene acceso a agua segura. La Organización Mundial de la Salud (OMS) estima que cada año se presentan 500 millones de casos de diarrea en niños menores de cinco años en Asia, África y América Latina. De estos casos

entre el 3% y 4% terminan con la muerte del infante. Estas enfermedades y muertes son el resultado de la pobreza, la ignorancia, la desnutrición y la falta de un saneamiento ambiental eficiente, debido a inadecuados sistemas de abastecimiento de agua potable y de disposición de excretas y basuras.

Igualmente hay que tener en cuenta, que las grandes inversiones de dinero en tecnologías y estructuras, no necesariamente garantizaran la solución a estos problemas, sino no se implementan tecnologías que sean acordes con las condiciones económicas, culturales o ambientales de cada población.

En Colombia, según estudios del Ministerio de Salud (1993), realizados en 100 plantas de tratamiento de agua potable, de igual número de municipios del país, se encontró que el 90% de estas, requieren de adecuación y mantenimiento en sus estructuras y que sólo el 10%, funcionan adecuadamente.

Es importante entonces garantizar la sostenibilidad de los proyectos de abastecimiento de agua potable, seleccionando y diseñando tecnologías apropiadas a las condiciones económicas, culturales y ambientales de las comunidades beneficiadas y a su capacidad de operación y mantenimiento de las tecnologías seleccionadas.

Enfermedades como el cólera, la tifoidea, diarreas, gastroenteritis, disentería amibiana, hepatitis y otras más, se pueden reducir mediante el suministro de agua potable y un adecuado saneamiento ambiental.

Una población que posea servicios públicos adecuados y eficientes de suministro de agua potable, disposición de excretas y recolección de basuras contará con mejores condiciones de salud que otra que carezca de estos servicios.

## **CAPÍTULO 3 NORMATIVIDAD**

Las sustancias y/o microorganismos presentes le confieren al agua las características físicas, químicas y microbiológicas que determinan su calidad, y estas están contempladas y reglamentadas tanto en las recomendaciones de organizaciones sanitarias internacionales (OMS, OPS), como en la legislación nacional. La mayoría de los parámetros se expresan con la concentración del elemento o de un compuesto de el; sin embargo hay otros como color, turbiedad, alcalinidad, acidez, conductividad, que no expresan la concentración de un elemento en particular, sino miden el efecto de una combinación de sustancias.

Las Normas de Calidad del Agua determinan el valor admisible o deseable establecido para algunas de las características presentes en el agua, con el fin de determinar su calidad y contribuir a preservar y mantener la salud humana.

El agua producida en un sistema de potabilización no debe contener microorganismos patógenos, ni sustancias tóxicas o nocivas para la salud. Por tanto, el agua para consumo humano debe cumplir los Requisitos de Calidad microbiológicos, organolépticos y físico-químicos exigidos en el Decreto 475 de marzo 10 de 1998, de los Ministerios de Salud y de Desarrollo Económico. La calidad del agua no debe deteriorarse ni caer por debajo de los límites establecidos durante el periodo de tiempo de transporte de la planta de tratamiento al consumidor.

El término **calidad del agua** es relativo y solo tiene importancia universal si está relacionado con el uso del recurso. Esto quiere decir que una fuente de agua suficientemente limpia que permita la vida de los peces puede no ser apta para la natación y un agua útil para el consumo humano puede resultar inadecuada para la industria. Para decidir si un agua califica para un propósito particular, su calidad debe especificarse en función del uso que se le va a dar.

Bajo estas consideraciones, se dice que un agua está contaminada cuando sufre cambios que afectan su uso real o potencial.

En la Tabla 3.1 se relacionan algunos parámetros fisicoquímicos para aguas potables, tanto los recomendados por la Organización Mundial de la salud (OMS) y la CEE como los vigentes en la legislación Colombiana (Decreto 475 de 1998).

	Parámetro	Expresión de los resultados	O.M.S	Decreto 475/98	Directrices de la CEE/84
<b>a.</b>	<b>Parámetro Organolépticos y Físicoquímicos</b>				
1.	Color	mg Pt/Co	5-50	15	1-20
2.	Turbiedad	mg SiO <sub>2</sub>	5-25	5	1-10
3.	Concentración iones H <sup>+</sup>	Valor pH	7.0-8.5	6.5-8.5	6.5-8.5
4.	Saturación con oxígeno	% O <sub>2</sub> sat			>75%
5.	Dureza total	mg/l CaCO <sub>3</sub>	100-500	160	500
6.	Alcalinidad	mg/HCO <sub>3</sub>		100	30 min
7.	Calcio	mg/l Ca	72-200	60	100
8.	Magnesio	mg/l Mg	30-150	36	50
9.	Sodio	mg/l Na			175
10.	Potasio	mg/l K			12
11.	Aluminio	mg/l Al		0.2	0.2
12.	Cloruros	mg/l Cl	200-600	250	25
13.	Sulfatos	mg/l SO <sub>4</sub>	200-400	250	250
14.	Residuo de evaporación (sólidos totales)	mg/l 180° C	200-1500		1500
15.	Amonio	mg/l NH <sub>4</sub>		1.0	0.5
16.	Nitratos	mg/l NO <sub>3</sub>		10	50
17.	Nitritos	mg/l NO <sub>2</sub>		0.1	0.1
18.	Hierro	mg/l Fe	0.1-1.0	0.3	0.2
19.	Manganeso	mg/l Mn	0.05-0.5	0.1	0.1
20.	Cobre	mg/l Cu	0.05-1.5	1.0	1.0
21.	Zinc	mg/l Zn	5-15	5	5
22.	Boro	mg/l B		0.3	1.0
23.	Bario	mg/l Ba	1.0	0.5	0.5
24.	Fluoruros	mg/l F	0.6-1.7	1.2	1.2
25.	Fósforo	mg/P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>			5.0

**Tabla 3.1 Parámetros físicoquímicos para algunas sustancias.**

	Parámetro	Expresión de los resultados	O.M.S	Decreto 475/98	Directrices de la CEE/84
26	Sust.oxidables al $\text{KmnO}_4$	mg/l			5.0
27	Fenoles totales	mg/l	0.01-0.02	0.01	0.5
28	Tensoactivos (act. al azul de m)	mg/ALS	0.2-0.1	0.7	0.2
29	Comp. organoclorados	mg/l		2.0	1
30	Sustancias extraíbles con cloroformo (residuo de vapor)	mg/l			0.1
31	Cloro residual	mg/l	Min. 0.1		Min. 0.10
32	Grasas, aceite mineral	mg/l		Ausente	Max.0.01
33	Arsénico	mg/l As	0.05	0.01	0.05
35	Cadmio	mg/l Cd	0.01	0.05	0.05
36	Cianuros	mg/l CN	0.05	0.1	0.05
37	Cromo	mg/l Cr		0.01	0.05
38	Mercurio	mg/l Hg	0.001	0.001	0.001
39	Plomo	mg/l Pb	0.1	0.01	0.05
40	Selenio	mg/l Se	0.1	0.01	0.01
41	Policíclicos aromáticos	mg/l	0.002		0.002
42	Pesticidas: total pesticidas: X sustancia	mg/l			0005 0.001

**Tabla 3.1 Parámetros fisicoquímicos para algunas sustancias (Cont.)**

A continuación se tratan en detalle las principales características fisicoquímicas y biológicas que definen la calidad del agua y los límites de concentración establecidos por las normas nacionales e internacionales de calidad de agua para consumo humano.

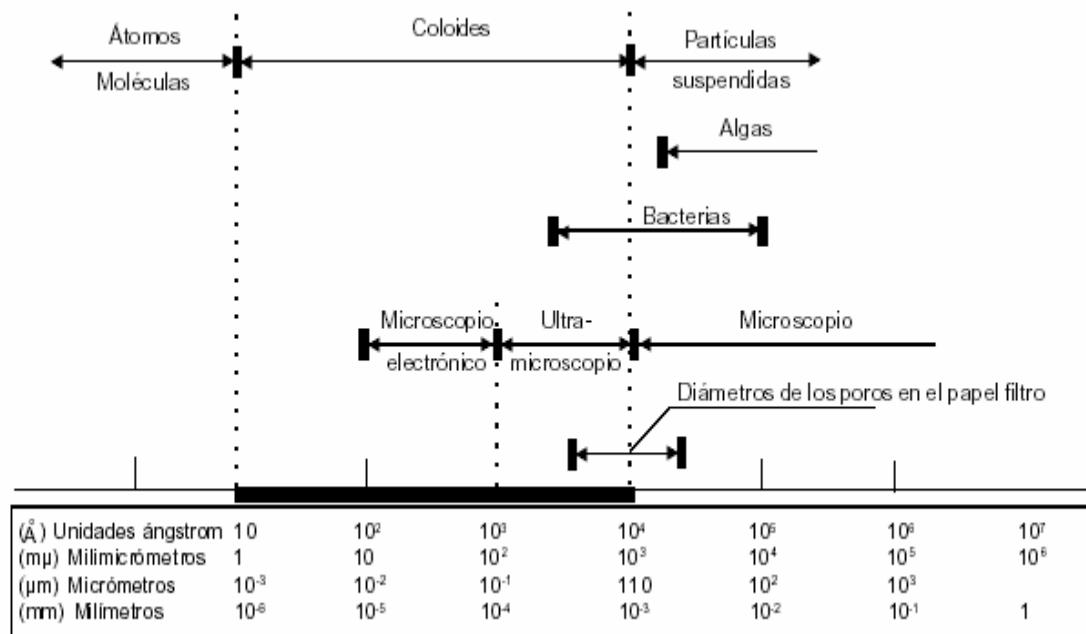
### 3.1 CARACTERÍSTICAS FÍSICAS

Las características físicas del agua, llamadas así porque pueden impresionar a los sentidos (vista, olfato, etcétera), tienen directa incidencia sobre las condiciones estéticas y de aceptabilidad del agua.

- **Turbiedad**

La turbiedad se define como la propiedad óptica que tiene una muestra de agua de desviar o absorber un haz luminoso, impidiendo su paso directamente.

La turbiedad es originada por las partículas en suspensión o coloides (arcillas, limo, materia orgánica e inorgánica finamente dividida, minerales, plancton, bacterias y otros microorganismos) producto de la erosión causada por las corrientes de agua o al crecimiento de microorganismos. La Figura 3.1 muestra la distribución de las partículas en el agua de acuerdo con su tamaño. La turbiedad es causada por las partículas que forman los sistemas coloidales, es decir, aquellas que por su tamaño se encuentran suspendidas y reducen la transparencia del agua en menor o mayor grado.



**Figura 3.1 Distribución de tamaños de las partículas en el agua.**

La medición de la turbiedad se realiza mediante un turbidímetro o nefelómetro. Las unidades utilizadas son las unidades nefelométricas de turbiedad (UNT).

El diseño de los sistemas de remoción de turbiedad debe considerar no solo el tipo de partículas existentes (origen, estructura, composición y forma) sino también su tamaño y comportamiento.

Aunque no se conocen los efectos directos de la turbiedad sobre la salud, esta afecta la calidad estética del agua, lo que ocasiona el rechazo de los consumidores.

Por otra parte, se ha demostrado que las partículas causantes de la turbiedad reducen la eficiencia del proceso de la desinfección. En el proceso de eliminación de los organismos patógenos, por la acción de agentes químicos como el cloro, la turbiedad protege físicamente a los microorganismos del contacto directo con el desinfectante.

La norma nacional (Decreto 475 de 1998) establece como máximo 5 UNT. Los estándares internos de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA) establecen preferentemente 1 UNT y en ningún caso más de 5 UNT. Las Guías de Calidad para Aguas de Consumo Humano de la Organización Mundial de la Salud (OMS) recomiendan como valor guía 5 UNT, sin embargo, para una desinfección eficiente, la OMS indica que el agua filtrada debería tener una turbiedad promedio menor o igual a 1 UNT.

- **Color**

El color del agua puede estar ligado a la turbiedad o presentarse independientemente de ella. Aún no es posible establecer las estructuras químicas fundamentales de las especies responsables del color. La mayoría de los investigadores estiman que el color orgánico en el agua es de naturaleza coloidal. Sin embargo, algunos autores sugieren que se encuentra en solución verdadera.

El color del agua se atribuye comúnmente a la presencia de taninos, lignina, ácidos húmicos, ácidos grasos, ácidos fúlvicos, etcétera. El color existente en el agua no se deriva únicamente de la descomposición de productos naturales sino también de hidróxidos metálicos, como el del hierro, además de compuestos orgánicos desconocidos presentes en los desechos domésticos e industriales.

Se considera que el color en el agua puede originarse por las siguientes causas:

- Extracción acuosa de sustancias de origen vegetal
- Descomposición de la materia
- Materia orgánica del suelo
- Presencia de hierro, manganeso y otros compuestos metálicos.
- Descargas industriales

En la formación del color en el agua intervienen, entre otros factores, el pH, la temperatura, el tiempo de contacto, la materia disponible y la solubilidad de los compuestos coloreados. Se denomina color aparente a aquel que presenta el agua cruda o natural y color verdadero al que queda luego de que el agua ha sido filtrada.

Debido a que el color del agua se origina, en muchos casos, por la presencia de compuestos de naturaleza orgánica, se recomienda que la desinfección se realice luego de que este haya sido removido, para evitar que la aplicación de cloro como desinfectante pueda reaccionar con estos y producir compuestos organoclorados, principalmente cloroformo,  $\text{CHCl}_3$  y otros trihalometanos, compuestos que tienen efecto cancerígeno en animales.

La importancia de la remoción del color en el agua está relacionada también con los aspectos de aceptabilidad del consumidor y usuario, sea este doméstico o industrial.

El color se expresa en Unidades de Color (UPC). Una unidad de color es la que se obtiene por disolver un miligramo de cloroplatinato de potasio ( $\text{ClPtK}_2$ ) en un litro de agua destilada.

La norma nacional (Decreto 475 de 1998) establece como máximo 15 unidades de color (UC). El valor guía de la OMS es igualmente 15 UC para aguas de bebida.

- **Temperatura**

Es uno de los parámetros físicos más importantes en el agua, pues por lo general influye en el retardo o aceleración de la actividad biológica, la absorción de oxígeno, la precipitación de compuestos, la formación de depósitos, la desinfección y los procesos de mezcla rápida, floculación, sedimentación y filtración.

La temperatura del agua para consumo debe estar  $\pm 5$  °C de la temperatura ambiente.

- **Olor y sabor**

El problema del olor y sabor es principalmente de aceptabilidad del agua por parte del consumidor, por lo que se recomienda que ésta sea inodora e insípida, entendiendo esto último como la ausencia de un sabor definido, de tipo desagradable.

En términos prácticos, la falta de olor puede ser un indicio indirecto de la ausencia de contaminantes, tales como los compuestos fenólicos. Por otra parte, la presencia de olor a sulfuro de hidrógeno ( $H_2S$ ) puede indicar una acción séptica de compuestos orgánicos en el agua.

Las sustancias generadoras de olor y sabor en aguas crudas pueden ser compuestos orgánicos derivados de la actividad de microorganismos y algas o provenir de descargas de desechos industriales.

En el agua se pueden considerar cuatro sabores básicos: ácido, salado, dulce y amargo.

La remoción de olores y sabores se logra mediante aireación, tratamiento con carbón activado, supercloración, aunque antes de utilizar cloro como tratamiento para eliminar olor y sabor es necesario estudiar bien la causa que lo genera, ya que existen sustancias que al combinarse con el cloro acentúan el olor, como el fenol, detergentes, algas, etc.

La norma nacional (Decreto 475 de 1998) establece como no detectable el olor y sabor. La EPA y la OMS recomiendan como criterio que por razones organolépticas, las fuentes de abastecimiento deben estar razonablemente exentas de olor y sabor; es decir, en términos generales, que se encuentren en un nivel aceptable.

### 3.2 CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS

- **Potencial de hidrógeno (pH)**

El pH de un agua es la medida de la concentración de iones hidrógeno ( $H^+$ ) presentes en ella. El carácter básico o ácido de un agua se expresa por la concentración de los iones hidrógeno  $H^+$ .

Cuando se mezclan con agua, muchos compuestos se disocian o separan en dos o más partículas cargadas que se llaman iones

La cantidad de disociación varía no solo de un compuesto a otro, sino también en función de la temperatura de la solución. A una temperatura dada, existe una relación fija entre la concentración de partículas cargadas y la concentración de compuestos neutros no disociados. Esta relación se conoce con el nombre de **constante de disociación o ionización**.

El agua pura se disocia en iones de hidrógeno y de hidróxilo:



La ecuación de disociación puede escribirse, por tanto, como:

$$K = \frac{[H^+][OH^-]}{[H_2O]}$$

Donde:

$K$  = constante de disociación

$[H^+]$  = concentración de iones positivos

$[OH^-]$  = concentración de iones negativos

$[H_2O]$  = concentración de moléculas no disociadas

La cantidad de agua que se disocia en  $H^+$  y  $OH^-$ , es muy pequeña en comparación con la cantidad que permanece sin disociar, por lo que, la cantidad de agua que permanece sin disociarse puede considerarse casi constante. Si esta cantidad constante de agua se combina con  $K$ , obtenemos:

$$K[H_2O] = K_w = [H^+][OH^-]$$

$K_w$  se denomina generalmente **constante de disociación del agua**, y su valor a 25 °C es  $1.0 \times 10^{-14}$ .

El agua se disocia en un ión de hidrógeno y uno de hidroxilo; por lo tanto, la concentración de  $H^+$  en el agua pura y en un nivel neutro debe ser igual a la concentración de  $OH^-$

$$[H^+][OH^-] = 1.0 \times 10^{-14}$$

Donde:

$$[H^+] = 1.0 \times 10^{-7}$$

$$[OH^-] = 1.0 \times 10^{-7}$$

Se define el pH como el logaritmo base 10 del inverso de la concentración de los iones  $H^+$ .

$$pH = \log (1/[H^+]) = - \log [H^+]$$

En el agua pura, la concentración de  $H^+$  es  $1.0 \times 10^{-7}$ , en consecuencia el pH para esta agua con esa concentración de hidrogeniones es igual a 7.0.

Si a una muestra de agua se le agrega un ácido fuerte, tal que la concentración de iones hidrógenos,  $[H^+]$ , sube a  $10^{-2}$  moles/litro, la concentración de iones  $OH^-$  debe disminuir a  $10^{-12}$  moles/litro, o sea:

$$[H^+][OH^-] = 1 \times 10^{-2} \times 1 \times 10^{-12} = 1 \times 10^{-14} = K_w$$

Luego el pH de esta agua será:  $pH = -\log(10^{-2}) = 2.0$

La escala de medida del pH, por lo tanto, tendrá un valor máximo de 14 y un mínimo de cero (0).

Se denomina medio ácido a una solución en la cual la concentración de iones hidrógeno,  $[H^+]$ , es mayor a  $10^{-7}$  moles/litro y medio básico a una solución en la que la concentración de iones  $[H^+]$ , es inferior a  $10^{-7}$  moles/litro.

La distinción entre un ácido fuerte y uno débil, y entre una base fuerte y una débil, depende de la cantidad de disociación. En otras palabras, un ácido o una base fuertes en solución se disocian casi totalmente en iones con cargas positivas y negativas. En una solución de ácido o base débiles, sólo una pequeña parte del ácido o de la base se disocia en iones.

El pH indica la intensidad de la acidez y de la alcalinidad. No mide acidez total ni alcalinidad total. Soluciones con el mismo ácido total pueden tener diferentes pH, dependiendo si el ácido es fuerte o débil (grado de ionización mayor o menor).

El pH es un parámetro importante en todos los procesos de tratamiento del agua, en unos más que en otros; razón por la cual su medida y control a intervalos regulares, durante el tratamiento del agua, es muy importante. Por ejemplo, en la desinfección con cloro, ésta es más efectiva a valores bajos de pH. El pH juega un papel muy importante en el proceso de coagulación del agua.

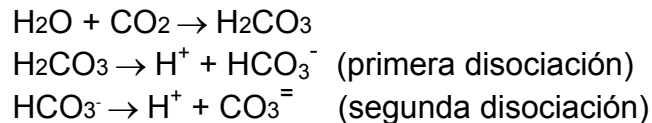
La estabilidad de un agua depende del pH. Si un agua tiene un pH por debajo del pH de saturación (pHs), será **corrosiva**, y si ocurre lo contrario el agua será **incrustante**.

- **Alcalinidad**

Es la capacidad del agua de neutralizar la acidez, o sea neutralizar los iones  $H^+$ . La alcalinidad del agua se debe a la presencia de iones bicarbonato

( $\text{HCO}_3^-$ ), iones carbonato ( $\text{CO}_3^{=}$ ) o iones hidroxilo ( $\text{OH}^-$ ) obtenidos al entrar en contacto el agua con suelos donde están presentes estos componentes.

También las aguas naturales pueden adquirir alcalinidad al disolverse el bióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) en ella; éste al disociarse produce ión bicarbonato e ión carbonato de acuerdo con las siguientes reacciones:



Tanto el ión bicarbonato como el ión carbonato comunican alcalinidad

Según el ión presente en el agua se dice que ésta tiene **alcalinidad bicarbonática** o **alcalinidad carbonática**.

La alcalinidad también se debe a bases fuertes ( $\text{OH}^-$ ) que llegan a las aguas naturales por diferentes causas, en este caso, se denomina **alcalinidad al hidróxido** ( $\text{OH}^-$ ) especialmente por la contaminación con desechos industriales.

La alcalinidad es importante en el tratamiento del agua porque reacciona con coagulantes hidrolizables (como sales de hierro y aluminio) durante el proceso de coagulación. Además, este parámetro tiene incidencia sobre el carácter corrosivo o incrustante que pueda tener el agua y, cuando alcanza niveles altos, puede tener efectos sobre el sabor.

Durante el tratamiento, las aguas crudas de muy baja alcalinidad pueden requerir la adición de un alcalinizante primario (como el hidróxido de calcio).

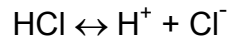
La norma nacional (Decreto 475 de 1998) establece como máximo 100 mg/l de  $\text{CaCO}_3$  (Carbonato de calcio).

- **Acidez**

Es la capacidad que tiene un agua en particular de neutralizar la alcalinidad. Las aguas naturales tienen acidez debido a la presencia de  $\text{CO}_2$ , debido principalmente a la descomposición aeróbica y anaeróbica de la materia orgánica o también porque directamente procede de la atmósfera.



La acidez también se debe a la presencia de ácidos fuertes que pueden llegar a las aguas naturales por descarga de desechos industriales. Por ejemplo:



La acidez tiene importancia desde el punto de vista sanitario porque le comunica al agua un alto poder corrosivo, además el  $\text{CO}_2$  presente en el agua interfiere en los procesos de remoción de la dureza, cuando se emplea el método de cal y soda para la remoción.

La norma nacional (Decreto 475 de 1998) establece como máximo 50 mg/l de  $\text{CaCO}_3$  (Carbonato de calcio).

- **Dureza**

Es la presencia, en el agua, de cationes metálicos polivalentes como  $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ,  $\text{Fe}^{++}$ ,  $\text{Mn}^{++}$ ,  $\text{Sr}^{++}$ , etc. Generalmente se toma al calcio ( $\text{Ca}^{++}$ ) y al magnesio ( $\text{Mg}^{++}$ ) como los causantes de la dureza de las aguas naturales, debido a su alta solubilidad a valores de pH normales.

La dureza de un agua se clasifica así:

- Dureza carbonática o temporal, si el catión ( $\text{Ca}^{++}$  o  $\text{Mg}^{++}$ ) está combinado con carbonatos o bicarbonatos
- Dureza no carbonática o permanente, si el catión ( $\text{Ca}^{++}$  o  $\text{Mg}^{++}$ ) está combinado con sulfatos, cloruros o nitratos, etc.

Clasificación de las aguas según su dureza.

<b>Escala de dureza</b>	<b>Mg/litro de <math>\text{CaCO}_3</math></b>
Muy blanda	< 30
Blanda	31 – 60
Dureza media	61 – 120
Dura	120 – 180
Muy dura	> 180

La importancia sanitaria del control de la dureza, a nivel doméstico, se debe a que el agua dura impide la formación de espuma cuando se usa jabones de barra a base de grasas o aceites, ocasionando un mayor consumo de jabón y una menor limpieza debido a la formación de coágulos insolubles.

Actualmente con el uso cada vez mayor de jabones detergentes este inconveniente es menor, debido al alto contenido de zeolitas presentes en ellos, las cuales neutralizan la dureza.

A nivel industrial el inconveniente de un agua dura es más crítico, especialmente cuando éstas se utilizan para enfriamiento, intercambiadores de calor o generación de vapor, ya que las sales de calcio (carbonatos y sulfatos) son menos solubles en caliente que en frío, y por consiguiente se depositan en las paredes de tuberías y calderas, impidiendo la transmisión de calor lo cual origina recalentamientos, se disminuye el diámetro de las tuberías, lo cual incrementa las pérdidas de energía por rozamiento forzando la capacidad de las bombas y puede ocurrir la explosión de calderas.

El proceso de remoción de la dureza se conoce como **Ablandamiento** y existen diferentes métodos a escala industrial para el ablandamiento total o parcial de las aguas. Uno de ellos se lleva a cabo mediante la precipitación con cal o mediante el proceso combinado cal-carbonato, conocido como **ablandamiento cal-soda**.

La norma nacional (Decreto 475 de 1998) establece como máximo 160 mg/l de  $\text{CaCO}_3$  (Carbonato de calcio).

- **Sustancias tóxicas**

El Arsénico, Cromo Bario, Cadmio, Cianuro, Mercurio, Plata, Plomo son contaminantes inorgánicos, cuya presencia en el agua por encima de ciertos valores admisibles tiene reconocido efecto negativo en la salud humana.

Estos contaminantes presenta las mayores dificultades, ya que los métodos convencionales de tratamiento, para potabilización del agua, pueden no ser efectivos para la remoción de algunos de ellos, y en ciertos casos, es más recomendable buscar fuentes de agua alternas que no contengan estas sustancias. Sin embargo, los contaminantes inorgánicos, que afectan la salud, generalmente no están presentes en forma natural en concentraciones tales que haga necesaria su remoción.

- **Pesticidas**

Son aquellos compuestos orgánicos que se usan con diversos propósitos en el campo agrícola: control de plagas, maleza, hierba, etc.

Entre los plaguicidas más comunes tenemos los hidrocarburos clorados, los carbamatos, los organofosforados y los clorofenoles.

La presencia de estos compuestos en niveles tóxicos genera problemas en el agua y en el ambiente.

En las aguas naturales la presencia de estas sustancias se debe, al arrastre por las aguas lluvias, a la infiltración y contaminación de acuíferos o por acción directa cuando se hace fumigación aérea. Además del efecto tóxico, los pesticidas pueden causar malos olores y sabores al agua, aún en concentraciones muy pequeñas.

El efecto de los plaguicidas en la salud humana depende de su naturaleza química, pues mientras unos se acumulan en los tejidos, otros son metabolizados. Sobre la fauna tanto terrestre como acuática además del efecto tóxico, reducen el contenido de oxígeno disuelto en el agua y alteran el pH.

La remoción de los plaguicidas presentes en las aguas todavía se encuentra en la fase experimental, pero se sabe que su tratamiento con carbón activado reduce notoriamente los niveles de algunos de estos compuestos.

Los sistemas de tratamiento convencionales como coagulación, floculación, sedimentación y filtración no son eficaces para remover pesticidas, ni detergentes, ni fenoles. Se debe recurrir a tratamientos especiales para removerlas de las aguas.

### **3.3 CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS**

En el aire, el suelo y el agua, existe una gran cantidad y variedad de seres vivos, sólo visibles a través del microscopio, los cuales se conocen como microorganismos.

La gran variedad de microorganismos presentes en el agua, se pueden clasificar en cinco grupos a saber: los hongos, los protozoarios, las algas, las bacterias y los virus.

Actualmente los taxónomos reconocen 5 Reinos: Animalia (Animal), Plantae (Vegetal), Fungi (Hongos), Protista (Algas y Protozoarios) y Monera (Bacterias), siendo los tres últimos microorganismos. Los virus se clasifican aparte (Figura 3.2).

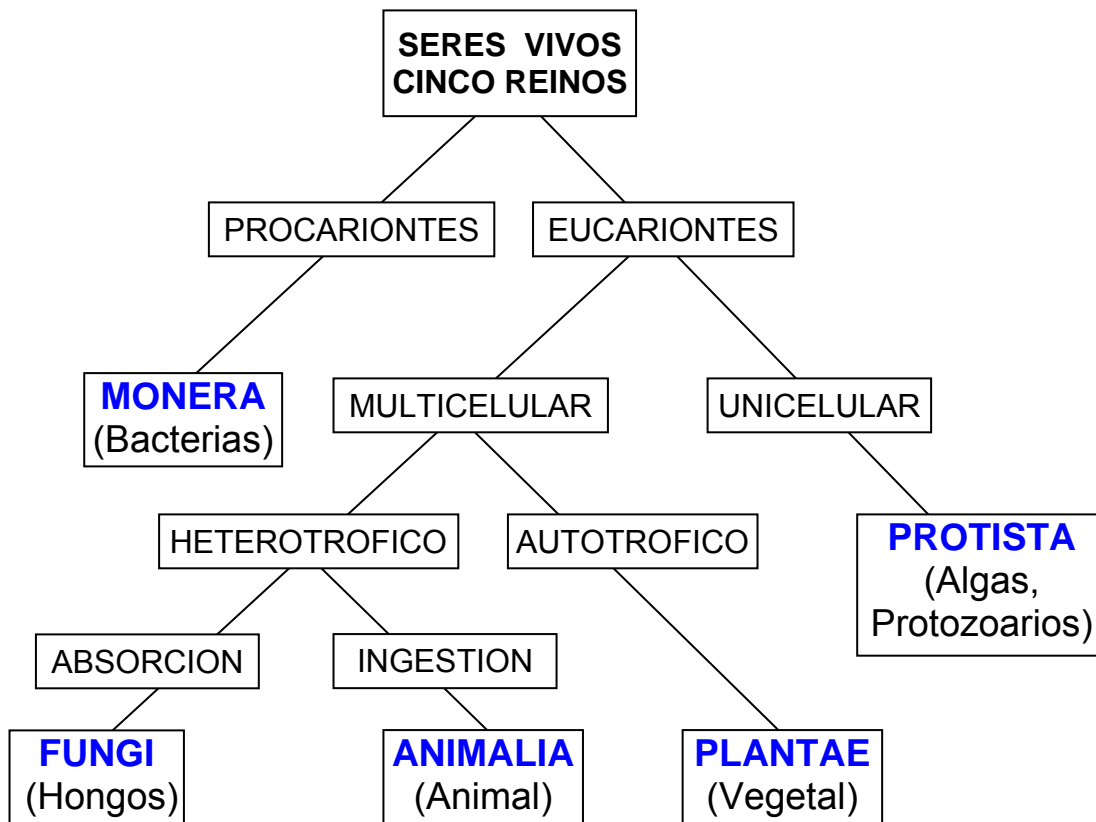


Figura 3.2 Clasificación seres vivos.

- **Los hongos**

Gran grupo de eucariotes, parecido a las plantas, los hongos incluyen organismos tan diversos como levaduras, mohos y setas. Pertenecen al reino de los **Fungi**. Sólo un número bastante pequeño es capaz de causar enfermedades en el hombre. Sin embargo, un gran número puede causar enfermedades en plantas y animales inferiores.

- **Los protozoarios**

Los protozoarios son un grupo de microorganismos similares a los animales en su estructura y función. Son células eucarióticas y tienen muchos componentes intracelulares que son característicos de formas de vida de escalas superiores. Pertenecen al reino de los **Protistas**. La mayoría de los protozoarios tienen alguna forma de locomoción activa y varían en forma y tamaño en forma considerable.

- **Las algas**

Las algas son un grupo de organismos eucarióticos micro y macroscópicos que morfológicamente son grandes y desde el punto de vista fisiológico son diversos. Pertenecen al reino de los **Protistas**. Todos contienen clorofila, lo que les permite llevar a cabo los procesos de fotosíntesis. Este proceso culmina en la producción de compuestos que contienen energía y oxígeno. Muchas algas se dan como células únicas, variando su tamaño en un rango de menos de 1  $\mu\text{m}$  a más de 60  $\mu\text{m}$  de diámetro.

A continuación se relacionan varios protozoos que se pueden encontrar en aguas superficiales, y las enfermedades que causan cuando son ingeridas en grandes cantidades.

Microorganismo	Enfermedad
Amoeba	Disentería ameboide
Balantidium Cili	Balantidiasis
Cryptosporidium parvum	Criptosporidiosis
Giardia	Giardiasis
Toxoplasma gondii	Toxoplasmosis

- **Las bacterias**

Las bacterias son procariones más pequeños y menos complicados que las células eucarióticas. Pertenecen al reino de los **Moneras**. Normalmente tienen pared celular rígida y tienen forma de esferas, bastoncillos o hélices. Las bacterias se encuentran virtualmente en todos los hábitat ambientales y algunos tipos se han adaptado a desarrollarse con nutrientes mínimos y en condiciones ambientales extremas.

A continuación se relacionan varias bacterias y las enfermedades que causan cuando son ingeridas en grandes cantidades.

Bacteria	Enfermedad
Chlamydia trachomatis	Conjuntivitis
Escherichia coli	Meningitis neonatal, enfermedades intestinales
Mycoplasma pneumoniae	Neumonía
Neisseria gonorrhoeae)	Gonorrea
Salmonella typhi	Fiebre tifoidea
Salmonella sp.	Salmonelosis
Vibrio cholerae	Cólera
Yersinia enterocolitica	Gastroenteritis

- **Los virus**

Los virus son un tipo de agente biológico único. Todos los otros organismos descritos previamente son células completas con capacidad para realizar sus actividades metabólicas y otras funciones de vida. Los virus, sin embargo, no son células completas y no tienen actividad metabólica independiente. Los virus tal vez sean mejor descritos como genes independientes encerrados en una cubierta de proteína. Cada virus tiene una molécula simple de ácido nucleico; esta molécula contiene información genética. El virus está rodeado de una cubierta de proteínas constituida por moléculas de proteínas dispuestas geométricamente.

Algunas enfermedades causadas por los virus:

- Encefalitis
- Fiebres hemorrágicas
- Hepatitis
- Herpes (Herpes zoster)
- Poliomielitis
- Rubéola
- Sarampión
- SIDA

El conocimiento de esta población microbiana, existente en el agua, tiene enorme importancia, especialmente desde el punto de vista sanitario, cuando se trata de aguas destinadas para el consumo humano.

La gran mayoría de los microorganismos son útiles al hombre, como aquellos que sirven para la depuración de las aguas residuales domésticas e industriales; unos pocos son peligrosos para la salud, causando diferentes enfermedades, a éstos últimos se les conoce como **microorganismos patógenos**.

Se reconoce el papel del agua en la aparición y propagación de varias enfermedades que se transmiten principalmente a través de las excretas de los seres humanos y animales, en particular por las heces.

El uso de esta agua para beber o preparar alimentos, el contacto con ella durante el baño o el lavado de ropa, pueden producir la infección.

Aun hoy en día no se han desarrollado procedimientos válidos que indiquen con cierta facilidad y seguridad si un agua está o no infectada por tal o cual microorganismo patógeno específico; las técnicas desarrolladas existentes,

fáciles, rápidas y seguras consisten en determinar la presencia de microorganismos indicadores de contaminación.

Ciertas especies bacterianas, en particular la *Escherichia coli* y los organismos afines llamados coliformes son huéspedes normales del intestino grueso del hombre y de algunos animales y se encuentran por consiguiente en las heces.

**Coliforme** significa **con forma de coli**, refiriéndose a la bacteria principal del grupo, la *Escherichia coli*, descubierta por el bacteriólogo alemán Theodor von Escherich en 1860. Von Escherich la bautizó como **bacterium coli** del griego κολων, kolon, "intestino" (bacteria del intestino). Con posterioridad se denominó **Escherichia** en honor a su descubridor.

Los coliformes se introducen en gran número al medio ambiente por las heces de humanos y animales. Por tal motivo suele deducirse que la mayoría de los coliformes que se encuentran en el ambiente son de origen fecal. Sin embargo, existen muchos coliformes de vida libre.

Tradicionalmente se los ha considerado como indicadores de contaminación fecal en el control de calidad del agua destinada al consumo humano en razón de que, en los medios acuáticos, los coliformes son más resistentes que las bacterias patógenas intestinales y porque su origen es principalmente fecal. Por tanto, su ausencia indica que el agua es bacteriológicamente segura. Asimismo, su número en el agua es proporcional al grado de contaminación fecal; mientras más coliformes se aíslan del agua, mayor es la gravedad de la descarga de heces.

El grupo coliforme está formado por los siguientes géneros:

- *Escherichia*
- *Klebsiella*
- *Enterobacter*
- *Citrobacter*

Algunos autores no incluyen al género *Citrobacter* dentro del grupo coliforme.

No todos los coliformes son de origen fecal, por lo que se hizo necesario desarrollar pruebas para diferenciarlos a efectos de emplearlos como indicadores de contaminación. Se distinguen, por lo tanto, los **coliformes totales** (que comprende la totalidad del grupo) y los **coliformes fecales** (aquellos de origen intestinal).

Los coliformes fecales a aquellos que fermentan la lactosa a 44,5 – 45,5 °C, análisis que permite descartar a **Enterobacter**, puesto que ésta no crece a esa temperatura. Si se aplica este criterio crecerán en el medio de cultivo principalmente **E. coli** (90%) y algunas bacterias de los géneros **Klebsiella** y **Citrobacter**. La prueba de coliformes fecales positiva indica un 90% de probabilidad de que el coliforme aislado sea E. coli.

En resumen se puede concluir, desde el punto de vista sanitario, que el suministro de agua potable requiere la más estricta vigilancia y control pues son numerosas las enfermedades de origen hídrico.

Para determinar la presencia de los microorganismos coliformes en un agua se ha establecido diversas técnicas de Análisis Bacteriológicos. El número de muestras y la frecuencia de los análisis esta en función del tamaño de la población servida.

## **CAPÍTULO 4**

### **PROCESOS UNITARIOS**

El deterioro de las características estéticas de las aguas superficiales y su contaminación con sustancias químicas y microbiológicas, hace necesario someter al agua a una serie de operaciones o procesos unitarios, a fin de purificarla para que pueda ser consumida.

Una operación unitaria es un proceso químico, físico o biológico mediante el cual las sustancias objetables que contiene el agua son removidas o transformadas en sustancias inocuas. Estos procesos se realizan mediante:

- Transferencia de sólidos
- Transferencia de iones
- Transferencia de gases, y
- Transferencia molecular o de nutrientes.

#### **4.1 TRANSFERENCIA DE SÓLIDOS**

Se consideran en esta clasificación los procesos de cribado, sedimentación, flotación y filtración.

- **Cribado**

Consiste en hacer pasar el agua a través de rejillas, las cuales retienen los sólidos de tamaño mayor a la separación de las barras, como ramas, palos y toda clase de residuos sólidos.

- **Sedimentación**

Consiste en promover condiciones de reposo en el agua, para remover, mediante la fuerza gravitacional, las partículas en suspensión cuya densidad es mayor que la del agua.

- **Flotación**

Consiste en promover condiciones de reposo, para que los sólidos cuya densidad es menor que la del agua asciendan a la superficie de la unidad de donde son retirados por desnatado, especialmente grasas y aceites.

- **Filtración**

Consiste en hacer pasar el agua a través de un medio poroso, normalmente de arena, su eficiencia depende de las características de la suspensión (agua más partículas) y del medio poroso.

## **4.2 TRANSFERENCIA DE IONES**

La transferencia de iones se efectúa mediante procesos de coagulación, precipitación química, absorción e intercambio iónico.

- **Coagulación química**

La coagulación química consiste en adicionar sustancias químicas solubles al agua que tiene propiedades coagulantes, la cual transfiere sus iones a la sustancia que se encuentran en suspensión y que se desea remover, lo que neutraliza la carga eléctrica de los coloides las cuales permiten que las partículas se agrupen, formando agregados de mayor densidad que pueden sedimentar. Este proceso se utiliza principalmente para remover la turbiedad y el color.

- **Precipitación química**

La precipitación química consiste en adicionar al agua una sustancia química soluble cuyos iones reaccionan con los de la sustancia que se desea remover, formando un precipitado. Tal es el caso de la remoción del hierro y de la dureza carbonatada (ablandamiento), mediante la adición de cal.

- **Absorción**

La absorción consiste en la remoción de iones y moléculas presentes en la solución, concentrándolos en la superficie de un medio adsorbente, mediante la acción de las fuerzas de interfaz. Este proceso se aplica en la remoción de olores y sabores, mediante la aplicación de carbón activado en polvo.

- **Intercambio iónico**

Como su nombre lo indica, este proceso consiste en un intercambio de iones entre la sustancia que desea remover y un medio sólido a través del cual se hace pasar el flujo de agua. Este es el caso del ablandamiento del agua mediante resinas, en el cual se realiza un intercambio de iones de calcio y magnesio por iones de sodio, al pasar el agua a través de un medio poroso constituido por zeolitas de sodio.

### 4.3 TRANSFERENCIA DE GASES

Con este proceso se puede agregar gases o retirar gases presentes en el agua. Un ejemplo es la adición de cloro gaseoso u ozono para el proceso de desinfección o la aireación para remover olores o sabores presentes en el agua debidos a sustancias volátiles; la remoción de CO<sub>2</sub> y la aireación para la remoción de hierro y/o manganeso.

### 4.4 TRANSFERENCIA MOLECULAR O DE NUTRIENTES

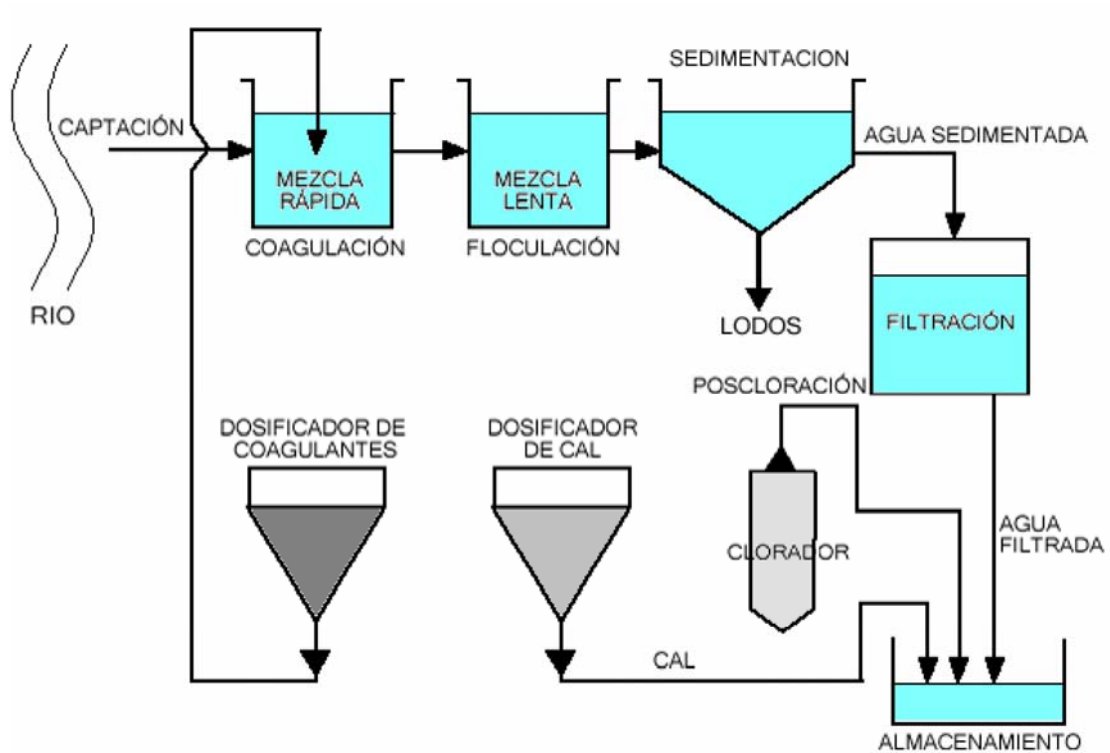
Microorganismos presentes en el agua, tales como bacterias, algas, protozoarios, hongos, etc. llevan a cabo reacciones que pueden modificar la calidad del agua mediante la conversión de sustancias orgánicas e inorgánicas complejas en material celular vivo o en material mas simple o estable como oxígeno o CO<sub>2</sub>. El tratamiento de aguas residuales mediante digestión aeróbica o anaeróbica por microorganismos es un ejemplo de este proceso.

Estos procesos se pueden clasificar en: **procesos básicos y procesos complementarios**. Los procesos básicos son los comúnmente aplicados a la mayoría de las aguas y los procesos complementarios se aplican cuando el agua presenta características fisicoquímicas en concentraciones tales que requieren de un tratamiento especial para remover o agregar determinadas sustancias químicas.

Procesos Básicos	Procesos complementarios
Coagulación	Desarenado de sólidos gruesos
Floculación	Presedimentación
Sedimentación	Aireación
Filtración	Remoción de olor y sabor
Desinfección	Ablandamiento
	Control de corrosión
	Remoción de hierro y/o manganeso
	Fluoruración

## CAPÍTULO 5 PLANTAS DE TRATAMIENTO

La Figura 5.1 muestra el diagrama de flujo para una planta de tratamiento de agua potable.



**Figura 5.1 Diagrama de flujo planta de tratamiento de agua potable.**

Una planta de tratamiento es una secuencia de operaciones o procesos unitarios, convenientemente seleccionados con el fin de remover totalmente los contaminantes microbiológicos presentes en el agua cruda y parcialmente los físicos y químicos, hasta llevarlos a los límites aceptables estipulados por las normas.

Las plantas de tratamiento de agua se pueden clasificar de acuerdo con el tipo de procesos:

- Plantas de filtración rápida
- Plantas de filtración lenta.

## 5.1 PLANTAS DE FILTRACIÓN RÁPIDA

Estas plantas se denominan de filtración rápida porque sus filtros operan generalmente con tasas entre 120 y 360 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.día, de acuerdo con las características del agua y del medio filtrante.

Sus carreras de filtración están comprendidas entre 24 a 48 horas. Para descolmatar el medio filtrante y devolver su porosidad inicial se procede al lavado ascensional con una duración entre 5 y 15 minutos (dependiendo del tipo de sistema de lavado).

De acuerdo con la calidad del agua por tratar, se presentan dos soluciones dentro de este tipo de plantas: **plantas de filtración rápida completa y plantas de filtración directa.**

- **Planta de filtración rápida completa**

Normalmente está integrada por los procesos de coagulación, floculación, sedimentación, filtración y desinfección.

En el proceso de coagulación, se propicia una fuerte agitación del agua para obtener una dispersión instantánea de la sustancia coagulante en toda la masa de agua (mezcla rápida).

Posteriormente en el proceso de floculación mediante una agitación de menor intensidad se promueve una rápida aglomeración y crecimiento del floculo (mezcla lenta).

En el proceso de sedimentación se remueven las partículas coloidales aglomeradas gracias a los procesos de coagulación y floculación.

El proceso de filtración desempeña una labor de acabado, le da el pulimento final al agua. De acuerdo con las investigaciones realizadas por la Agencia de Protección Ambiental (EPA) de los Estados Unidos, el filtro debe producir un efluente con una turbiedad menor o igual a 0,10 UNT para garantizar que esté libre de huevos de parásitos (**Giardia, Cryptosporidium**, etc.). Para lograr esta eficiencia en la filtración, es necesario que los sedimentadores produzcan un agua con 2 UNT como máximo.

Finalmente, se lleva a cabo el proceso de desinfección, cuya función principal es completar la remoción de microorganismos patógenos que no quedaron retenidos en el filtro y servir de protección contra la contaminación que el agua pueda encontrar en el sistema de distribución.

- **Filtración directa**

Es una alternativa a la filtración rápida, constituida por los procesos de mezcla rápida y filtración. Esta alternativa es apropiada solo para aguas claras.

Las aguas provenientes de embalses o represas, que operan como grandes presedimentadores y proporcionan aguas constantemente claras y poco contaminadas, son ideales para esta alternativa de tratamiento. Este tipo de soluciones requieren un amplio estudio de la fuente, para estar bien seguros de su comportamiento estacional, sobre todo durante los ciclos lluviosos.

En la Tabla 5.1 se resume los límites de calidad del agua para uso de la filtración rápida.

ALTERNATIVAS	90% DEL TIEMPO	80% DEL TIEMPO	RARA VEZ
Tratamiento convencional: Mezcla rápida, floculación, sedimentación y filtración rápida.	To < 1,000 Co < 150 CF < 600	To < 300 Co < 70	Si To >15,000 Presedimentador Si CF > 600 Precloración
Filtración directa: Mezcla rápida y filtración descendente.	To < 30 Co < 25 CF < 2,500	To < 20	To max < 50
Filtración directa: Mezcla rápida y filtración ascendente.	To < 100 Co < 60	To < 50	To max < 200 Co max < 100
Filtración directa: Ascendente – descendente	To < 250 Co < 60	To < 150	To max < 400 Co max < 100
To = Turbiedad agua cruda, Co = Color agua cruda, C.F = Coliformes fecales			

**Tabla 5.1 Límites de calidad del agua para uso de la filtración rápida.**

## 5.2 PLANTAS DE FILTRACIÓN LENTA

Los filtros lentos operan con tasas que normalmente varían entre 2.4 y 7.2 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.día, esto es, con tasas mucho menores que las tasas promedio empleadas en los filtros rápidos.

Una planta de filtración lenta puede estar constituida solo por filtros lentos, pero dependiendo de la calidad del agua, puede comprender los procesos de desarenado, presedimentación, sedimentación, filtración gruesa o filtración en grava y filtración lenta.

Los procesos previos al filtro lento tienen la función de acondicionar la calidad del agua cruda a los límites aceptables por el filtro lento. Con los procesos indicados se puede remover hasta 500 UNT, teniendo en cuenta que el contenido de material coloidal no debe ser mayor de 50 UNT; es decir, que la mayor parte de las partículas deben estar en suspensión para que sean removidas mediante métodos físicos.

Los filtros lentos de arena se utilizan en áreas rurales para caudales pequeños debido a que requieren áreas de filtración muy grandes.

En la superficie de estos filtros se forma una película biológica denominada "Schmutzdecke", conformada por microorganismos, especialmente bacterias que producen procesos que remueven la turbidez y son responsables de la purificación bacteriológica del agua, de ahí su nombre de filtros biológicos.

La Tabla 5.2 indica el número de procesos que debe tener la planta para diferentes rangos de turbiedad, color y contaminación microbiológica del agua cruda.

Las plantas de tratamiento también se pueden clasificar, de acuerdo con la tecnología usada en el proyecto en:

- Plantas convencionales antiguas
- Plantas convencionales de tecnología apropiada
- Plantas de tecnología importada o de patente

### **5.3 SELECCIÓN DE LA TECNOLOGÍA DE TRATAMIENTO DE AGUA**

La selección de la tecnología de tratamiento de agua debe realizarse considerando los recursos, el grado de desarrollo socioeconómico y los patrones de cultura existentes.

La experiencia en América Latina demuestra que el mayor problema no es la deficiencia tecnológica sino más bien la selección de la tecnología apropiada, la operación y el mantenimiento.

Procesos	Parámetros	90% del tiempo	80% del tiempo	Esporádicamente
Filtro lento	Turbiedad (UNT)	< 20	< 10	< 50
	Color verdadero (UC)	< 15	< 5	
	DBO5 (mg/L)	5		
	NMP de coliformes totales/100 mL	1.000		
	NMP de coliformes fecales/100 mL	500		
Filtro lento + Prefiltro de grava	Turbiedad (UNT)	25		
	Color (UC)	15	< 5	< 25
	NMP de coliformes totales/100 mL	5.000		
	NMP de coliformes fecales/100 mL	1.000		
Filtro lento + Prefiltro grava + Sedimentador	Turbiedad (UNT)	100	< 50	< 500
	Color (UC)	< 15	< 5	< 25
	NMP de coliformes totales/100 mL	10.000		
	NMP de coliformes fecales/100 mL	3.000		
Filtro lento + Prefiltro grava + Sedimentador + Presedimentador	Turbiedad (UNT)	100	< 50	< 1.000
	Color (UC)	< 15	< 5	< 25
	NMP de coliformes totales/100 mL	10.000		
	NMP de coliformes fecales/100 mL	3.000		

**Tabla 5.2 Límites de calidad del agua para uso de la filtración lenta.**

La adopción de diseños basados únicamente en criterios de optimización técnica y soluciones tecnológicas importadas de países industrializados ha conducido a la elaboración de proyectos cuya operación y mantenimiento resultan inadecuados por falta de sustancias químicas, repuestos y mano de obra calificada.

- **Criterios de selección de una solución tecnológica**

El ingeniero José Pérez Carrión, tomando como base el procedimiento desarrollado por la Universidad de Oklahoma, estableció un método para la selección de tecnologías de tratamiento, apropiadas a la capacidad de los recursos locales, de tal manera que puedan ser construidos, operados, reparados y mantenidos eficientemente.

El proceso consiste en considerar inicialmente toda la gama de procesos y soluciones posibles. Teniendo en cuenta las restricciones socioeconómicas, los recursos locales disponibles y la calidad del agua cruda, se seleccionan las alternativas que se adaptan a las condiciones existentes, las cuales son sometidas a un estudio económico para determinar finalmente la solución más satisfactoria (Figura 5.2).

El proceso total se esquematiza en la Figura 5.3, dividida en dos fases: predictiva y evaluativo.

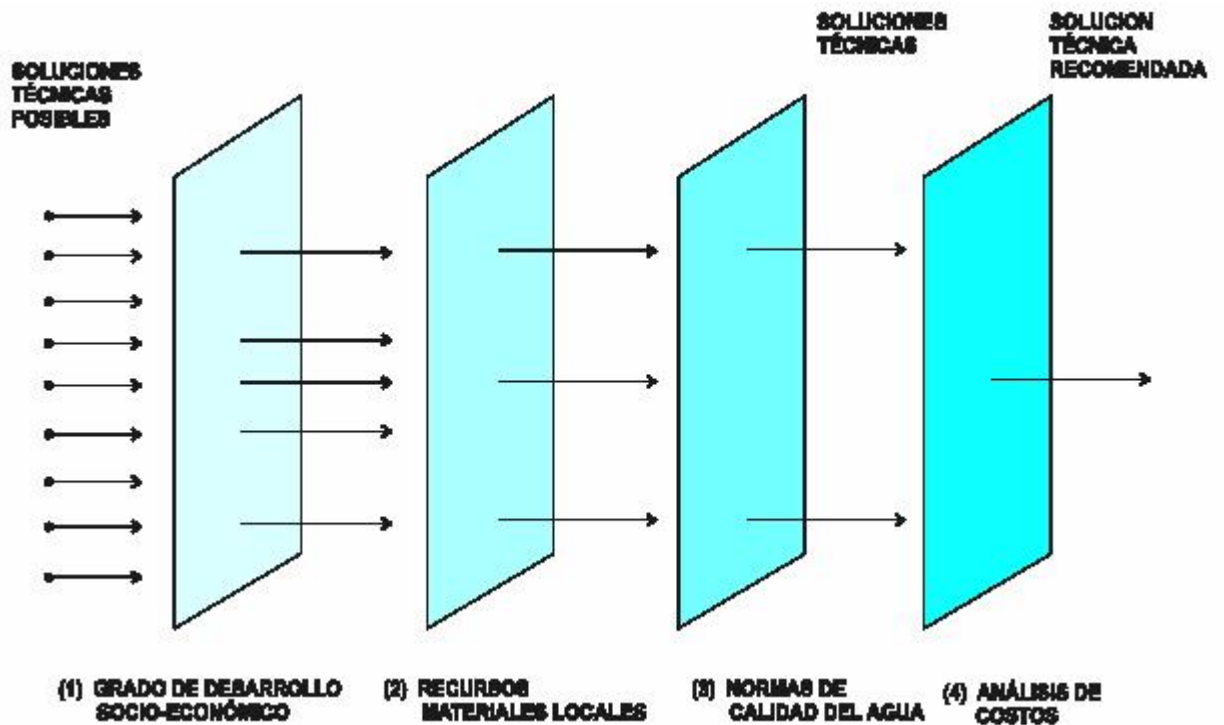


Figura 5.2 Esquema metodología de selección proceso de tratamiento.

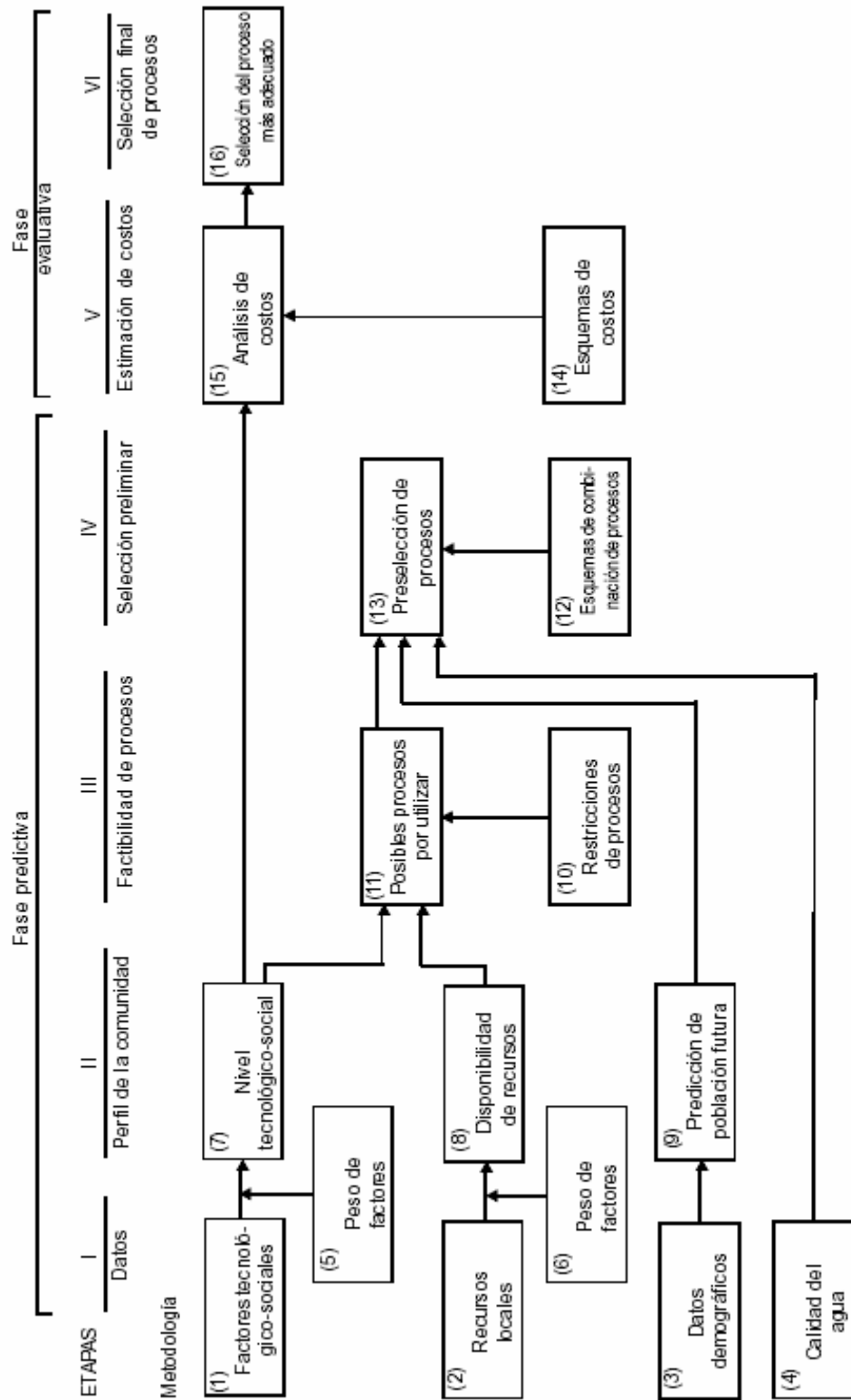


Figura 5.3 Selección proceso de tratamiento de agua.

## CAPÍTULO 6 COAGULACION

El propósito de la **coagulación** y de la **floculación** es convertir los sólidos no sedimentables en sólidos sedimentables. El agua cruda contiene una variedad de impurezas solubles e insolubles (partículas coloidales, sustancias húmicas y microorganismos) que no son sedimentables. La carga eléctrica negativa que poseen las partículas coloidales impide que las partículas se aproximen unas a otras lo que les permite permanecer estables. Para que estas impurezas puedan ser removidas, es preciso alterar algunas características del agua a través de la coagulación.

La coagulación es el proceso mas importante en el tratamiento del agua, mediante el cual, al agregar productos químicos (coagulantes) se logra desestabilizar las cargas eléctricas de las partículas coloidales que causan el color y la turbiedad; las cuales, una vez desestabilizadas se pueden agrupar, formando grumos llamados floc o flóculos con un peso específico superior al del agua las cuales se remueven rápidamente por sedimentación.

La coagulación se lleva a cabo generalmente con la adición de sales de aluminio y hierro. Este proceso es resultado de dos fenómenos:

- El primero, esencialmente químico, consiste en las reacciones del coagulante con el agua y la formación de especies hidrolizadas con carga positiva. Este proceso depende de la concentración del coagulante y el pH final de la mezcla.
- El segundo, fundamentalmente físico, consiste en el transporte de especies hidrolizadas para que hagan contacto con las impurezas del agua.

Este proceso toma desde décimas de segundo hasta cerca de 100 segundos y se lleva a cabo en una unidad denominada **mezcla rápida**. De allí en adelante, se necesitará una agitación relativamente lenta, la cual se realiza dentro del **floculador**.

La coagulación depende de las características del agua y de las partículas presentes, las mismas que definen el valor de los parámetros conocidos como pH, alcalinidad, color verdadero, turbiedad, temperatura, movilidad electroforética, fuerza iónica, sólidos totales disueltos, tamaño y distribución de tamaños de las partículas en estado coloidal y en suspensión, etcétera.

## 6.1 PARTÍCULAS COLOIDALES

Las partículas coloidales en el agua por lo general presentan un diámetro entre 1 y 1.000 milimicrómetros y su comportamiento depende de su naturaleza y origen. Estas partículas presentes en el agua son las principales responsables de la turbiedad.

En términos generales, los denominados coloides presentan un tamaño intermedio entre las partículas en solución verdadera y las partículas en suspensión.

En la tabla 6.1 a partir de una partícula esférica con gravedad específica 2,65 y de diámetro 10 mm, se muestra el tamaño y el tiempo requerido para que estas partículas se sedimenten una distancia vertical de 0,30 metros, en una columna estática de agua.

<b>Diámetro Partícula (mm)</b>	<b>Escala de tamaño</b>	<b>Tiempo de sedimentación</b>
10	Grava	0.3 seg.
1	Arena Gruesa	3 seg.
0.1	Arena Fina	38 seg.
0.01	Limo	33 min.
0.001= 1 micra	Bacteria	55 horas
0.0001	Partícula Coloidal	230 días
0.00001	Partícula Coloidal	6.3 años
0.000001	Partícula Coloidal	63 años

**Tabla 6.1 Tamaño de las partículas y tiempos de sedimentación.  
(Altura de 0,30 mts)**

- **Tipos de coloides de acuerdo con su comportamiento en el agua**

En el tratamiento del agua, es común referirse a los sistemas coloidales como hidrófobos o suspensores cuando repelen el agua, e hidrófilos o emulsores cuando presentan afinidad con ella.

Obviamente, los coloides hidrófobos no repelen completamente al agua, pues una película de ella es absorbida por los mismos. Las arcillas y algunos óxidos metálicos son coloides hidrófobos muy importantes en el tratamiento del agua.

Los coloides hidrofílicos comprenden soluciones verdaderas, ya sea de moléculas grandes o de agregados de moléculas pequeñas (micelas), cuyas dimensiones están dentro de los límites coloidales. Abarcan varios polímeros tanto sintéticos como naturales y numerosas sustancias de significación biológica. El color orgánico es un coloide hidrofílico compuesto de moléculas grandes en solución.

## **6.2 PROPIEDADES DE LOS COLOIDES**

Los coloides poseen propiedades que es necesario conocer para poder predecir su comportamiento y manejo.

### **6.2.1 Propiedades electrocinéticas**

- **Electroforesis**

La electroforesis es un fenómeno que permite demostrar que las partículas coloidales tienen carga eléctrica. Consiste en hacer pasar una corriente directa a través de una solución coloidal, experimento que permite observar que las partículas son atraídas por el electrodo positivo o por el negativo, lo que demuestra que poseen carga eléctrica. Este fenómeno es muy importante porque permite comprender la estabilidad de las dispersiones coloidales. Por lo general, los coloides presentan carga negativa; es decir, en la electroforesis son atraídos por el electrodo positivo.

Una celda de electroforesis permite calcular el potencial zeta de un sistema coloidal, que es una función de la densidad de las cargas absorbidas, y se mide en milivoltios. Frecuentemente, el potencial zeta se encuentra entre 30 y 40 milivoltios, cuando un coloide es estable. Cuando cae a menos de 15 ó 20 milivoltios, es posible la coagulación y el coloide tiende a sedimentar.

## 6.2.2 Propiedades cinéticas

Las cinéticas son las propiedades que definen el comportamiento de las partículas coloidales referidas a su movimiento en el agua.

### ▪ **Movimiento Browniano**

Las partículas coloidales, dentro de la fase líquida, están sometidas a un bombardeo continuo por las moléculas del agua y debido a la poca masa que poseen, este bombardeo le imprime un movimiento constante y desordenado, denominado **movimiento browniano**, siendo desplazadas de un lugar a otro dentro de la solución, sin que lleguen a sedimentar.

Su nombre proviene de su descubridor, el botánico escocés Robert Brown (1773-1858), quien observó por primera vez bajo el microscopio este movimiento constante en las partículas provenientes del polen.

Es importante recordar que el movimiento browniano solo puede explicar la estabilidad de las dispersiones coloidales más pequeñas. Para tamaños de partículas mayores, los factores más importantes son las corrientes de convección termal y las velocidades bajas de sedimentación.

### ▪ **Difusión**

Debido al movimiento browniano, es decir, al movimiento constante de las moléculas o partículas en el agua, las partículas coloidales tienden a dispersarse por todas partes en el sistema hídrico. A este fenómeno se le llama **difusión**.

### ▪ **Presión osmótica**

La ósmosis es el flujo espontáneo que se produce cuando un disolvente (agua) atraviesa una membrana que la separa de un sistema coloidal (agua + coloides). Esta membrana es permeable al solvente pero no a los coloides; por tanto, ocurre una circulación natural de agua de la solución menos concentrada hacia la más concentrada para regular las concentraciones finales.

A la presión hidrostática necesaria para detener el flujo osmótico, que alcanza así un estado de equilibrio, se le denomina **presión osmótica** (Ver Figura 6.1).

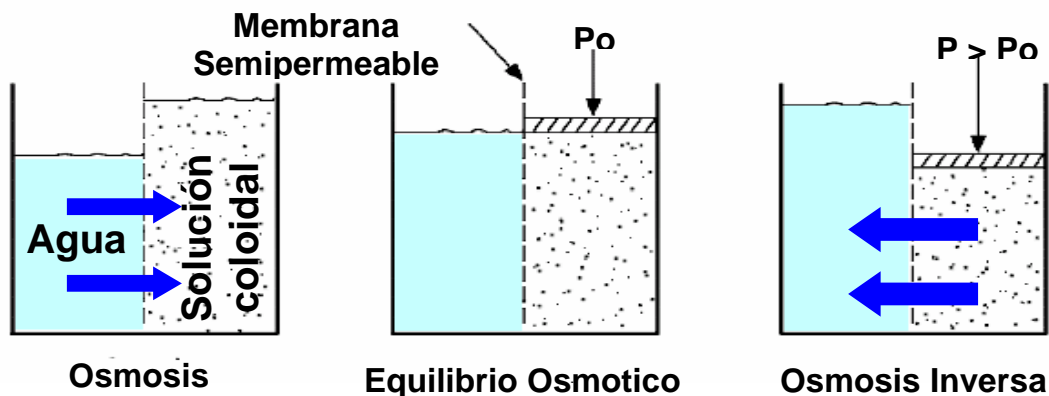


Figura 6.1 Proceso natural de ósmosis.

### 6.2.3 Propiedades ópticas

- **Efecto Tyndall – Faraday**

El efecto Tyndall-Faraday es un fenómeno por el cual las partículas coloidales provocan la dispersión de la luz cuando esta pasa a través de una suspensión coloidal. Esta dispersión es directamente proporcional al tamaño de las partículas.

La determinación nefelométrica de la turbiedad utiliza el efecto de Tyndall-Faraday para su medición.

### 6.2.4 Propiedad de superficie

- **Adsorción**

Las partículas coloidales se caracterizan por tener una gran superficie específica, definida como la relación entre el área superficial y la masa.

La propiedad de **adsorción** indica la capacidad de concentrar o retener componentes en la superficie del coloide, adsorbiendo inclusive iones que les confieren cargas positivas o negativas y, por tanto, no resulta práctico sedimentar las partículas coloidales sin tratamiento químico previo.

## 6.3 ESTABILIDAD E INESTABILIDAD DE LOS COLOIDES

### 6.3.1 Carga eléctrica de los coloides

En el agua, la mayor parte de las partículas y moléculas de sustancias húmicas poseen superficie cargada eléctricamente, usualmente negativa y dependiente de dos procesos:

- **Grupos presentes en la superficie sólida:**

Pueden recibir o donar protones al reaccionar con el agua.

En los coloides hidrofóbicos (aquellos que tienen poca afinidad por el agua) la carga resulta de la adsorción preferencial de iones del medio dispersante, pudiendo ser positiva o negativa. Esta carga puede ser invertida mediante un cambio en el pH.

- **Grupos superficiales:**

Pueden reaccionar en el agua con otros solutos además de protones.

La formación de estos complejos envuelve reacciones químicas específicas entre grupos de la superficie de la partícula y solutos absorbidos; son dependientes del pH.

En los coloides hidrofílicos (aquellos que tienen mayor afinidad por el agua, pues la atraen y mantienen una capa de agua firmemente adherida a la partícula coloidal) la carga resulta principalmente por la disociación de grupos polares, tales como  $-\text{COOH}$  y  $-\text{NH}_2$ .

En la práctica, no es muy importante conocer por qué el coloide tiene carga, pero sí lo es saber que posee carga y que esta contribuye a la **estabilización** de la suspensión coloidal.

### 6.3.2 La doble capa eléctrica

El sistema coloidal no presenta carga eléctrica neta, ya que la carga eléctrica que tiene la partícula esta balanceada por iones de carga opuesta (contraiones) presentes en la solución líquida, las cuales se acumulan en el agua que está cercana a la superficie de la partícula creando una nube o capa difusa de iones atraídos por la carga eléctrica del coloide.

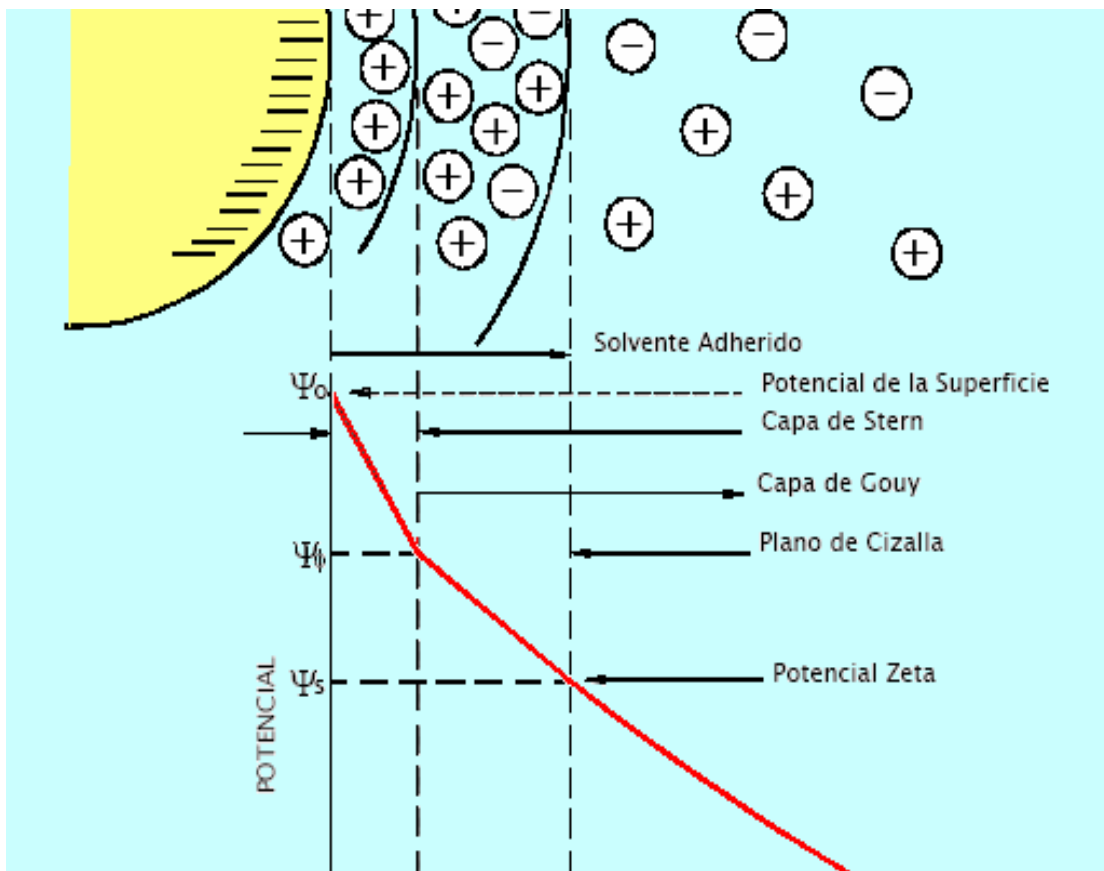
Se sabe que esta nube o capa es doble; una capa interior, la más cercana a la superficie del coloide, conformada por cargas eléctricas opuesta a las del

coloide y la cual se conoce como **Capa de Stern** y una capa exterior, conformada por iones de cargas eléctricas positivas y negativas y que se conoce como **Capa de Gouy**.

Cuando el coloide se desplaza arrastra consigo la capa interior y parte de la capa de Gouy; el espesor de esta capa exterior que se mueve junto con el coloide crea un plano de cizalla entre el coloide y el agua.

Si el agua contiene una alta concentración de iones, la nube o capa de contraiones, alrededor del coloide, será mucho más compacta y por consiguiente tendrá un volumen menor.

Se han propuesto varios modelos para explicar la doble capa eléctrica. Quizás el modelo que explica mejor este fenómeno es el de doble capa difusa de Stern-Gouy (Ver Figura 6.2).



**Figura 6.2 Doble capa difusa de Stern-Gouy.**

La carga eléctrica primaria sobre la superficie del coloide crea un potencial eléctrico entre la partícula y el resto de la solución. Tendrá un valor máximo en la superficie de la partícula y decrece gradualmente a medida que se aleja de él.

En este modelo hay tres potenciales de interés:

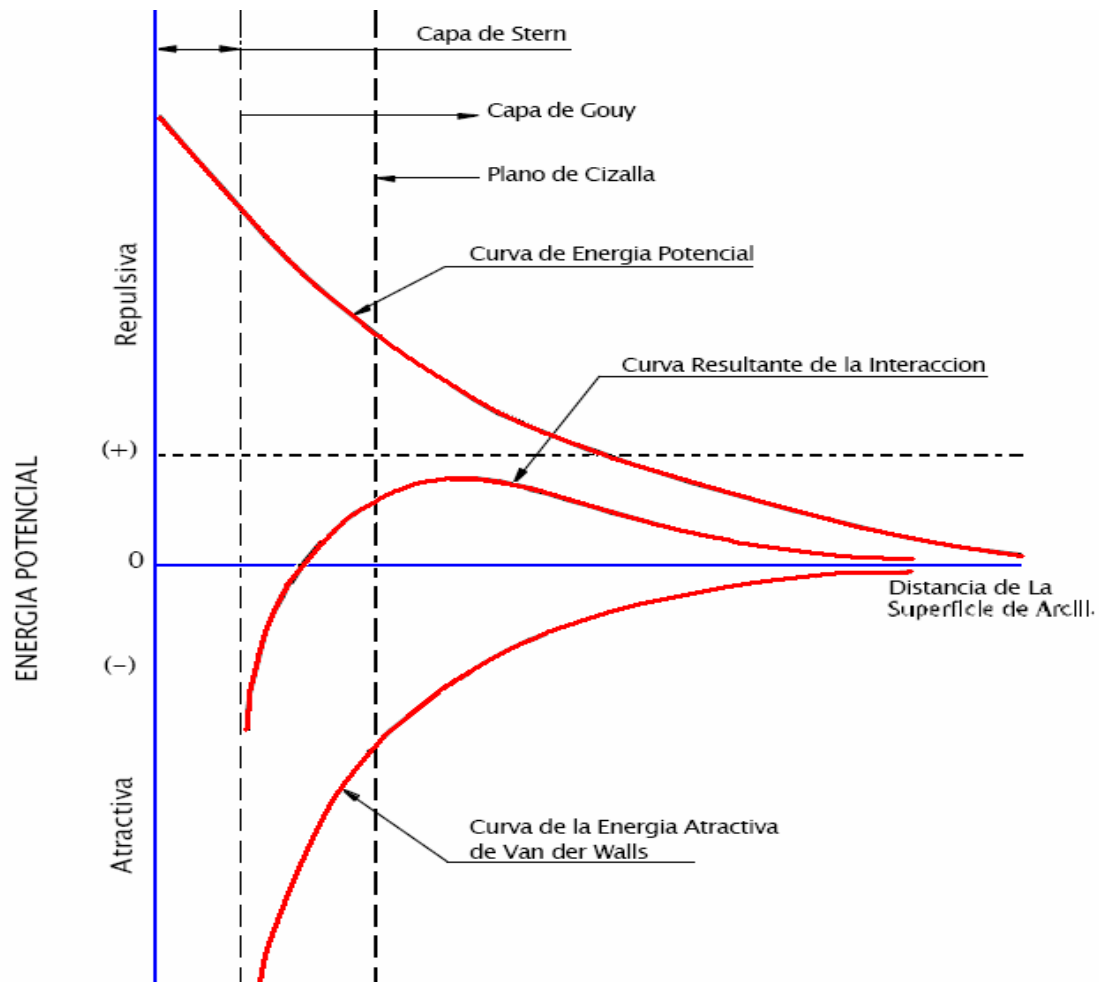
- El potencial  $\psi_0$  en la superficie coloidal. Es un potencial eléctrico creado por la presencia del coloide en el agua, que disminuye con la distancia, a partir de la superficie del mismo, donde es máximo. Se le denomina **potencial de Nernst**.
- El potencial  $\psi_\phi$  (**Phi**), en el interior de la superficie de la doble capa, donde comienza la capa de Gouy.
- El potencial  $\psi_\xi$  (**Zeta**) en el plano de cizalla.

De estos potenciales, el único que puede ser calculado por medio de electroforesis es el potencial zeta. Debido a la incertidumbre sobre los valores asignados a las constantes en las ecuaciones, el cálculo del potencial zeta puede diferir del valor real. Por esta razón, algunos prefieren referirse a **movilidades electroforéticas** en lugar de **potencial zeta**. La movilidad electroforética es directamente proporcional al potencial zeta, y se expresa en unidades experimentales micrómetros/segundo dividido en voltio/cm. El potencial zeta es importante en la desestabilización del coloide.

### 6.3.3 Energía potencial de interacción de las partículas coloidales

Cuando dos coloides de igual carga eléctrica se aproximan el uno al otro, sus capas o nubes difusas interactúan repeliéndose entre sí. El trabajo necesario para la aproximación de dos partículas coloidales, se conoce como **energía potencial de repulsión** y es tanto mayor cuanto menor es la distancia entre las mismas. La energía potencial de repulsión, disminuye con la distancia a partir de la superficie del coloide.

Estas fuerzas repulsivas son contrarrestadas por fuerzas de atracción conocidas como fuerzas de Van der Waals (Ver Figura 6.3). Todas las partículas coloidales poseen estas fuerzas de atracción, que son atribuidas a las fluctuaciones de carga en los átomos. Estas fuerzas son independiente de la carga eléctrica superficial, y su magnitud es función de la composición y de la densidad del coloide, pero independiente de la composición de la fase acuosa. La fuerza de Van der Waals decrece rápidamente cuando se incrementa la distancia entre las partículas.



**Figura 6.3 Energía potencial de interacción entre dos coloides.**

Cuando el agua contiene una baja concentración de iones (fuerza iónica pequeña), la energía resultante es de repulsión, y adquiere un valor máximo conocido como **barrera de energía**, a una distancia, a partir de la superficie de la partícula coloidal, próxima a aquella en que se tiene el plano de cizallamiento.

Entre mas se aproximen las partículas mayor será la fuerza de repulsión, sin embargo, si se acercan lo suficiente tal que traspasen la barrera de repulsión y predominen las fuerzas atractivas (fuerzas de Van Der Waals), las partículas se agruparan.

Con el aumento de la concentración de iones (fuerza iónica alta), la energía resultante puede ser reducida al punto de eliminar la barrera de energía, de modo que las partículas pueden ser aproximadas sin que exista repulsión entre ellas.

#### **6.4 MECANISMOS DE COAGULACIÓN**

Como se ha visto anteriormente, las partículas coloidales, las sustancias húmicas y algunos microorganismos presentan una carga negativa en el agua, lo cual impide la aproximación de las mismas. En el tratamiento del agua será necesario alterar esta fuerza iónica mediante la adición de sales de aluminio o de hierro o de polímeros sintéticos que provoquen el fenómeno de la coagulación.

Actualmente se considera la coagulación como el resultado de la acción de cuatro mecanismos:

- **Compresión de la doble capa**

El fenómeno de la desestabilización de un coloide por un coagulante puede explicarse por medio del modelo físico de doble capa. La curva de atracción de Van der Waals (Figura 6.3) es fija mientras que la de repulsión eléctrica disminuye si se incrementan en la solución los iones de carga opuesta. En consecuencia, si se reduce el potencial repulsivo, decrece también la curva resultante de interacción. Por lo tanto, las partículas pueden acercarse suficientemente para ser desestabilizadas por la energía atractiva de Van der Waals.

La aplicación de un electrolito indiferente en un sistema coloidal causa un incremento de la densidad de cargas en la capa difusa y disminución de la "esfera" de influencia de las partículas, y ocurre la coagulación por compresión de la capa difusa. Concentraciones elevadas de iones positivos y negativos (fuerza iónica grande) en el agua acarrearán un incremento del número de iones en la capa difusa que, para mantenerse eléctricamente neutra, necesariamente tiende a reducir su volumen, de modo tal que las fuerzas de Van der Waals sean dominantes, y se elimine la estabilización electrostática.

- **Adsorción y neutralización de cargas eléctricas.**

El efecto de adsorción y neutralización de la carga se encuentra estrechamente ligado al de compresión de la doble capa.

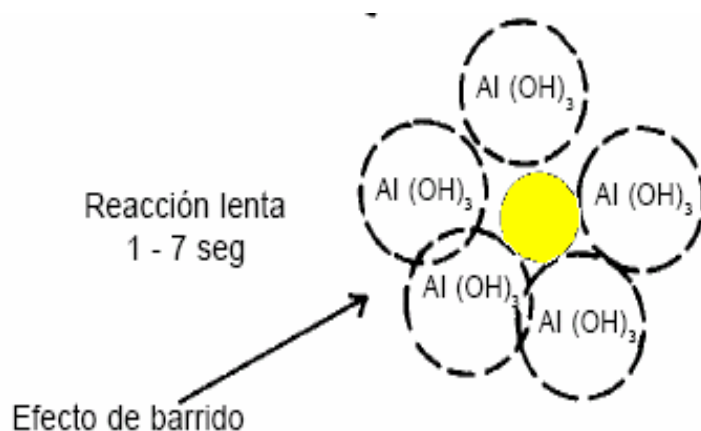
Un ejemplo de desestabilización por este medio es la coagulación del yoduro de plata con carga negativa por medio de iones orgánicos de dodecilamonio ( $C_{12}H_{25}NH_3^+$ ). Se podría deducir que los iones dodecilamonio, por tener carga +1, deberían ser capaces de inducir una coagulación similar a la del  $Na^+$ . Sin embargo, existen dos diferencias muy importantes: mientras los iones de sodio producen la coagulación únicamente en concentraciones muy altas y no prácticas mayores a  $10^{-1}$  moles por litro, los iones de dodecilamonio producen la desestabilización en concentraciones tan bajas como  $6 \times 10^{-5}$  moles por litro y la reestabilización con dosis de coagulante mayores de  $4 \times 10^{-4}$  moles por litro.

Este comportamiento de los iones de dodecilamonio, que tienden a ser hidrofóbicos y por lo tanto se acumulan en las interfases, se explica como el resultado de la naturaleza activa de su superficie, no actuando con el agua sino con la partícula coloidal. En cambio, los iones sodio tienen interacción con el agua y, por lo tanto, no tienen superficie activa.

- **Captura en un precipitado de hidróxido metálico o captura por barrido**

Cuando la dosis de un coagulante de sales metálicas en solución como el  $Al_2(SO_4)_3$  y  $FeCl_3$  excede el producto de solubilidad de sus hidróxidos metálicos como el  $Al(OH)_3$  y el  $Fe(OH)_3$ , se produce una precipitación rápida de los hidróxidos gelatinosos que explica el fenómeno de remoción de turbiedad (Ver Figura 6.4).

En este caso, las partículas coloidales son envueltas por los precipitados y, como este mecanismo no depende de la neutralización de la carga de los coloides, la condición óptima de la coagulación puede no corresponder a aquella donde es mínimo el potencial zeta.



**Figura 6.4 Coagulación por adsorción**

- **Adsorción y puente químico interparticular**

La coagulación puede realizarse también usando compuestos orgánicos sintéticos y naturales caracterizados por grandes cadenas moleculares, que gozan de la propiedad de presentar sitios ionizables a lo largo de la cadena y de actuar como coagulantes.

Uno de estos compuestos son los polímeros, los cuales forman cadenas poliméricas. Cuando estas cadenas poliméricas contienen múltiples grupos funcionales ionizantes libres y son solubles en agua se les denomina polielectrolitos.

Cuando las partículas, a remover, no pueden aproximarse debido a las fuerzas de repulsión que actúan entre ellas, la gran longitud de las cadenas poliméricas, permiten unir los coloides entre sí, por energía química.

La Figura 6.5 muestra la representación esquemática del modelo de adsorción, neutralización de carga y formación de puente químico en la desestabilización de coloides mediante polielectrolitos.

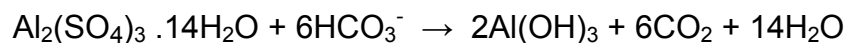
## **6.5 INFLUENCIA DEL PH Y LA ALCALINIDAD EN LA COAGULACIÓN**

En todas las reacciones entre el coagulante metálico y el agua están involucrados iones de  $H^+$  y  $OH^-$ , debido a ello, todas estas reacciones son dependientes del pH.

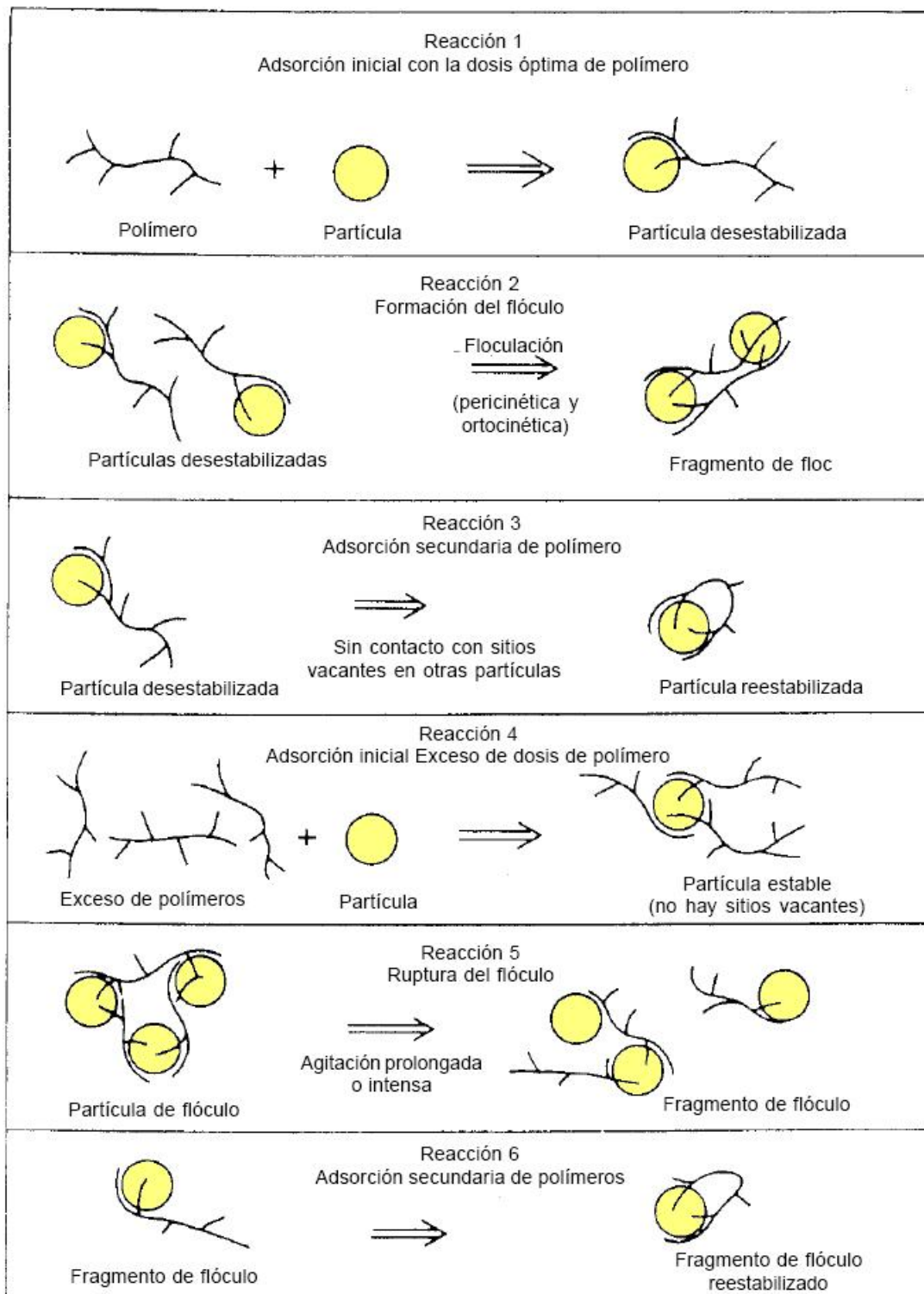
Para cada coagulante hay un rango de pH en el cual se produce una buena coagulación en un tiempo corto y con una dosis mínima de coagulante.

La alcalinidad natural del agua juega un papel importante en los procesos de coagulación, ablandamiento de aguas duras, control de corrosión e incrustación.

En la coagulación, el sulfato de aluminio reacciona con la alcalinidad, así:



Un mol de sulfato de aluminio reacciona con seis moles de alcalinidad bicarbonática ( $HCO_3^-$ ) y produce seis moles de  $CO_2$  reduciéndose el pH.



**Figura 6.5 Modelo de puente químico en la desestabilización de coloides mediante polielectrolitos**

La alcalinidad actúa como una solución amortiguadora de los cambios de pH, favoreciendo que el proceso de coagulación se realice efectivamente y evitando que el agua se torne corrosiva. Sin alcalinidad, al agregar una sal de aluminio o de hierro (coagulantes) se baja el pH a un nivel que impide la formación del floculo y se solubiliza los hidróxidos de aluminio o de hierro.

Es conveniente que el pH del agua quede dentro de la zona correspondiente al mínimo de la solubilidad de los hidróxidos metálicos del coagulante utilizado. Para las sales de aluminio el mínimo de solubilidad de los iones de  $Al^{+3}$  está para valores de pH entre 6,0 y 7,4 y para las sales de hierro, la zona de pH es mucho más amplia, para valores de pH superiores a 5,0.

Si la alcalinidad natural del agua es baja, la reacción química del coagulante, no se realiza completamente y por lo tanto la coagulación será deficiente, por lo cual se debe añadir alcalinidad al agua.

## **6.6 SUSTANCIAS QUÍMICAS EMPLEADAS EN LA COAGULACIÓN**

Los productos químicos empleados en la coagulación se clasifican como coagulantes y modificadores de pH.

### **6.6.1 Coagulantes**

Un coagulante es una sustancia química que, al agregarse al agua, induce el aglutinamiento de las partículas muy finas, ocasionando la formación de partículas más grandes y pesadas.

Los coagulantes se clasifican en dos (2) grandes grupos:

- Coagulantes metálicos
- Polielectrolitos

En los coagulantes metálicos la polimerización se inicia cuando el coagulante entra en contacto con el agua, y a continuación se realiza la etapa de adsorción por parte de los coloides. En los polielectrolitos, las cadenas poliméricas ya están formadas, antes de agregarlos al agua, siendo parte constitutiva de su estructura molecular.

### 6.6.1.1 Coagulantes metálicos

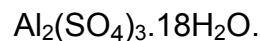
En el caso de la turbiedad del agua, generalmente los coloides tienen cargas eléctricas negativas y por esta razón las sales de metales trivalentes positivos, fácilmente ionizables, como las de aluminio y de hierro son usadas como coagulantes.

Los coagulantes que pueden emplearse en el tratamiento del agua son los siguientes:

- **Sulfato de aluminio**

El sulfato de aluminio o Alumbre es el coagulante de mayor uso en el tratamiento del agua, principalmente por razones económicas.

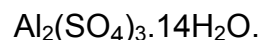
Puede estar en forma sólida o líquida. La sólida se presenta en placas compactas, gránulos de diverso tamaño y polvo. Su fórmula teórica es:



Su concentración se define, en general, por su contenido en alúmina, expresada en  $\text{Al}_2\text{O}_3$ , es decir, 17% aproximadamente. El contenido en alúmina  $\text{Al}_2\text{O}_3$  de la forma líquida fluctúa generalmente entre 8 y 8,5%; es decir, 48 a 49% en equivalente polvo.

El sulfato de aluminio es una sal derivada de una base débil (hidróxido de aluminio) y de un ácido fuerte (ácido sulfúrico), por lo que sus soluciones acuosas son muy ácidas; su pH varía entre 2 y 3,8.

El sulfato de aluminio comercial, empleado en las plantas de tratamiento, tiene 14 moléculas de agua de cristalización.



En el agua, a ciertos rangos de pH, el alumbre se ioniza así:



Dando como resultado iones aluminio positivo e iones sulfato negativos. El  $\text{Al}^{+3}$  se combina con parte de la carga eléctrica negativa de la partícula coloidal de esta manera ocurre un descenso del potencial eléctrico (potencial zeta) de la partícula, bajando su fuerza de repulsión hasta límites en los cuales la aglomeración es factible.

- **Cloruro férrico  $\text{FeCl}_3$**

Se presenta en forma sólida o líquida; esta última es la más utilizada en el tratamiento del agua.

La forma sólida es cristalina, de color pardo, deliquescente (se disuelve con la humedad del aire), de fórmula teórica  $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ . La forma líquida comercial tiene un promedio de 40% de  $\text{FeCl}_3$ .

En presencia de hierro, las soluciones acuosas de cloruro férrico se reducen rápidamente a cloruro ferroso  $\text{FeCl}_2$ . Esta reacción explica su gran poder corrosivo frente al acero, y la necesidad de seleccionar adecuadamente el material de los recipientes de almacenamiento, de preparación y de distribución.

- **Sulfato ferroso  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$**

El sulfato ferroso usado en el tratamiento de agua es un polvo de color verde muy soluble y tiene una masa volumétrica aparente próxima a  $900 \text{ kg/m}^3$ .

Su contenido en hierro es de aproximadamente 19%. Por su naturaleza ácida, el pH de una solución al 10% es de 2,8 aproximadamente. Por esta razón, para su almacenamiento y preparación se usa material plástico.

- **Sulfato férrico  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$**

El sulfato férrico es un polvo blanco verdoso, muy soluble en el agua, su masa volumétrica aparente es  $1.000 \text{ kg/m}^3$ . Debido a que en solución acuosa se hidroliza y forma ácido sulfúrico, es necesario prevenir los efectos de su acidez.

### **6.6.1.2 Polielectrolitos**

Los polímeros son sustancias de alto peso molecular (líquidos o sólidos), de origen natural o sintético, de carácter orgánico, con carga eléctrica, la cual se activa al entrar en contacto con el agua.

Están compuestos de una cierta cantidad de unidades básicas que se repiten, llamada monómeros, unidas consecutivamente por enlaces covalentes, formando una cadena con una gran multitud de sitios ionizables.

Cuando estas cadenas poliméricas contienen múltiples grupos funcionales ionizables libres y son solubles en agua se les denomina **Polielectrolitos**.

Los polielectrolitos se pueden clasificar:

- **Según su carga eléctrica en catiónicos, aniónicos o no iónicos.**

Catiónicos si tiene carga positiva; aniónicos, si la carga es negativa y no iónicos si no tienen carga.

- **Según su acción en coagulantes y floculantes.**

Los coagulantes son de carga positiva. Operan por adsorción y posteriormente por la formación de puentes.

Los floculantes pueden ser catiónicos, aniónicos o no iónicos, siendo los más empleados los no iónicos. Forman puentes más largos entre partículas y/o floc pequeños, ayudando al crecimiento de estos.

- **Según su origen en naturales o sintéticos.**

Los naturales se producen debido a reacciones bioquímicas naturales en animales y plantas. Tienen propiedades coagulantes o floculantes. Entre estos están los almidones, la penca de la tuna, las escamas de pescado, etc.

Los sintéticos son compuestos orgánicos producidos mediante la transformación química del carbón y del petróleo. Pueden ser coagulantes o floculantes.

Los polielectrolitos se utilizan en el tratamiento del agua de distinta maneras, ya sea como:

- Coagulantes primarios, en reemplazo total de los coagulantes metálicos.
- Ayudantes de coagulación, se aplican antes del coagulante metálico.
- Ayudantes de floculación.
- Ayudantes de filtración.

La cantidad de polielectrolito que se usa, es por lo general muy pequeña, lo que compensa el costo.

Como coagulantes primarios, la concentración empleada generalmente es entre 1 y 5 mg/l, mientras que como ayudantes de coagulación la concentración empleada es generalmente entre 0.1 y 2 mg/l. La razón de estas dosis tan bajas radica en la cantidad tan enorme de segmentos que poseen.

Los polielectrolitos catiónicos son coagulantes primarios y actúan neutralizando las cargas negativas de los coloides y anulando el potencial Zeta.

Los polielectrolitos aniónicos y no iónicos básicamente funciona como ayudantes de coagulación o floculantes, tienen poco o ningún efecto sobre las cargas eléctricas negativas de los coloides o sea que no anulan el potencial Zeta, sino que en los sitios libres de la superficie del coloide, ocurre la adsorción de los radicales activos de la cadena del polímero, produciéndose el floc mediante el mecanismo de puente químico.

### 6.6.2 Modificadores de pH

Como se ha visto, para lograr mejores resultados en el tratamiento, en algunos casos será necesario regular la alcalinidad del agua o modificar su pH.

En el caso de que la alcalinidad del agua sea insuficiente, se añade hidróxido de calcio (cal apagada)  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , o Carbonato de sodio (sosa)  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  o hidróxido de sodio (soda cáustica)  $\text{Na}(\text{OH})$ .

Los más aplicados para rebajar el pH de un agua son: gas carbónico  $\text{CO}_2$ , o ácido sulfúrico  $\text{H}_2\text{SO}_4$  o ácido clorhídrico  $\text{HCl}$ .

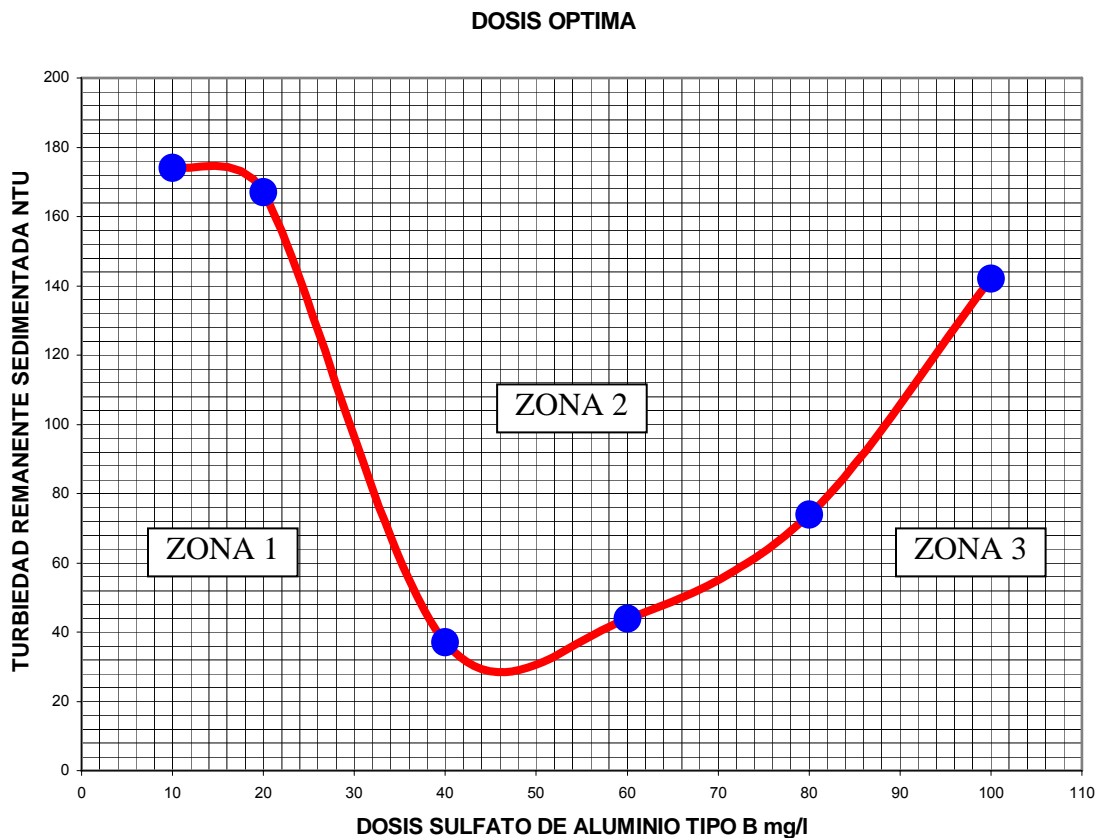
La precipitación máxima de hidróxido de aluminio se obtiene a valores óptimos de pH para cada tipo de agua. La dosis de coagulante a agregar al agua, se determina en el laboratorio, mediante ensayos de **la Prueba de Jarras**. Estos ensayos permiten determinar cuales son las condiciones óptimas de pH, dosificación óptima de coagulante, grado de agitación de la masa de agua, tiempo de coagulación, etc.

## 6.7 VARIABLES QUÍMICAS DEL PROCESO DE COAGULACIÓN

Las principales variables químicas del proceso de coagulación son la dosis óptima, el pH óptimo y la concentración óptima de coagulante.

- **Dosis óptima**

La influencia de este factor en la eficiencia del proceso se encuentra claramente definida en la Figura 6.6, en la cual se presenta la variación de la turbiedad residual en función de la dosificación de coagulante con pH constante.



**Figura 6.6 Modelo de puente químico en la desestabilización de coloides mediante polielectrolitos**

La zona 1 corresponde a dosis bajas, donde se ha agregado coagulante en cantidad insuficiente para realizar la desestabilización.

La zona 2 corresponde a dosis un poco más altas, donde se realiza la desestabilización y el floculo precipita.

La zona 3, donde dosis aún más altas pueden reestabilizar las dispersiones con ciertos valores de pH.

- **pH óptimo**

El pH es un factor muy importante en la coagulación. En general, el pH óptimo para la coagulación de aguas con color es más bajo (4-6), que para aguas con mayor turbiedad (6,5-8,5). Generalmente las sales férricas son efectivas, en un rango más amplio de valores de pH que las sales de aluminio.

- **Concentración óptima**

La aplicación uniforme del coagulante al agua es la principal dificultad para la realización de una coagulación eficiente. El problema reside en que las cantidades de coagulante (dosis) son muy pequeñas comparadas con el volumen de la masa de agua que se va a tratar. Con la condición de que haya suficiente turbulencia, la dispersión será más efectiva cuando mayor sea el volumen de solución o más diluida sea esta, lo que resultará en una mejor remoción de la turbiedad porque el coagulante entrará más rápido y más fácilmente en contacto con el mayor número de partículas coloidales.

Se sugieren valores del orden de 1 a 2% como ideales para adoptar en el proyecto o en la operación de la planta de tratamiento. Sin embargo únicamente la realización de ensayos de prueba de jarras con el agua que se va a tratar podrá indicar la mejor concentración que se debe utilizar en cada caso.

## **6.8 MEZCLA RÁPIDA**

Se denomina mezcla rápida a las condiciones de intensidad de agitación y tiempo de retención que debe reunir la masa de agua en el momento en que se dosifica el coagulante, con la finalidad de que las reacciones de coagulación se den en las condiciones óptimas correspondientes. La dosificación se realiza en la unidad de mezcla rápida; por lo tanto, estas condiciones son las que idealmente debe reunir esta unidad para optimizar el proceso.

La dispersión de los coagulantes, en el agua, debe hacerse lo más rápida y uniforme posible, debido a que las reacciones químicas ocurren casi instantáneamente.

La hidrólisis de los iones de  $Al^{+3}$  o de  $Fe^{+3}$ , la polimerización o reacción de los iones hidratados para crear puentes entre los coloides y la difusión de los compuestos formados y adsorción por las partículas coloidales se realiza en un tiempo extremadamente corto, el cual ha sido estimado entre  $10^{-10}$  y 1seg.

Una vez desestabilizados los coloides, empiezan a aglutinarse formando primero microflóculos o partículas con diámetro inferior a una micra, lo cual puede tardar menos de 60 segundos.

Si las reacciones fisicoquímicas entre el agua y los coagulantes se realizan antes de que los coagulantes o sus productos iniciales formados tengan la

oportunidad de ser adsorbidos por las partículas coloidales, debido a una mezcla deficiente, la eficiencia del proceso disminuye notablemente, lo que se traduce en un desperdicio de coagulante.

### 6.8.1 Parámetros operacionales

Los parámetros operacionales de la mezcla rápida son la intensidad de agitación que se debe impartir a la masa de agua para dispersar al coagulante, la cual se evalúa mediante el **gradiente de velocidad**, y el **tiempo de mezcla** durante el cual debe aplicarse esta agitación al agua. La magnitud de estos parámetros dependerá del tipo de coagulación que se va a llevar a cabo: coagulación por adsorción, o coagulación por barrido.

- **Gradiente de velocidad**

El Gradiente de Velocidad ( $G$ ), fue utilizado inicialmente por Camp (1955), y se obtiene del análisis de la mecánica de fluidos viscosos al considerar los esfuerzos cortantes que actúan sobre una partícula fluida.

Cuando el agua es sometida a un esfuerzo cortante comienza a moverse, presentando una deformación lineal, para fluidos newtonianos, entre el esfuerzo aplicado y la velocidad de desplazamiento. Figura 6.7

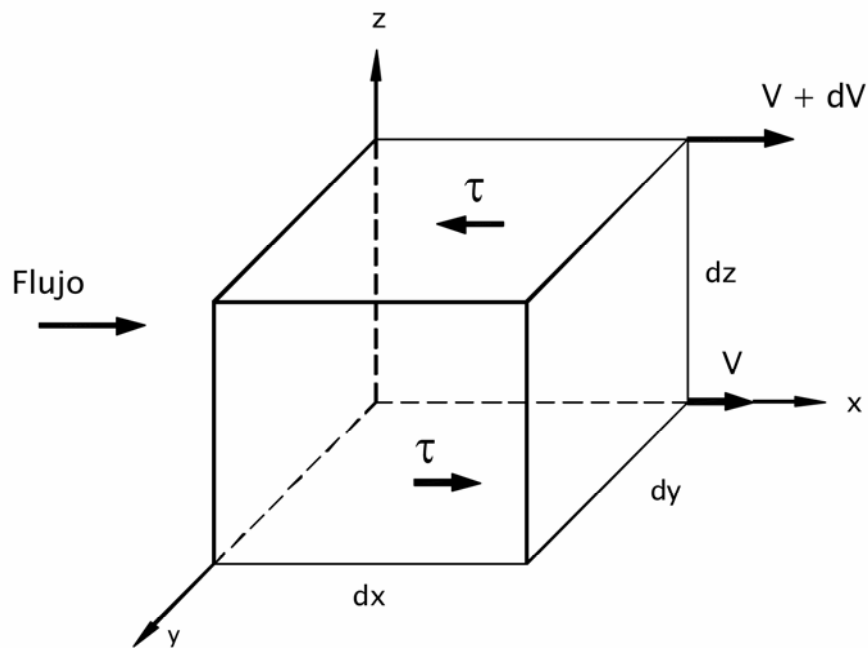


Figura 6.7 Elemento del fluido sujeto a agitación

La potencia (P) aplicada a la partícula fluida para producir su desplazamiento es = Fuerza x Velocidad.

Donde: Fuerza = Esfuerzo x Área

Reemplazando se tiene:

Potencia (P) aplicada = Esfuerzo x Área x Velocidad.

$$P = \tau (dy dx) dv$$

$$P = \tau (dy dx) dv \frac{dz}{dz}$$

$$P = \tau (dy dx dz) dv/dz$$

$$P = \tau (\text{vol}) dv/dz$$

$$P / \text{vol} = \tau dv/dz \text{ (Según Camp)}$$

Donde:  $\tau = \mu (dv/dz)$  ( $\mu$  = Viscosidad dinámica o absoluta)

Reemplazando se tiene:

$$P/\text{vol} = \mu (dv/dz) (dv/dz) = \mu (G^2)$$

$$G = \sqrt{\frac{P}{V\mu}}$$

Donde:

G = gradiente de velocidad, en  $s^{-1}$

P = potencia aplicada, en Nm/s,  $Kgm^2/s^3$

V = volumen,  $m^3$

$\mu$  = viscosidad, en  $Ns/m^2$ ,  $Kg/ms$

#### ▪ **Tiempos de mezcla**

La adecuación de este parámetro es de especial importancia cuando el mecanismo de coagulación predominante es el de adsorción o neutralización de carga. En este caso, el coagulante debe dispersarse en forma instantánea en toda la masa de agua antes de que la hidrólisis del coagulante se complete, sobre todo cuando se emplean coagulantes inorgánicos como las sales de aluminio (III) o de hierro (III), por lo que si la unidad de mezcla no produce un gradiente de velocidad apropiado en un tiempo de retención instantáneo, no se habrá logrado una desestabilización completa.

Con coagulación de barrido, en cambio, solo es necesaria una dispersión homogénea, los tiempos de retención pueden ser mayores (1-7 seg) y el gradiente de velocidad no influye en la eficiencia.

Hudson recomienda para la mezcla rápida gradientes de velocidad superiores a  $1000 \text{ seg}^{-1}$  y tiempos de mezcla inferiores a un segundo, preferiblemente menores de 0,5 segundos.

Camp sugirió como parámetro de control el producto del gradiente G por el tiempo de mezcla T, al cual se le reconoce como el Número de Camp (GT).

### 6.8.2 Mezcladores

Las unidades utilizadas para producir la mezcla rápida se pueden clasificar en dos grandes grupos, dependiendo del tipo de energía utilizada para producir la agitación: mecánica e hidráulica (Tabla 6.2).

<b>Mecánicas</b>	Retromezclador en línea			
<b>Hidráulicas</b>	Resalto Hidráulico	Canaleta Parshall		
		Canal de fondo inclinado		
		Vertedero rectangular		
	En línea	Difusores		En tuberías
		Inyectores		En canales
		Estáticos		
	Caídas	Orificios		
		Vertederos triangulares		
	Contracciones	Medidor Venturi		
		Reducciones		
		Orificios ahogados		
	Velocidad o cambio de flujo	Línea de bombeo		
		Codos		

**Tabla 6.2 Clasificación de las unidades de mezcla rápida.**

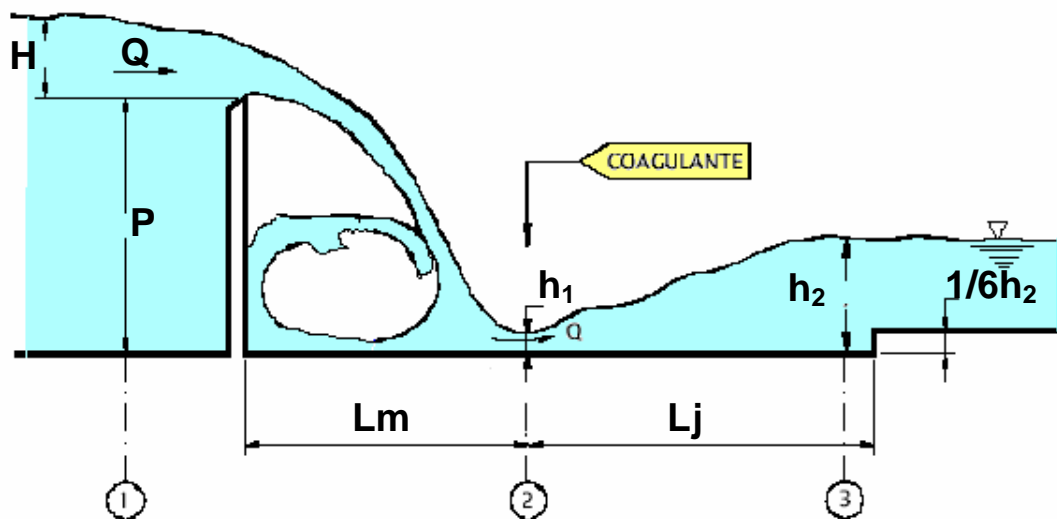
En los mezcladores mecánicos, la turbulencia necesaria para la mezcla proviene de una fuente externa, generalmente un motor eléctrico. Por otro lado, la potencia disipada en los mezcladores hidráulicos tiene origen en el trabajo interno del fluido.

Para cada una de estas formas de mezcla rápida, el sitio de aplicación del coagulante debe ser donde se produzca la mayor turbulencia, de tal forma que se facilite el contacto casi instantáneo y homogéneo entre el coagulante y la masa de agua.

- **Mezcladores hidráulicos**

Se logra utilizando estructuras hidráulicas que permitan disipar la energía cinética excedente del flujo.

En canales, el resalto hidráulico es uno de los mecanismos más indicados para este fin, el cual se puede formar mediante un vertedero (Ver Figura 6.8).

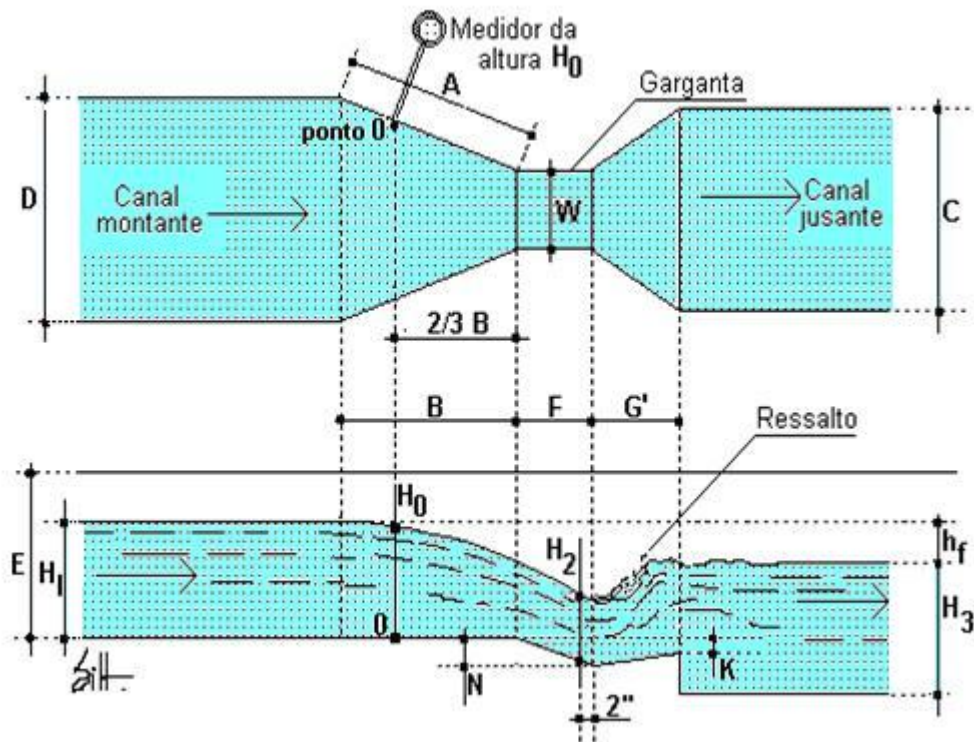


**Figura 6.8 Vertedero**

Richter estableció las siguientes limitaciones para el uso de vertederos como mezclador rápido

- Vertedero rectangular, sin contracciones laterales, en caída libre.
- Relación  $P / h_{critica}$  la menor posible, para reducir la pérdida de energía en la caída libre de la lámina vertedora.
- Para que el vertedero rectangular pueda ser utilizado como aforador, la relación  $P / h_{critica}$  debe ser mayor de 3.
- Plantas pequeñas, caudal constante y flujo por gravedad.

También en canales, el resalto hidráulico se puede formar mediante una canaleta parshall (Ver Figura 6.9).



**Figura 6.9 Canaleta Parshall**

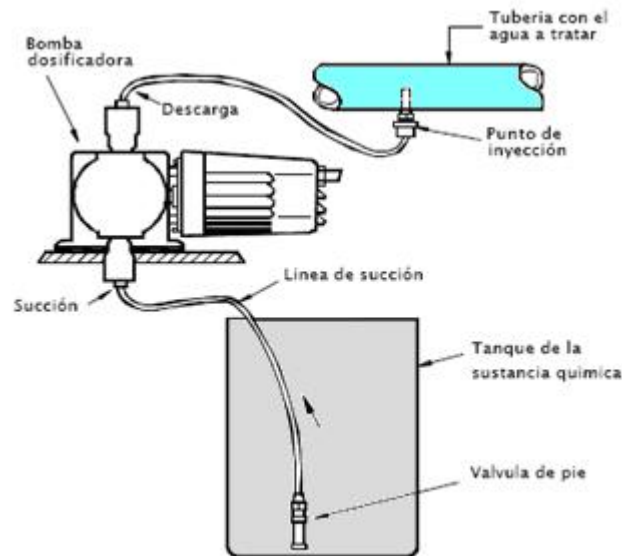
Para que la canaleta parshall sirva como mezclador debe cumplir:

- Trabajar con descarga libre.
- 

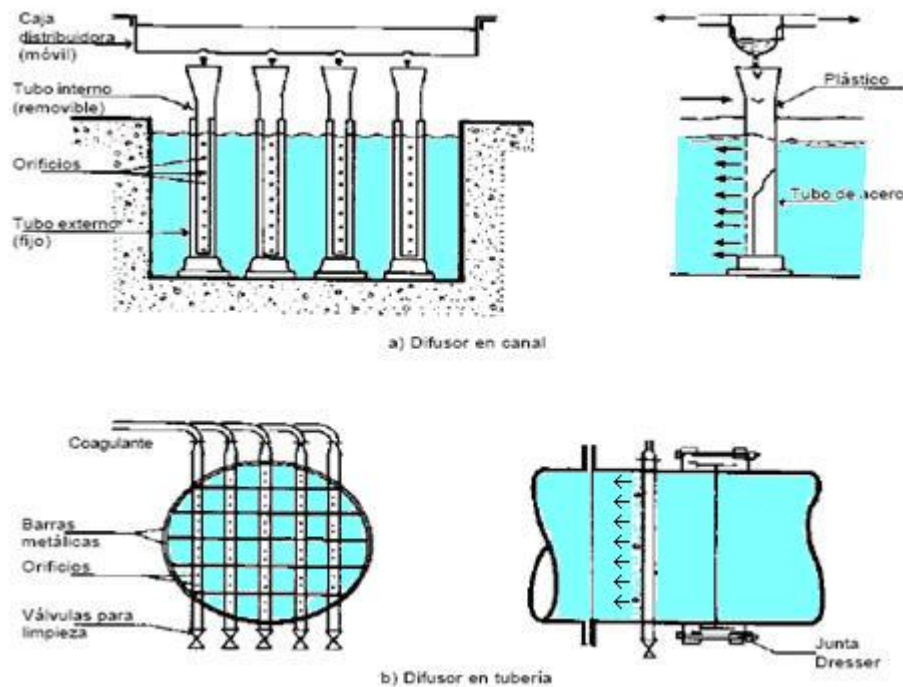
W	Hf ≥	Máxima sumergencia ( $H_0/H_2$ ) ≤
3"- 9"	0.4 Ho	0.6
1'- 8'	0.3 Ho	0.7
10'- 50'	0.2 Ho	0.8

- Que la relación  $H_0/W$  este entre 0.4 – 0.8 para que la turbulencia sea total.
- Que  $N_{Froude}$  este entre 1.7-2.5 ó 4.5-9.0. Valores entre 2.5-4.5 produce un resalto inestable, que no permanece en una sola posición.

En tuberías, la mezcla rápida se puede realizar mediante mezcladores estáticos, obstrucción de la tubería mediante placas delgadas perforadas, tubos venturi. En estas tuberías se hace necesario agregar el coagulante mediante bombas dosificadoras que vencen la presión interna que hay en la tubería (Ver Figura 6.10).



**Figura 6.10 Diagrama de bomba dosificadora de coagulante**



**Figura 6.11 Mezcladores hidráulicos en línea. Difusores**

La potencia (P) disipada en cualquier dispositivo de mezcla hidráulica es igual al producto de la pérdida de carga (H) por el caudal (Q), convertida en peso de líquido por unidad de tiempo:

$$P = \gamma H Q$$

De este modo, la potencia disipada por unidad de volumen es:

$$\frac{P}{V} = \frac{\gamma H Q}{V}$$

Siendo:  $\frac{Q}{V} = \frac{1}{T}$  donde T es el tiempo de mezcla

Resulta:  $\frac{P}{V} = \frac{\gamma H}{T}$

Reemplazando en la ecuación  $G = \sqrt{\frac{P}{\mu V}}$ , se obtiene:  $G = \sqrt{\frac{\gamma H}{\mu T}}$

Donde:

$\gamma$  = peso específico del agua en N/m<sup>3</sup>, Kg/m<sup>2</sup>s<sup>2</sup>

$\mu$  = coeficiente de viscosidad en Ns/m<sup>2</sup>, Kg/ms

H = pérdida de carga en m

T = tiempo de mezcla en s

#### ▪ Mezcladores mecánicos

En los años sesenta se introdujo el mezclador en línea mecánico. Este tipo de agitador proporciona una agitación casi instantánea, mezclando en un volumen muy pequeño y con un bajo consumo de energía (Figura 6.12).

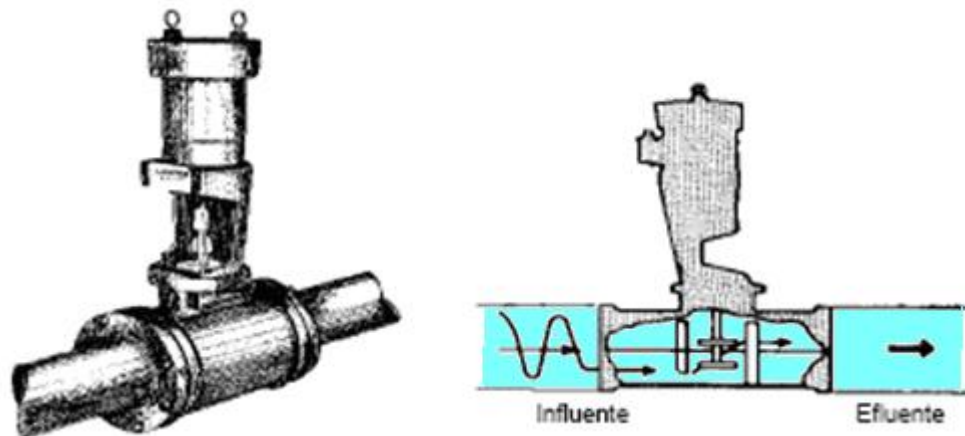
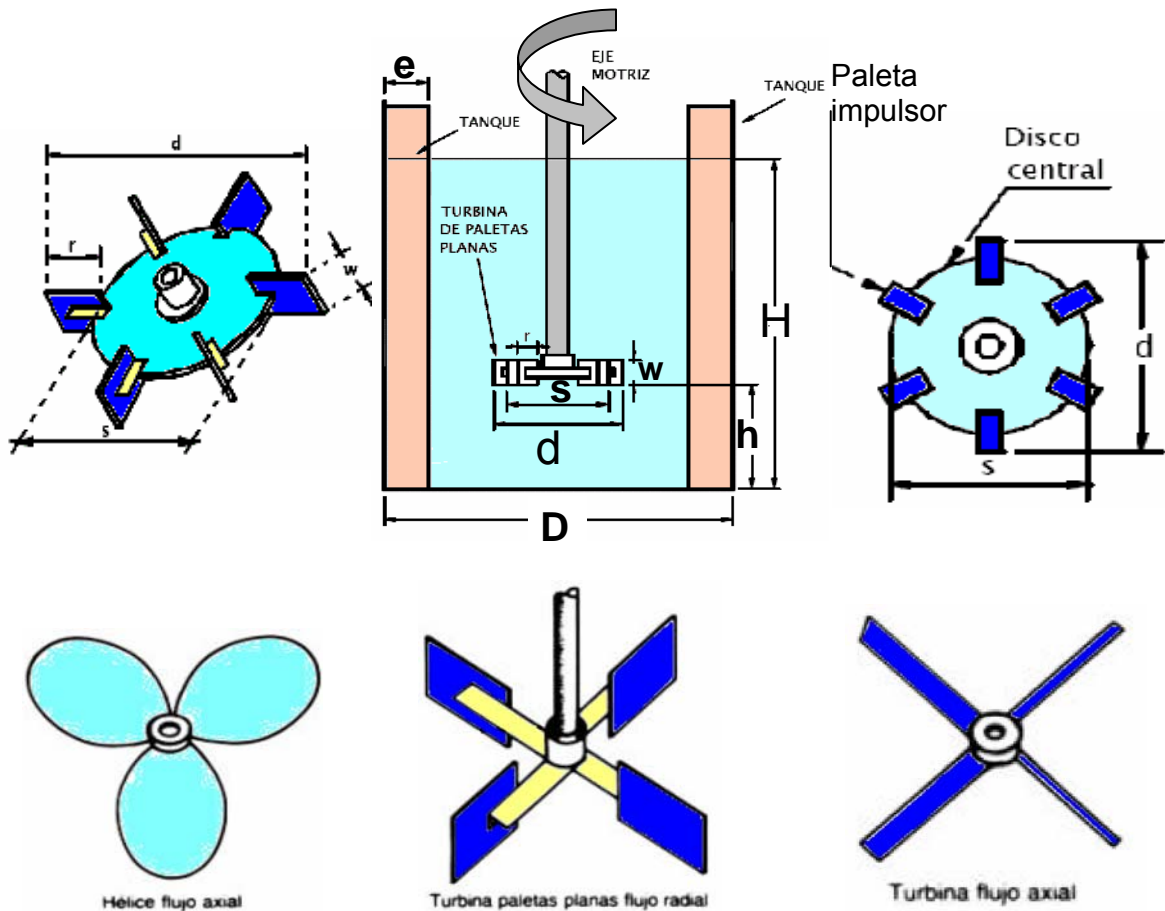


Figura 6.12 Mezclador en línea mecánico

Otro tipo de mezclador mecánico es el denominado retomezclador que se realiza en tanques (rectangulares o circulares). La mezcla se produce mediante un agitador (hélice o turbina) (ver figura 6.13).



**Figura 6.13 Retomezclador mecánico**

Las variables a tener en cuenta para garantizar una mezcla mecánica lo más eficiente posible entre la masa de agua y el coagulante, son el caudal, la viscosidad del agua, el tamaño del tanque y de la hélice o turbina (propela), la longitud de la columna o eje de la propela, la colocación o ángulo de ésta con respecto al tanque, el tiempo de mezcla y el grado de agitación.

Según Rushton la potencia requerida para establecer condiciones de turbulencia completa en un tanque de mezcla rápida,  $Re > 10^5$ , se puede determinar por la relación siguiente:

$$P = K\rho n^3 d^5$$

Reemplazando en la ecuación  $G = \sqrt{\frac{P}{\mu V}}$ , se obtiene:  $G = \sqrt{\frac{K\rho n^3 d^5}{\mu V}}$

Donde:

$P$  = potencia requerida en Nm/s,  $\text{Kg m}^2/\text{s}^3$

$K$  = constante (ver Figura 6.14)

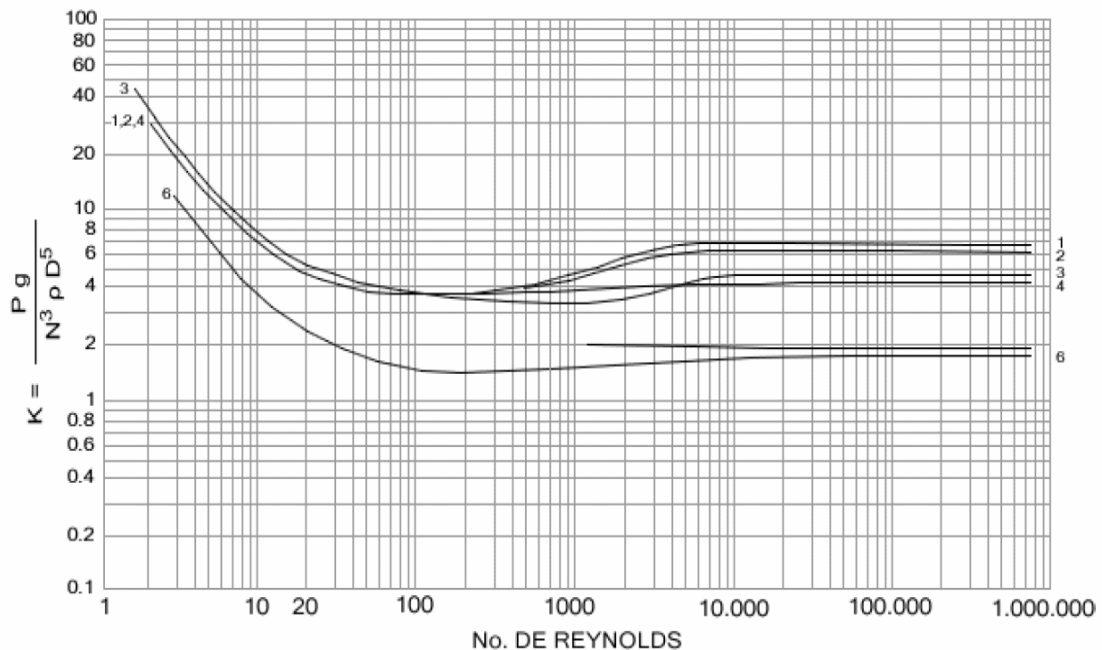
$\rho$  = densidad del agua en  $\text{kg}/\text{m}^3$

$n$  = velocidad de la propela rps

$d$  = diámetro de la propela en m

$\mu$  = coeficiente de viscosidad en  $\text{Ns}/\text{m}^2$ ,  $\text{Kg}/\text{ms}$

Los valores de la constante  $K$  (número de potencia) dependen del tipo, forma y tamaño del impulsor, del número de bafles y demás variables no incluidas en la ecuación de potencia y se debe determinar experimentalmente.



**Figura 6.14 Curva para calculo constante K (número de potencia)**

Para un volumen determinado, la forma del tanque determina si se usa una o dos propelas para aplicar una misma potencia.

Si  $H/D \leq 1$  se usa una sola propela

Si  $H/D > 1$  se usa doble propela

Richter recomienda las siguientes relaciones a tener en cuenta en tanques de mezcla cilíndricos. Ver Figura 6.13

$$\begin{array}{ll} D/d = 3,0 & 75 \leq h/d \leq 1,3 \\ e/D = 1/10 & 2,7 \leq H/d \leq 3,9 \\ B/d = 1/4 & W/d = 1/5 \end{array}$$

La relación entre la longitud y el diámetro del eje motriz debe ser  $< 60$

En los tanques cilíndricos para evitar el movimiento de rotación del agua alrededor del eje como si fuese un sólido, lo cual reduce la eficiencia de la mezcla, se debe instalar deflectores o tabiques verticales en los muros del tanque, lo que adicionalmente crea corrientes cruzadas que aumentan la turbulencia.

El tiempo de mezcla se recomienda que sea entre 10 y 60 segundos.

## CAPÍTULO 7 FLOCULACION

El objetivo principal de la floculación es reunir las partículas desestabilizadas para formar aglomeraciones de mayor peso y tamaño que sedimenten con mayor eficiencia.

La coagulación y la floculación son procesos semejantes pues ambos son acciones de mezcla, la diferencia radica, en la intensidad de la agitación ( $G$ ), y en los tiempos de mezcla ( $T$ ).

Mientras que la coagulación se realiza a gradientes de velocidad  $G > 1000 \text{ seg}^{-1}$  y  $T \text{ mezcla} < 60 \text{ seg}$ , la floculación se lleva a cabo a gradientes de velocidad ( $10 < G < 100$ )  $\text{seg}^{-1}$  y  $T \text{ mezcla} > 10 \text{ min}$ , que permitan el movimiento lento de las partículas para que colisionen entre si y se agrupen aumentando su tamaño y así sedimenten más rápido.

La floculación es entonces un proceso causado por la colisión entre partículas, en la que intervienen tres mecanismos de transporte en forma secuencial:

1. Floculación pericinética o browniana. Las partículas coloidales de tamaño menor de un micrómetro empiecen a aglutinarse.
2. Floculación ortocinética o gradiente de velocidad. Empieza a actuar cuando el microfloculo inicial alcanza el tamaño de micrómetro, promoviendo un desarrollo mayor. Se produce en la masa del fluido en movimiento
3. Sedimentación diferencial. Se debe a las partículas grandes, que, al precipitarse, colisionan con las más pequeñas, que van descendiendo lentamente, y ambas se aglomeran.

Los estudios realizados por Camp demostraron que tanto el gradiente de velocidad como el tiempo de floculación son variables importantes en el proceso de floculación y que se encuentran relacionadas entre sí, planteando el parámetro adimensional  $GT$ , denominado "Número de Camp", como el indicador del proceso de la floculación.

Villegas y Letterman realizaron un estudio de gran importancia práctica, en el cual relacionaron el tiempo de floculación ( $T$ ) y el gradiente de velocidad ( $G$ ) con la dosis de coagulante, obteniéndose los siguientes resultados:

La Figura 7.1 muestra los resultados experimentales con valores de (G) de 500, 200, 100 y 25  $s^{-1}$ . Se observa que para valores de  $G < 100 s^{-1}$ , la turbiedad residual decrece a medida que aumenta el tiempo de floculación, hasta llegar a un mínimo después del cual comienza a incrementarse.

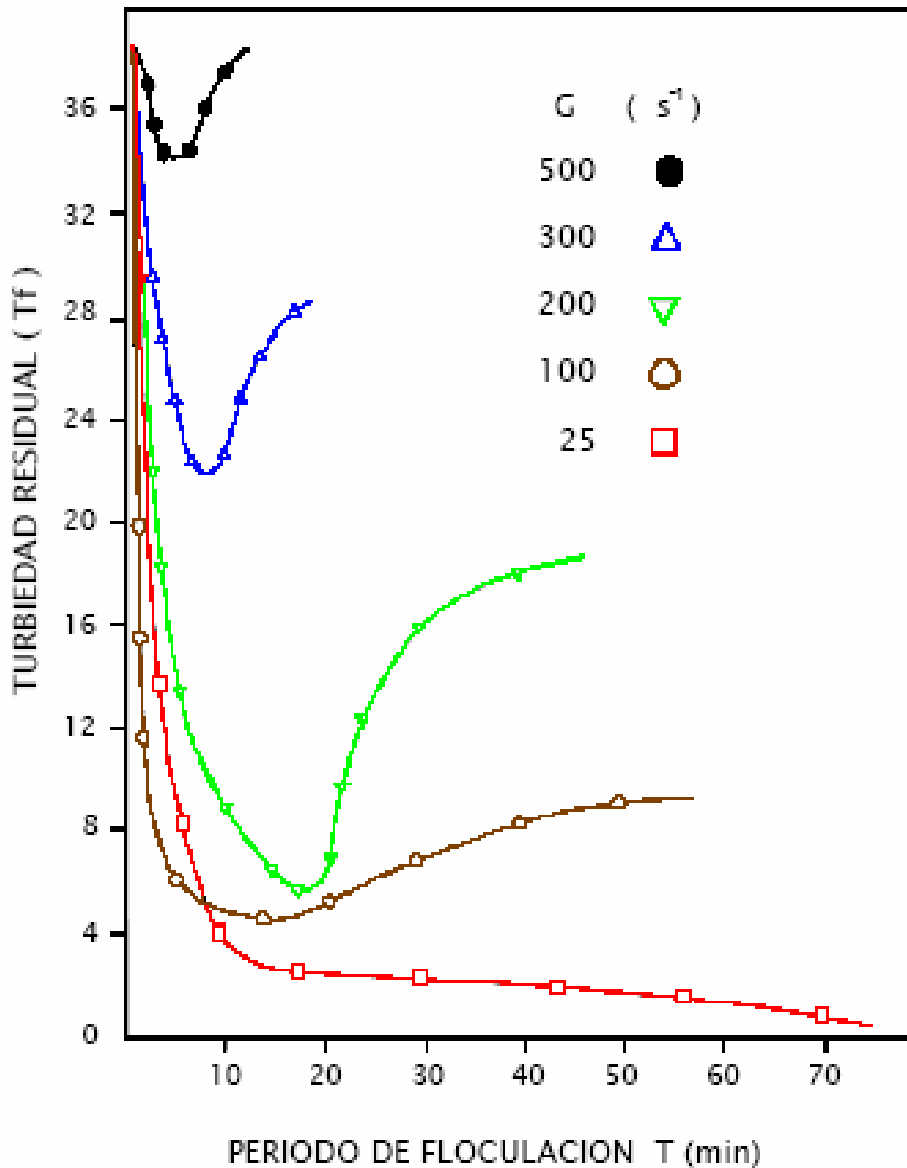


Figura 7.1 Turbiedad residual *versus* tiempos de floculación para diversos valores de G

La Figura 7.2 se obtiene al graficar los valores de turbiedad residual para tiempos de floculación de 10, 15, 20, 30, 40 y 120 minutos. De acuerdo con la familia de curvas de la figura 7.2, para cada turbiedad residual ( $n^*$ ) existe un valor correspondiente de gradiente óptimo de velocidad ( $G^*$ ). El valor óptimo de ( $G^*$ ), en este caso, disminuye de  $40 \text{ s}^{-1}$  cuando  $T = 10 \text{ min}$ , y a  $20 \text{ s}^{-1}$  cuando  $T = 120 \text{ min}$ .

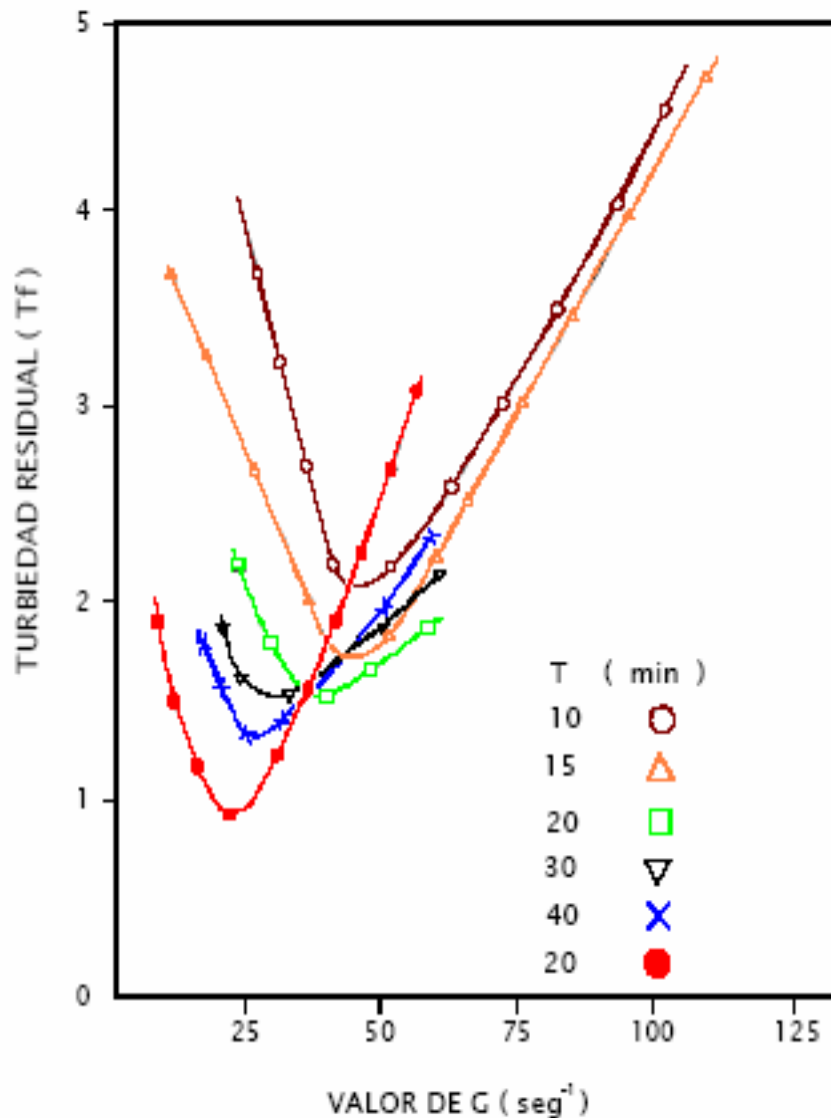
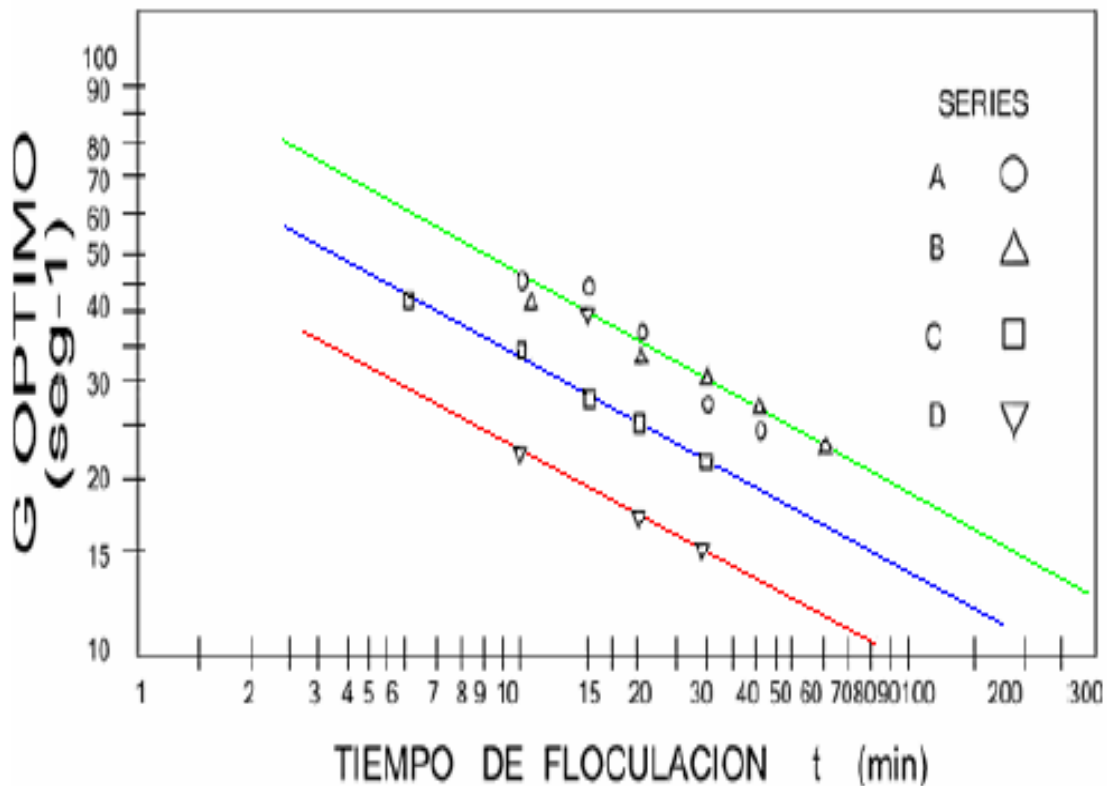


Figura 7.2 Turbiedad residual *versus* valor óptimo de G para diversos tiempos de floculación.

La Figura 7.3 es una representación logarítmica del valor óptimo de ( $G^*$ ) y del tiempo de floculación ( $T$ ), para una serie de experiencias. Las series A y B se diferencian entre sí solamente en las condiciones de mezcla rápida (gradiente y tiempo de mezcla). Los resultados de ambas series, al coincidir en la misma línea, indican que las condiciones de mezcla rápida no tienen mucho efecto en la relación entre los parámetros ( $G$ ) y ( $T$ ) del proceso de floculación. Las series C y D complementan estas experiencias haciendo variar la dosis de coagulante. Al incrementarse las dosis de coagulante, las rectas tienden hacia las abscisas. Las líneas rectas de mayor ajuste de todas las series tienen esencialmente la misma pendiente.



**Figura 7.3 Valor óptimo de  $G$  versus tiempo de floculación**

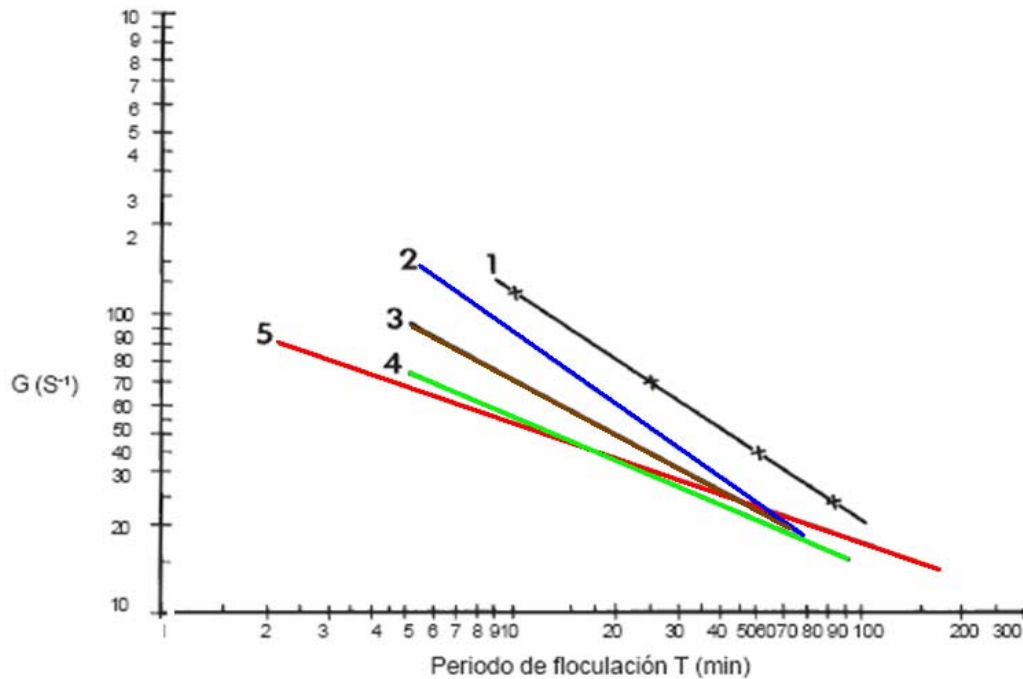
Del análisis de estas curvas se obtiene la siguiente expresión matemática:

$$G^n T = K$$

El hecho de que ( $K$ ) es directamente proporcional a ( $G^n$ ) cuando ( $T$ ) permanece constante y decrece cuando se aumenta la dosis de sulfato, indica que el valor de ( $G$ ) óptimo disminuye al aumentar la dosis de sulfato.

Donde los valores de ( $n$ ) y ( $K$ ) varían en función de la calidad de cada agua.

Así, se pueden obtener curvas representativas como las indicadas en la Figura 7.4.



**Figura 7.4 Correlación de gradientes de velocidad óptimos *versus* tiempo de floculación**

A través de investigaciones efectuadas, se ha determinado que el rango óptimo de gradientes de velocidad para floculación varía entre 20 y 70  $s^{-1}$  y el de tiempos de retención entre 20 y 30 min, dependiendo de la calidad del agua.

### 7.1 FACTORES QUE INFLUYEN EN LA FLOCULACIÓN

Los principales factores que influyen en la eficiencia de la floculación son:

- **Naturaleza del agua**

Las características fisicoquímicas del agua cruda, tales como la alcalinidad, el pH y la turbiedad, afectan la coagulación y la floculación.

La concentración y la naturaleza de las partículas que producen la turbiedad influyen en el proceso de floculación.

Por regla general, es más fácil flocular aguas con elevada turbiedad y que presenten una amplia distribución de tamaños de partículas.

Las partículas de mayor tamaño, interfieren con la floculación porque inhiben o impiden el proceso. Por este motivo, si la turbiedad del agua cruda fuera igual o superior a 1.000 UT, es indispensable la utilización de tanques de presedimentación.

- **Intensidad de agitación (Gradiente de velocidad)**

Cuanto mayor es el gradiente de velocidad, más rápida es la velocidad de aglomeración de las partículas. Mientras tanto, a medida que los flóculos aumentan de tamaño, crecen también las fuerzas de cizallamiento hidrodinámico, inducidas por el gradiente de velocidad. Los flóculos crecerán hasta un tamaño máximo, por encima del cual las fuerzas de cizallamiento alcanzan una intensidad que los rompe en partículas menores.

La resistencia de los flóculos depende de una serie de factores:

- De su tamaño, forma y compactación.
- Del tamaño, forma y naturaleza de las micropartículas, y
- Del número y forma de los ligamentos que unen a las partículas.

TeKippe y Ham realizaron un estudio teórico-práctico para determinar la influencia de la variación del gradiente de velocidad en los diversos compartimentos de un floculador.

Los datos de estos ensayos se incluyen en la Figura 7.5 y permiten concluir que es necesario graduar el gradiente de velocidad en forma decreciente, evitando tramos intermedios con altos gradientes, que es el caso más desfavorable.

Los valores recomendados de gradientes de velocidad para floculación se encuentran dentro de un rango de 100 a  $10 \text{ s}^{-1}$ .

Naturalmente, conviene realizar una compartimentalización con gradientes escalonados en forma decreciente. Por ejemplo, se pueden disponer cuatro cámaras de floculación en serie, a las que se les aplican gradientes de 90, 50, 30 y  $20 \text{ s}^{-1}$ , respectivamente, en la primera, segunda, tercera y cuarta cámaras.



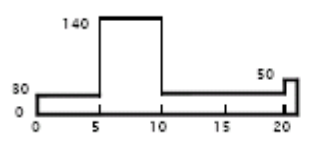
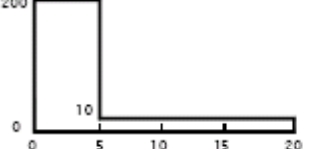
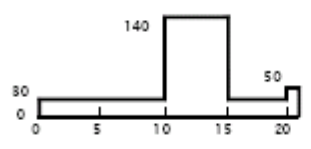

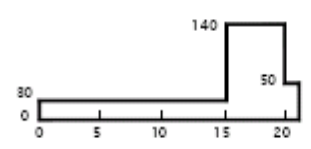

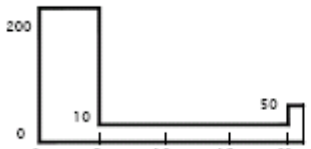
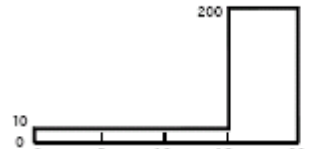
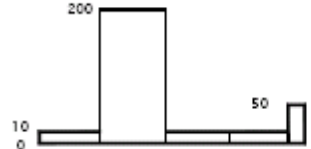
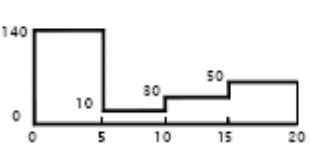
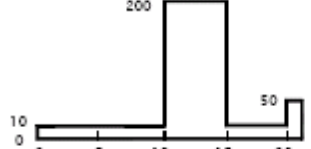
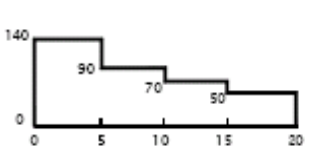
GRADIENTES DE VELOCIDAD VERSUS TIEMPO DE RETENCION	TURBIEDAD RESIDUAL (tf)	GRADIENTES DE VELOCIDAD VERSUS TIEMPO DE RETENCION	TURBIEDAD RESIDUAL (tf)
	0.40		0.90
	0.45		1.35
	0.65		1.40
	0.85		1.65
	1.20		2.70
	0.90		0.37
	0.90		0.15

Figura 7.5 Efecto de la variación del Gradiente de Velocidad en la turbiedad residual

Después de formados los flóculos en la última cámara de floculación, debe tenerse gran cuidado en la conducción del agua floculada hasta los decantadores.

Los gradientes de velocidad en los canales, compuertas o cualquier otra estructura de paso del agua floculada no deben ser mayores de  $20 \text{ s}^{-1}$

- **Tiempo de floculación. Compartimentalización**

En la floculación, la velocidad de aglomeración de las partículas es proporcional al tiempo, existiendo un tiempo óptimo para la floculación, normalmente entre 20 y 40 minutos. Mediante ensayos de prueba de jarras (*jar tests*), se puede determinar este tiempo. Tiempo de floculación inferior o superior al óptimo disminuyen la eficiencia del proceso.

Para aproximar el tiempo real de retención en el tanque de floculación al tiempo nominal escogido se debe compartimentalizar el tanque de floculación con pantallas deflectoras. Cuanto mayor sea el número de compartimentos, menores serán los cortocircuitos del agua.

Con la compartimentalización y la elección de valores adecuados para los gradientes de velocidad, se aumenta la eficiencia del proceso. Gradientes elevados en los primeros compartimentos promueven una aglomeración más acelerada de los flóculos; gradientes más bajos en las últimas cámaras reducen la fragmentación.

Por razones prácticas y económicas, el número de cámaras de los floculadores mecánicos no es muy grande; generalmente, no supera las seis unidades. Las recomendaciones de proyecto estipulan un mínimo de tres unidades.

## **7.2 FLOCULADORES**

Los floculadores se clasifican como mecánicos o hidráulicos de acuerdo con el tipo de energía utilizada para agitar la masa de agua. También se pueden clasificar según el modo como se realiza la aglomeración de las partículas (Ver Tabla 7.1):

- Floculadores de contacto de sólidos, y
- Floculadores de potencia o de disipación de energía.

Contacto de sólidos	Mecánicos Hidráulicos	
Potencia	Hidráulicos	Pantallas Helicoidales Medios Porosos Tuberías
	Mecánicos	Paletas Turbina

**Tabla 7.1 Clasificación de floculadores**

Los floculadores de contacto de sólidos o de manto de lodos son controlados por la concentración de sólidos. Como esta varía continuamente, es necesaria una constante atención del operador. Usualmente, los floculadores de contacto de sólidos no son utilizados en nuestro medio.

En los floculadores de potencia, las partículas son arrastradas por el flujo de agua a través del tanque de floculación sin que prácticamente exista concentración de sólidos. Normalmente, los gradientes son prefijados en el proyecto. En algunos casos, pueden ser ajustados por el operador. De acuerdo con la forma de disipación de energía, se pueden clasificar en hidráulicos y mecánicos.

### **7.2.1 Floculadores de potencia hidráulicos**

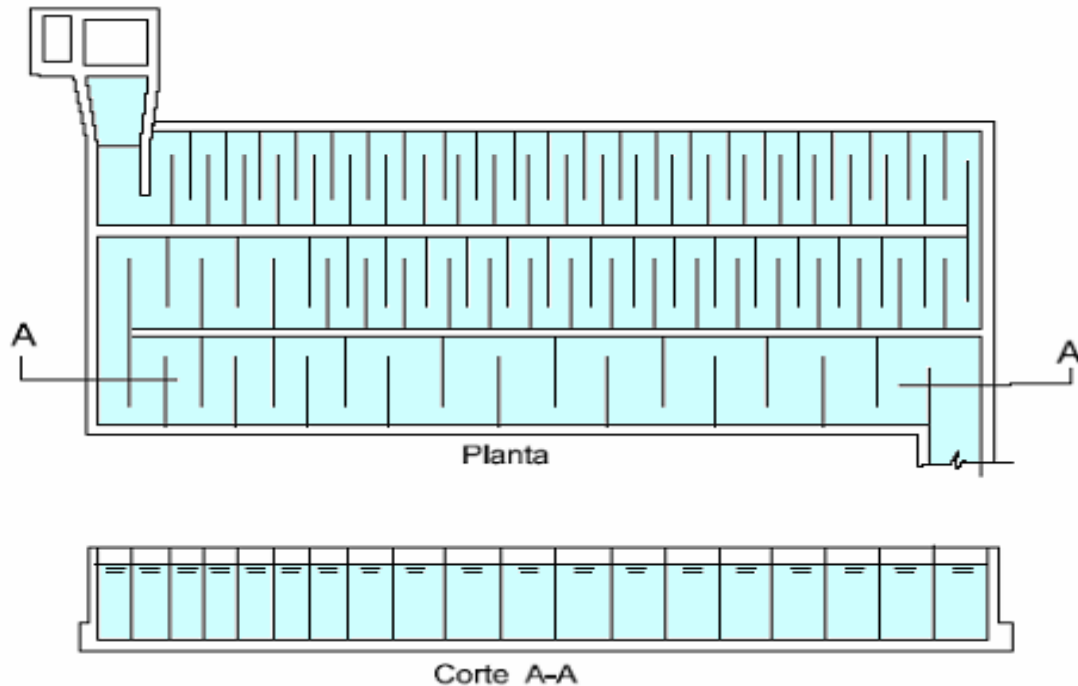
Los floculadores hidráulicos utilizan la energía hidráulica disponible a través de una pérdida de carga general o específica.

- **De tabiques**

Los floculadores hidráulicos más utilizados son los de tabiques o pantallas, de flujo horizontal o de flujo vertical.

En los floculadores hidráulicos de flujo horizontal, el agua circula con un movimiento de vaivén, y están generalmente conformados por tres sectores

con gradientes escalonados en forma decreciente (Figura 7.6). Las pantallas pueden ser de madera o de láminas de asbesto-cemento, para que el gradiente se conserve más o menos constante el espaciamiento en los giros deber ser 1.5 veces la separación entre tabiques. Se recomienda para caudales menores de 50 l/seg.



**Figura 7.6 Floculador de tabiques de flujo horizontal**

La potencia (P) disipada por unidad de volumen en el dispositivo de mezcla hidráulica es:

$$\frac{P}{V} = \frac{\gamma H Q}{V} \quad \text{Transformándola tenemos:} \quad \frac{P}{V} = \frac{\gamma H}{T}$$

Reemplazando en la ecuación  $G = \sqrt{\frac{P}{\mu V}}$ , se obtiene:  $G = \sqrt{\frac{\gamma H}{\mu T}}$

Donde:

$\gamma$  = peso específico del agua en  $\text{N/m}^3$ ,  $\text{Kg/m}^2\text{s}^2$

$\mu$  = coeficiente de viscosidad en  $\text{Ns/m}^2$ ,  $\text{Kg/ms}$

$H$  = pérdida de carga en m

$T$  = tiempo de mezcla en s

La pérdida de carga total  $H$  es la suma de la pérdida debida a la fricción en el canal y la debida a los cambios de dirección. Generalmente estas últimas representan un 90% del total de las pérdidas.

$$H_1 = \left[ \frac{nV}{R^{2/3}} \right]^2 L$$

Donde:

$n$  = coeficiente de fricción de Manning

$V$  = velocidad del flujo

$R$  = radio hidráulico de los canales

$L$  = longitud de canales en cada tramo

$$H_2 = K \frac{V^2}{2g}$$

Donde:

$K$  = coeficiente de pérdida de carga

En los floculadores hidráulicos de flujo vertical, la corriente sube y baja sucesivamente, a través de los diversos tabiques o pantallas (Figura 7.7). La limitante en el tamaño es su profundidad, obteniéndose profundidades de hasta 4,5 metros para caudales de hasta 1000 lts / seg.

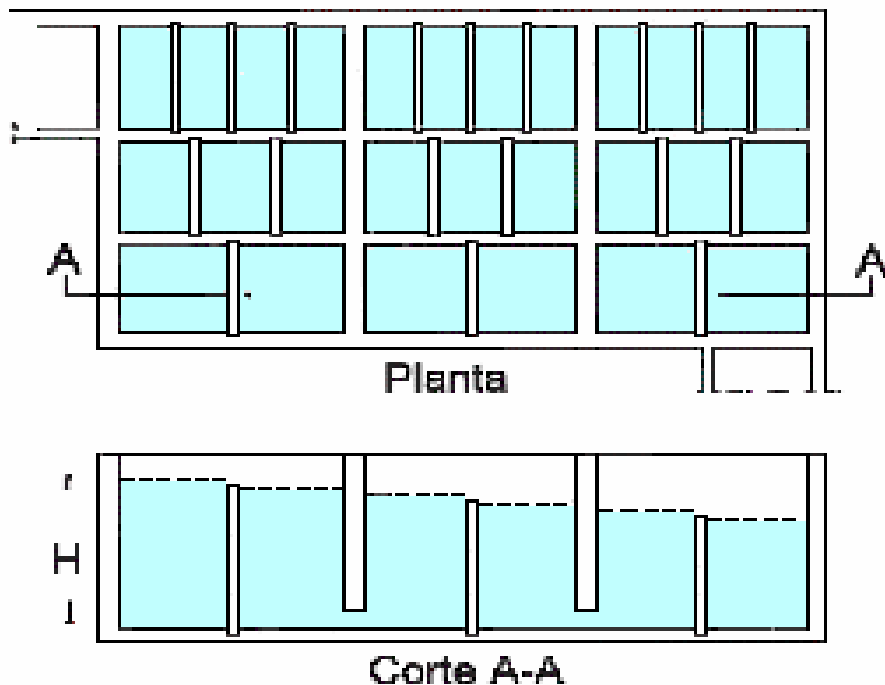
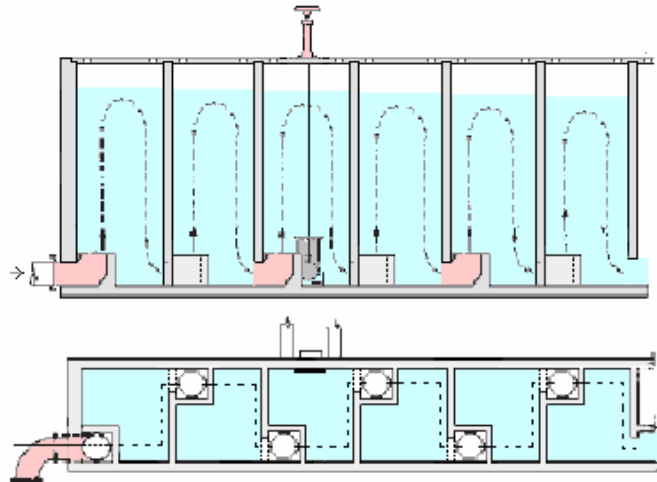


Figura 7.7 Floculador de tabiques de flujo vertical

- **Alabama**

El floculador Alabama está constituido por compartimentos unidos entre sí por la parte inferior a través de curvas de 90° giradas hacia arriba. El flujo es ascendente y descendente en el interior del mismo compartimento. Las boquillas permiten ajustar la velocidad a las condiciones de cálculo o de operación (Figura 7.8).

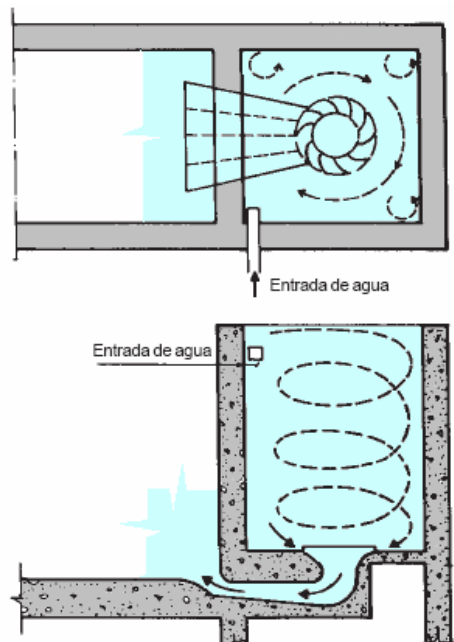


**Figura 7.8 Floculador vertical tipo Alabama**

- **Helicoidal**

En los floculadores helicoidales, la energía hidráulica se usa para generar un movimiento helicoidal en el agua, la cual es admitida tangencialmente por la parte superior y sale de la cámara de floculación a través de una curva dotada de unas guías paralelas como una turbina Francis, lo que ayuda a generar el movimiento helicoidal.

En la práctica, el helicoide que se forma no es de diámetro constante, como se muestra en la Figura 7.9, sino que el diámetro disminuye al aproximarse al fondo.



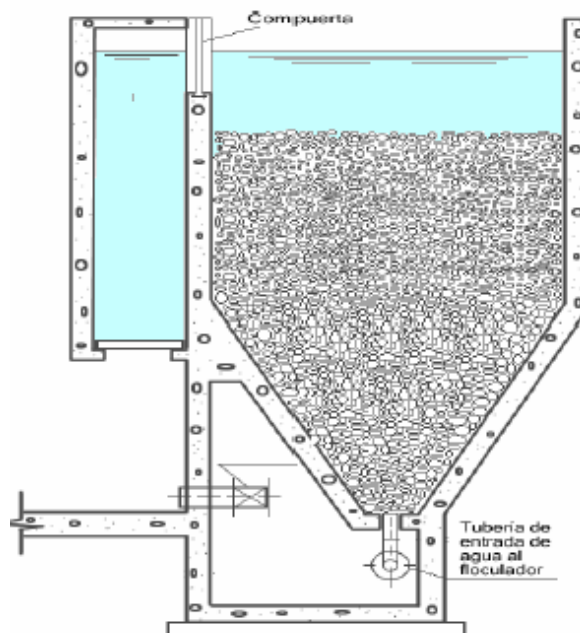
**Figura 7.9 Floculador Helicoidal**

- **De medio poroso**

La floculación en medios porosos se está aplicando principalmente en pequeñas instalaciones, debido a su elevada eficiencia y bajo costo. Se distinguen dos tipos básicos: floculación en un medio poroso fijo (o floculación en medio granular) y floculación en un medio poroso expandido (floculación en lechos de arena expandida).

La floculación en medio granular ha sido recientemente estudiado en América Latina, por el CEPIS/OPS y ya es aplicada con éxito en algunas instalaciones. Consiste en hacer pasar el agua, después de haberle aplicado los coagulantes, a través de un medio granular contenido en un tanque (flujo vertical), véase la Figura 7.10 o canal (flujo horizontal). El flujo normalmente es laminar y la eficiencia es extraordinaria. Puede flocular satisfactoriamente en pocos minutos.

El floculador de lecho de arena expandida consiste en una columna a través de la cual el agua cruda pasa en sentido ascendente, después de haber recibido el coagulante. La velocidad del agua es ajustada de tal modo que la expansión sea de alrededor de 6 a 10%. Esto evita la obstrucción del medio poroso, y la arena contribuye a que se logre una agitación uniforme durante el proceso de floculación.



**Figura 7.10 Floculador de medio poroso**

## 7.2.2 Floculadores de potencia mecánicos

Los floculadores mecánicos utilizan energía externa, normalmente un motor eléctrico acoplado a un intercambiador de velocidades, que hace posible la variación de la intensidad de agitación aplicada mediante paletas o hélices especiales, fijadas a un eje giratorio vertical u horizontal,

Estos mecanismos deben girar con relativa lentitud para no romper los flóculos ya formados, pero con la velocidad suficiente para conseguir el engrosamiento del mismo e impedir que sedimenten en el fondo del tanque.

- **De paletas**

Los floculadores mecánicos más utilizados son los de movimiento giratorio con paletas paralelas o perpendiculares al eje (Figura 7.11). El eje puede ser horizontal o vertical.

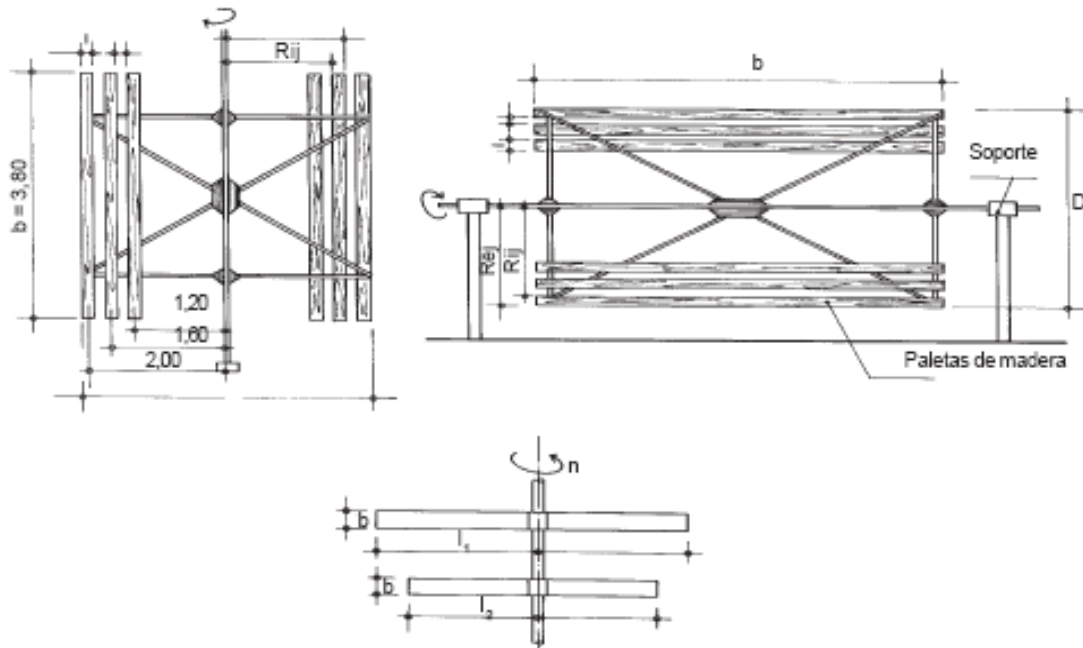
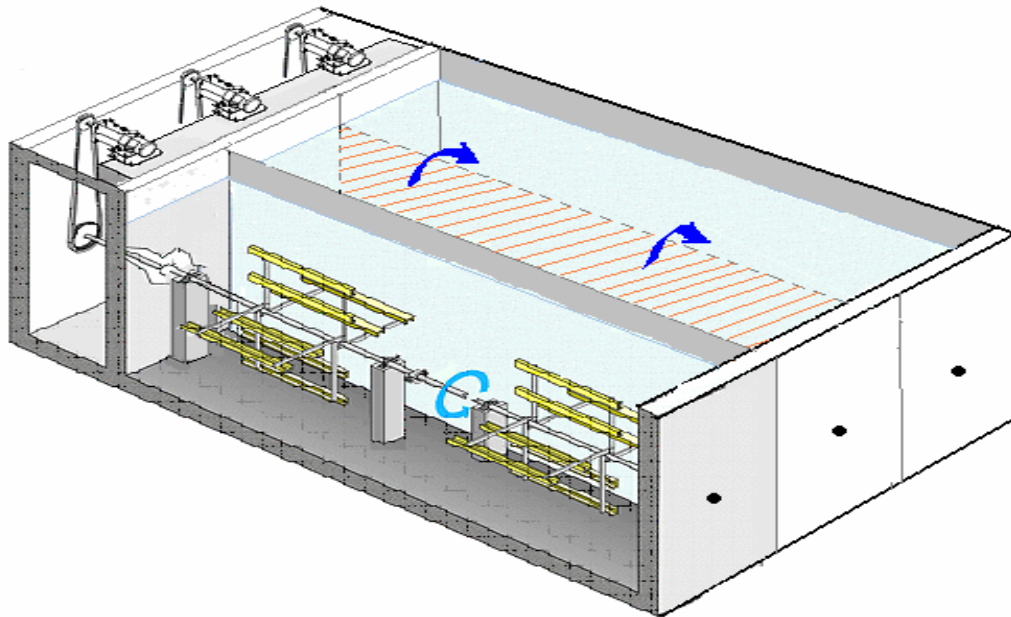


Figura 7.11 Floculador mecánico de paletas

Los **floculadores mecánicos de eje horizontal** consisten en un tanque con varias cámaras, mínimo tres unidades, en el cual hay varios ejes horizontales, con ruedas de paletas, que giran a diferente velocidad, siempre de mayor a menor, para comunicar un gradiente de velocidad decreciente. (Figuras 7.12).



**Figura 7.12 Floculador mecánico de eje horizontal**

La potencia ( $P$ ) disipada en un floculador mecánico es:  $P = F_D \cdot V_r$

Siendo

$$F_D = C_D \cdot A \cdot \rho \frac{V_r^2}{2} \quad \text{Y} \quad V_r = 2\pi r n (1 - k)$$

Reemplazando se obtiene:

$$P = C_D \cdot A \cdot \rho \frac{[2\pi r n (1 - k)]^3}{2}$$

Donde:

$P$  = potencia requerida en Nm/s,  $\text{Kg m}^2/\text{s}^3$

$F_D$  = fuerza de arrastre sobre paletas en N

$V_r$  = velocidad relativa en m/s

$C_D$  = coeficiente de arrastre de las paletas

$A$  = área transversal de las paletas en  $\text{m}^2$

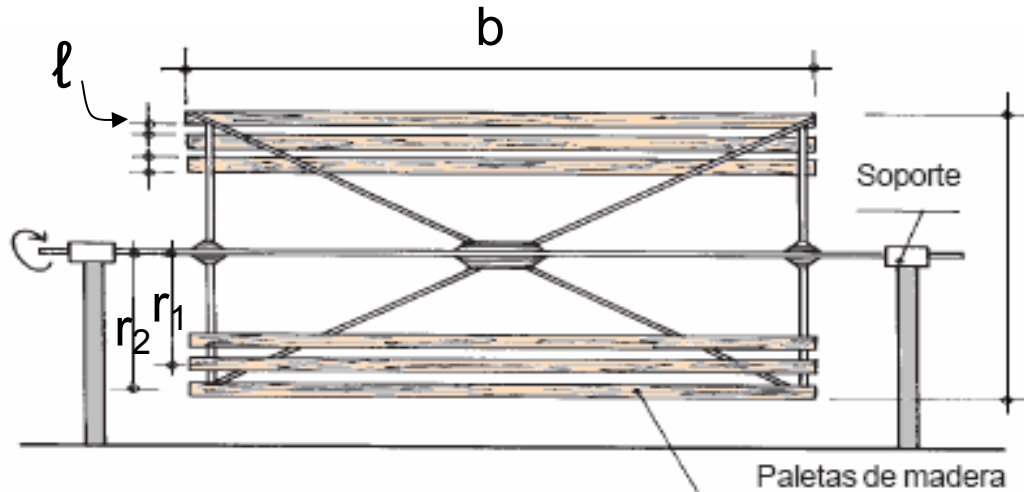
$\rho$  = densidad del agua en  $\text{kg}/\text{m}^3$

$n$  = Vel rotación de las paletas en r. p. s.

$k$  = Vel agua / Vel paletas;  $k \approx 0,25$

$r$  = radio de giro (distancia entre las paletas y el eje) en m

$C_D$  depende de  $(b/\ell)$  de las paletas y un valor usado normalmente es  $C_D = 1.5$



$b/\ell$	1,0	5,0	20,0	$\infty$
$C_D$	1,16	1,20	1,50	1,90

Recordando que:  $G = \sqrt{\frac{P}{\mu V}}$

Reemplazando y simplificando se tiene:

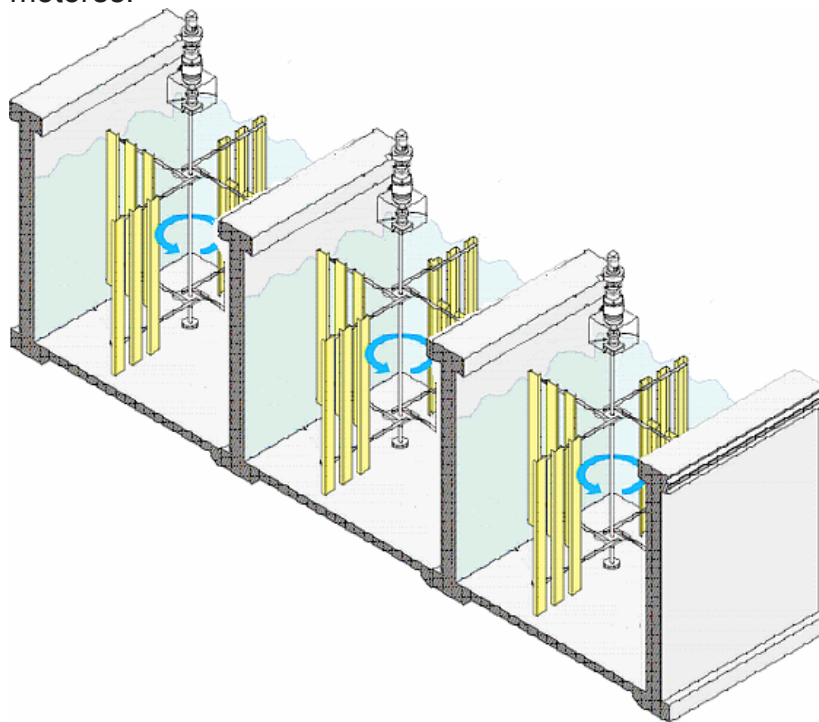
$$G = 11,1366 \sqrt{\frac{C_D \rho (1-k)^3 n^3 \sum A r^3}{\mu \cdot V}}$$

Recomendaciones:

- Profundidad del agua:  $2,0 < H < 5,0$  m
- Area de las paletas (A) por eje:  $10 < A_t < 20\%$
- Vel de las paletas ( $V_p$ ):  $0,15 < V_p < 0,90$  m/seg
- Separación entre las paletas y muros del floculador debe ser  $\geq 0,60$ m.
- Separación del fondo entre  $[0.15 - 0.30]$ m

Los **floculadores mecánicos de eje vertical** consisten en un tanque con varias cámaras, mínimo tres unidades, en el cual hay varios ejes verticales, con ruedas de paletas, que giran a diferente velocidad, siempre de mayor a menor, para comunicar un gradiente de velocidad decreciente. (Figura 7.13).

Los floculadores de eje vertical normalmente son más ventajosos, porque evitan cadenas de transmisión, y también los pozos secos para la instalación de los motores.



**Figura 7.13 Floculador mecánico de eje vertical**

- **De turbina**

Los floculadores del tipo turbina se dimensionan del mismo modo que los mezcladores rápidos. Como las velocidades periféricas máximas son superiores a 0,75 m/s, el agua tenderá a girar acompañando el movimiento de la turbina, a no ser que se prevea la instalación de deflectores o pantallas para estabilizar el movimiento (Figura 7.14).

La potencia aplicada al agua por unidad de volumen es, en régimen turbulento:

$$P = K\rho n^3 d^5$$

Reemplazando en la ecuación  $G = \sqrt{\frac{P}{\mu V}}$ , se obtiene:  $G = \sqrt{\frac{K\rho n^3 d^5}{\mu V}}$

Donde:

$P$  = potencia requerida en Nm/s,  $\text{Kg m}^2/\text{s}^3$

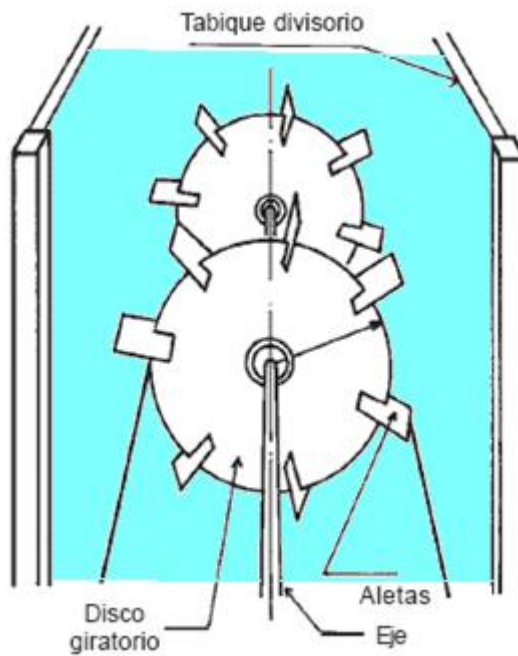
$K$  = constante (ver Figura 6.13)

$\rho$  = densidad del agua en  $\text{kg}/\text{m}^3$

$n$  = velocidad de la propela rps

$d$  = diámetro de la propela en m

$\mu$  = coeficiente de viscosidad en  $\text{Ns}/\text{m}^2$ ,  $\text{Kg}/\text{ms}$



**Figura 7.14 Floculador mecánico de turbina**

## CAPÍTULO 8

# SEDIMENTACION

La sedimentación es, básicamente, un fenómeno físico y constituye uno de los procesos utilizados en el tratamiento del agua donde se remueven por efecto gravitacional los sólidos, con mayor densidad que el agua, que se encuentran en suspensión como las arenas y las partículas floculadas, lográndose así su clarificación.

Las partículas que se sedimentan en un intervalo de tiempo “razonable” se llaman “sólidos sedimentables”.

La teoría de la sedimentación plantea dos tipos de partículas a remover del agua.

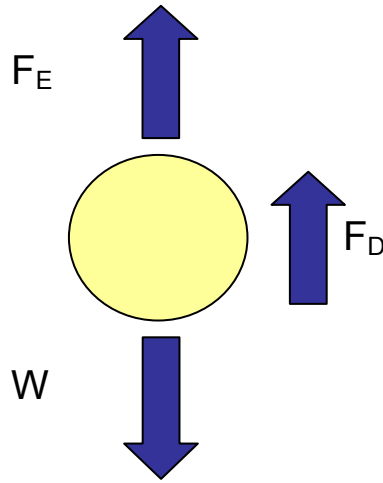
La primera se refiere a las partículas discretas o sea aquellas que no cambian de tamaño, ni de forma ni densidad a medida que van sedimentando; este es el caso de las arenas. Las unidades de tratamiento donde se remueven estas partículas se conocen como *desarenadores*.

Una segunda clase de partículas a remover de las aguas son aquellas que sí cambian de tamaño, de forma y densidad a medida que van sedimentando, ya que la sedimentación de ellas es perturbada por la presencia de otras partículas que van sedimentando y que al encontrarse se aglomeran; este es el caso de los flóculos que se forman en los floculadores. Las unidades de tratamiento donde se remueven estas partículas se conocen como *sedimentadores*.

### 8.1 SEDIMENTACIÓN PARTÍCULAS DISCRETAS

La sedimentación de partículas discretas puede describirse por medio de la mecánica clásica. En este caso, la sedimentación es solamente una función de las propiedades del fluido y las características de las partículas.

Para el caso de una partícula en un fluido estático se observa que está sometida a la acción de tres fuerzas (Figura 8.1): el peso de la partícula ( $W$ ), la fuerza hidrostática de flotación o empuje ( $F_E$ ), que es igual al peso del volumen del líquido desplazado por la partícula (Principio de Arquímedes), y la fuerza de arrastre (rozamiento) ( $F_D$ ). Las dos últimas son ejercidas por el fluido sobre la partícula.



**Figura 8.1 Fuerzas que actúan sobre una partícula discreta.**

De acuerdo con la Figura 8.1 se puede plantear la siguiente ecuación para la sedimentación de la partícula:

$$F_E - W + F_D = m \frac{dv}{dt}$$

Inicialmente la partícula empieza a aumentar gradualmente la velocidad debido a la gravedad, pero la viscosidad del fluido crea efectos de fricción que frenan el descenso de la partícula, haciendo que la aceleración sea nula, y logrando que la partícula adquiera una velocidad constante, conocida como *velocidad de asentamiento* o *sedimentación* obteniéndose:

$$F_E - W + F_D = 0$$

Siendo:

$$F_E = \gamma_L \nabla \quad W = \gamma_S \nabla \quad F_D = C_D \gamma_L A \frac{V_S^2}{2g}$$

Reemplazando y despejando se tiene:

$$V_S = \sqrt{\frac{2g (\gamma_S - \gamma_L) \nabla}{C_D \gamma_L A}}$$

Donde:

$\gamma_L$  = peso específico del agua en  $N/m^3$ ,  $Kg/m^2s^2$

$\gamma_S$  = peso específico de la partícula en  $N/m^3$ ,  $Kg/m^2s^2$

$\forall$  = volumen de la partícula,  $m^3$

$A$  = área proyectada de la partícula en la dirección del descenso,  $m^2$

$C_D$  = coeficiente de arrastre

$V_S$  = velocidad de sedimentación,  $m/seg$

$m$  = masa de la partícula,  $kg$

Asumiendo la partícula como una esfera:

$$\forall = \frac{\pi d^3}{6} \qquad A = \frac{\pi d^2}{4}$$

Reemplazando se tiene:

$$V_S = \sqrt{\frac{4g(\gamma_S - \gamma_L)d}{3C_D\gamma_L}}$$

El coeficiente de arrastre  $C_D$  es función del Número de Reynolds y de la forma de las partículas:

$$R_e = \frac{V_S d}{\nu} \quad \text{Donde } \nu = \text{Viscosidad cinemática}$$

- Si  $d < 0,085$  mm,  $Re < 1$ , prevalece flujo laminar, entonces:  $C_D = \frac{24}{R_e}$

Reemplazando tenemos:

$$V_S = \frac{g(\gamma_S - \gamma_L)d^2}{18\gamma_L\nu} \qquad \text{Ecuación de Stoke}$$

- Si  $d > 1,0$  mm,  $Re > 1.000$ , será flujo turbulento, entonces:  $C_D = 0.4$

Reemplazando tenemos:

$$V_S = \sqrt{\frac{3.3g(\gamma_S - \gamma_L)d}{\gamma_L}} \qquad \text{Ecuación de Newton}$$

- Para  $d$  entre [0,085 - 1,0] mm y especialmente  $Re$  entre [1-1.000], se presenta flujo de transición para el cual los valores de  $C_D$  son variables y su determinación puede realizarse a través de cualquiera de las ecuaciones indicadas en el Tabla 8.1.

Autor	Expresión
Rich	$C_D = \frac{18,5}{Re^{0,60}}$
Hatch	$C_D = \frac{14}{Re^{0,50}}$
Allen	$C_D = \frac{12,65}{Re^{0,50}}$
Fair-Geyer-Okun	$C_D = \frac{24}{Re} + \frac{3}{\sqrt{Re}} + 0,34$
Schiller-Newman	$C_D = \frac{12}{Re} (1 + 0,14 Re^{0,687})$
Goldstein	$C_D = \frac{12}{Re} + \frac{3}{16} Re - \frac{19}{1.280} Re^2 + \frac{71}{20.480} Re^3$

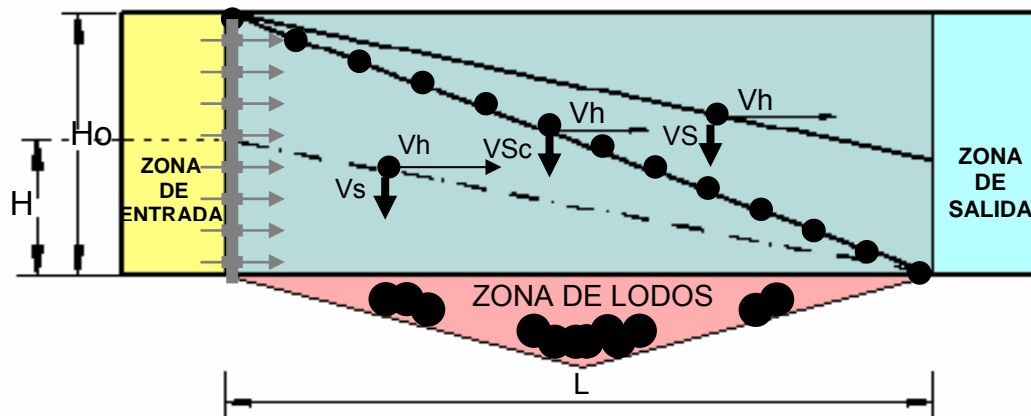
**Tabla 8.1 Valores de coeficiente de arrastre**

Para el caso de una partícula en un fluido en movimiento, en un tanque ideal rectangular de flujo horizontal, la masa líquida se traslada de un punto a otro con movimiento uniforme y velocidad  $V_h$  constante. Cualquier partícula que se encuentre en suspensión en el líquido en movimiento, se moverá según la resultante de dos velocidades componentes: la velocidad horizontal del líquido  $V_H$  y su propia velocidad de sedimentación  $V_s$ , razón por la cual el recorrido de sedimentación de las partículas discretas serán líneas rectas (ver Figura 8.2).

Todas las partículas de un mismo tamaño tendrán la misma velocidad de sedimentación. Si se quiere remover todas las partículas que tengan un diámetro  $d_0$  éstas tendrán una velocidad de sedimentación  $V_0$  y por consiguiente se puede afirmar que todas las partículas que tengan velocidad de sedimentación  $V_s$ , mayor que  $V_0$  caerán a través de la altura total  $H_0$  del desarenador y serán removidas.

Un porcentaje de partículas con velocidades  $V_s$  menores a  $V_o$ , también serán removidas, dependiendo del sitio por donde entren al desarenador.

La Figura 8.2, muestra las zonas de que consta una unidad de sedimentación y en él se indica la trayectoria de las partículas con velocidad  $V_o$  y diámetro  $d_o$  que entran a la zona de sedimentación por la parte mas alta y quedan sedimentadas al llegar a la zona de lodos, en el extremo más bajo del desarenador; esta partícula demoró todo el tiempo de retención hidráulico del desarenador para llegar a la zona de remoción o de lodos.



**Figura 8.2 Esquema de un sedimentador y la trayectoria de partículas.**

En el diseño de desarenadores el procedimiento usual es seleccionar una partícula de tamaño  $d_o$  a remover, la cual por su tamaño y densidad tiene una velocidad de sedimentación la cual se define como la *velocidad crítica* de sedimentación  $V_{sc}$  y diseñar el tanque desarenador para dicha velocidad, de modo que todas las partículas que tengan una velocidad igual o mayor que  $V_o$  sean removidas.

Como se menciono anteriormente, en un sedimentador ideal de forma rectangular y con flujo horizontal, la resultante será una línea recta. Asimismo, otras partículas discretas se moverán en lugares geométricos paralelos. Estableciendo semejanzas entre los triángulos formados por las velocidades y las dimensiones del sedimentador, donde  $L$  es la longitud y  $H_o$  la altura total, se obtiene:

$$\frac{V_h}{V_s} = \frac{L}{H_o} \qquad V_h = \frac{L}{H_o} V_s$$

Ahora bien, como la partícula tiene movimiento uniforme:

$$V_{SC} = \frac{H_o}{T_{SC}}$$

Si

$$T_R = T_{SC} \quad \text{Se tiene que} \quad V_{SC} = \frac{H_o}{T_R}$$

Entonces:

$$V_{SC} = \frac{H_o}{Vol/Q} \quad V_{SC} = \frac{Q}{Vol/H_o} \quad V_{SC} = \frac{Q}{A_{Sup}}$$

Donde:

$V_{SC}$  = Velocidad de sedimentación de la partícula crítica  
 $H_o$  = Altura ó (profundidad) del sedimentador  
 $T_R$  = Tiempo de retención hidráulica del sedimentador  
 $T_{SC}$  = Tiempo de sedimentación de la partícula crítica  
 $Vol$  = Volumen del sedimentador (zona de sedimentación)  
 $Q$  = Caudal de diseño del sedimentador  
 $A_{Sup}$  = Área superficial del sedimentador (zona de sedimentación)

Cuando la velocidad de sedimentación de la partícula crítica **V<sub>sc</sub>** se expresa en m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.día se denomina **Carga superficial (q)** o Rata de Desbordamiento superficial, y se define como el total de agua tratada por unidad de área horizontal **A<sub>Sup</sub>** del sedimentador.

$$q = V_{SC} = \frac{Q}{A_{Sup}} \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{día}$$

De las anteriores expresiones se deduce que la **V<sub>sc</sub>** no depende de la profundidad **H<sub>o</sub>** del sedimentador sino de su área superficial **A<sub>Sup</sub>**.

Este criterio sirve exclusivamente para explicar la teoría básica de la sedimentación y es útil para diseñar ciertos tipos de desarenadores y sedimentadores.

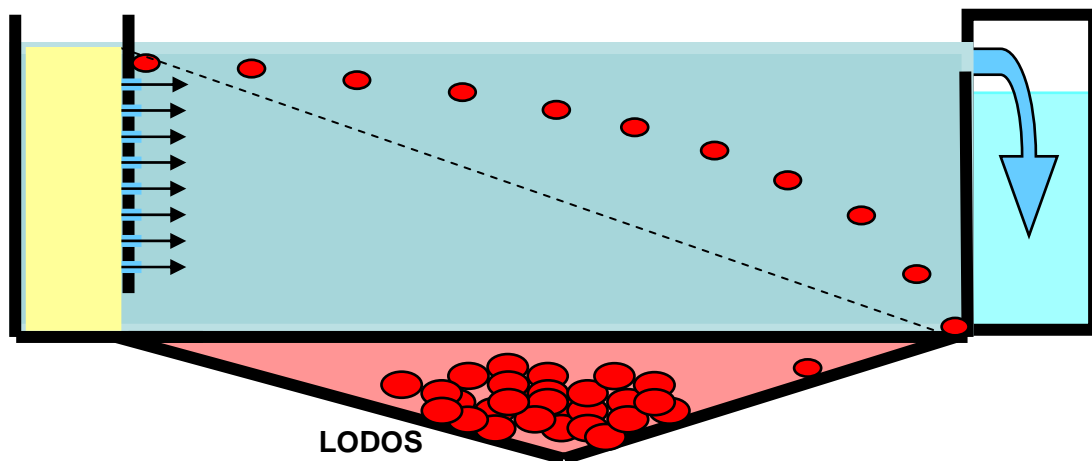
## 8.2 SEDIMENTACIÓN PARTÍCULAS FLOCULENTAS

La sedimentación de partículas floculentas, hace referencia a las partículas en estado coloidal que requieren de coagulantes químicos y de procesos de coagulación y floculación para incrementar su tamaño o densidad antes del proceso de sedimentación.

Las partículas en suspensión de aguas tratadas con coagulantes, consisten en flocúlos formados por óxidos metálicos, agua (85% a 95%) y turbiedad y/o color con densidades variables entre 1,002 cuando predomina el color y 1,03 cuando predomina la turbiedad.

A medida que transcurre la sedimentación del floc, se presenta el contacto y aglomeración de estas partículas, entre si, lo cual conlleva a un aumento de su tamaño, aumenta su masa y por consiguiente ocurren cambios de densidad e incrementos en la velocidad de sedimentación.

Las oportunidades de contacto son función de la profundidad del sedimentador. A medida que transcurre la sedimentación de las partículas floculantes, debido al aumento de la velocidad de sedimentación, las trayectorias del recorrido de todas estas partículas serán líneas curvas (ver Figura 8.3).

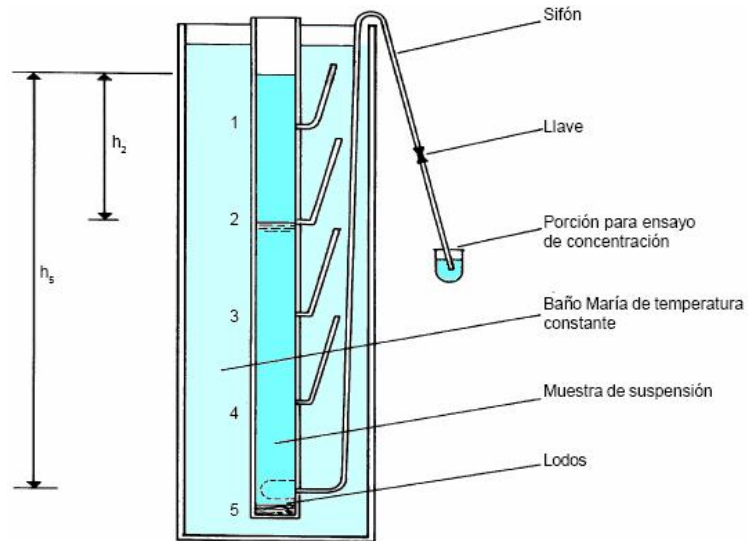


**Figura 8.3 Trayectoria de sedimentación para partículas floculantes.**

La velocidad de sedimentación de suspensiones floculentas depende de las características de las suspensiones, así como de las características hidráulicas de los sedimentadores y de la presentación de procesos interrelacionados, factores que imposibilitan la preparación de un modelo

matemático general. Por este motivo se recurre a ensayos en laboratorio con el propósito de predecir las eficiencias teóricas remocionales en función de cargas superficiales o velocidades de sedimentación preseleccionadas.

Estos ensayos se realizan en columnas estáticas de sedimentación (Figura 8.4).



**Figura 8.4 Equipo de laboratorio para ensayos de sedimentación**

O se adoptan especificaciones de tipo general como las establecidas por Acevedo Netto, como las indicadas en la Tabla 8.2

Tipo de instalación	Superficial ( $m^3/m^2$ día)
Inst. pequeñas con operación precaria	20-30
Inst. proyectadas con nueva tecnología con operación razonable	30-40
Inst. proyectadas con nueva tecnología con buena operación	35-45
Inst. grandes con nueva tecnología, excelente operación y con auxiliar de coagulación cuando se necesite	40-60

**Tabla 8.2 Cargas superficiales según Acevedo Netto**

### 8.3 TIPOS DE SEDIMENTADORES

- **Sedimentadores de flujo horizontal**

Los sedimentadores de flujo horizontal fueron utilizados en las plantas de tratamiento de agua, pero al implantarse tecnologías nuevas, como la sedimentación de Alta tasa, su uso decayó. También se les conoce como Sedimentadores Convencionales.

Los más comunes fueron los rectangulares y manejaban una relación largo/ancho comprendida entre 4 y 8. En estos tanques se requería tener cargas superficiales bajas ( $20-60 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{día}$ ), tiempos de retención hidráulica entre 2 y 4 horas y profundidades entre 4.0 y 5.0 metros y por consiguiente estas estructuras resultaban costosas. Ver Figura 8.5

La longitud del vertedero de salida era tal que el caudal estuviera comprendido entre 1,67 y 3,30 l/seg. ( $6.0$  y  $12.0 \text{ m}^3/\text{hora}$ ) por metro de vertedero.

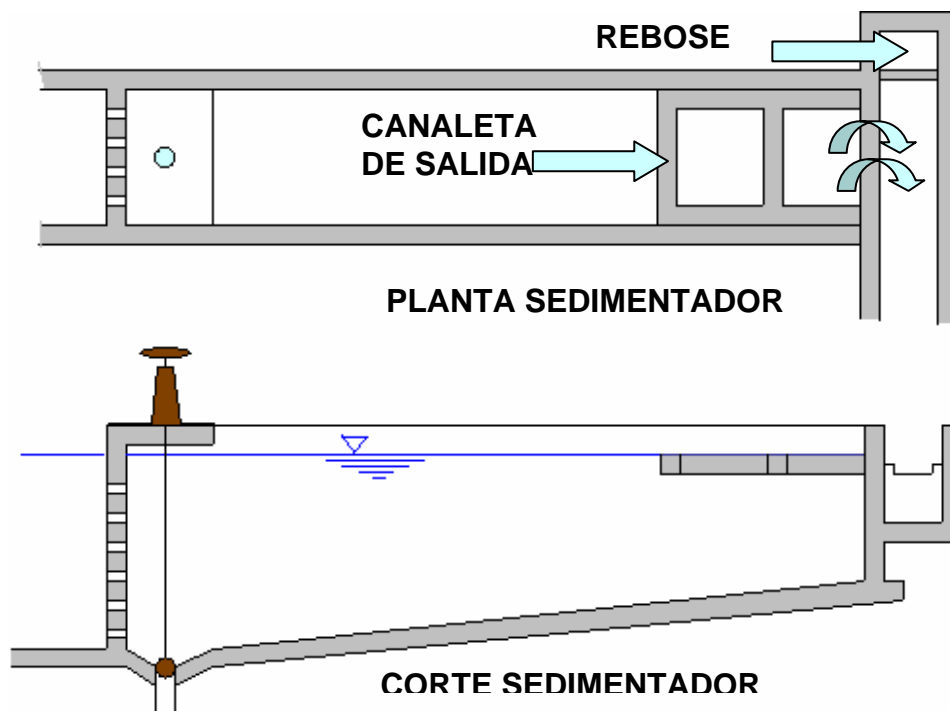
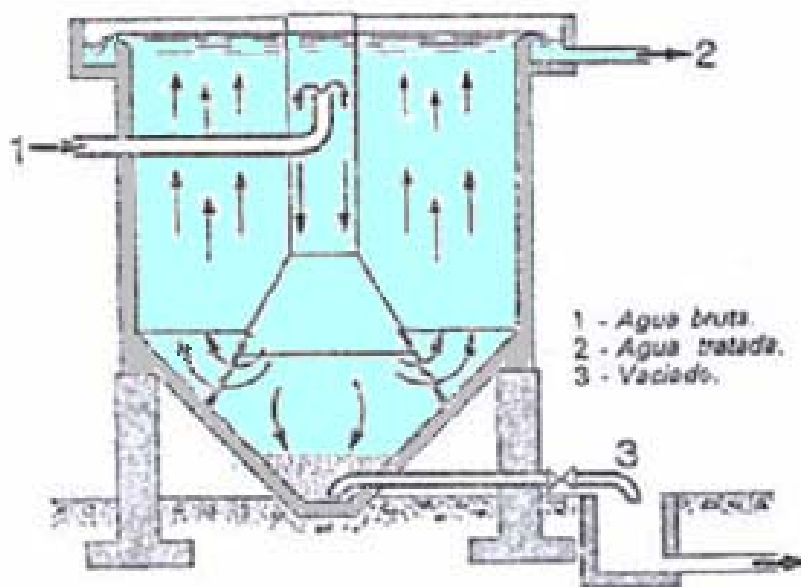


Figura 8.5 Sedimentador de flujo horizontal

- **Sedimentadores de flujo vertical**

Generalmente tienen forma cilíndrica y preferentemente se emplean en plantas de tratamiento de aguas residuales y ocasionalmente en clarificación de aguas superficiales para consumo. La entrada del agua cruda se realiza por el centro de la unidad y el flujo es ascendente. En la parte inferior está ubicada la zona de lodos que tiene forma cónica con pendiente de 45° a 60° según la naturaleza del agua y el tratamiento aplicado. Los costos de operación son altos y requieren de personal capacitado para su operación y sistemas mecánicos para la remoción de los lodos.

La recolección del agua sedimentada se realiza en la parte periférica superior de la unidad. Ver Figura 8.6.



**Figura 8.6 Sedimentador de flujo vertical**

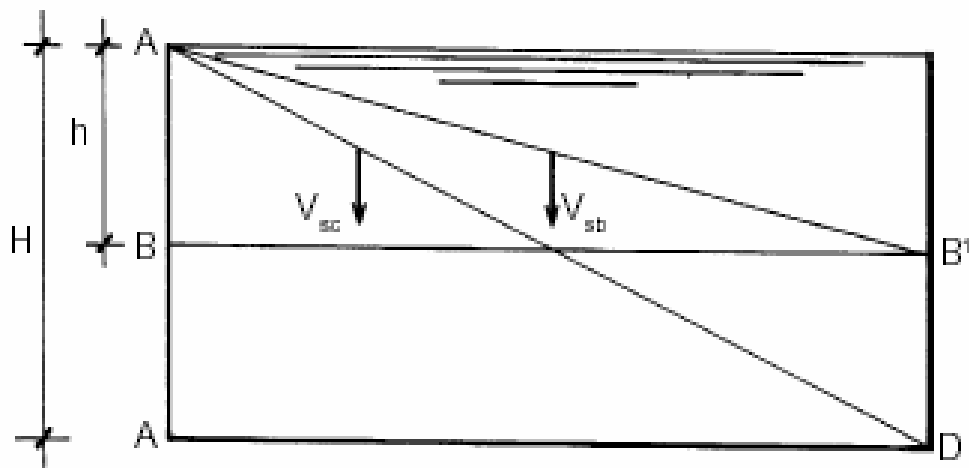
- **Sedimentadores de alta tasa**

Los sedimentadores de alta tasa consisten esencialmente de una serie de tubos (circulares, cuadrados, trapezoidales o hexagonales) o láminas planas paralelas colocadas con un ángulo de inclinación, de forma que el agua asciende por las celdas con flujo laminar. Esto permite obtener tasas de sedimentación entre 120 y 300 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.día, tasas mayores que los usados en sedimentadores de flujo horizontal.

Su principal ventaja radica en los bajos costos de construcción, debido a la reducción del tamaño comparados con los sedimentadores convencionales.

Como se analizó anteriormente, la eficiencia de los sedimentadores de flujo horizontal depende principalmente del área y no de su profundidad. Hazen en 1904, basado en lo anterior, sugiere que una subdivisión horizontal produciría una superficie doble para recibir sedimentos, duplicándose la cantidad de trabajo (remoción). Tres de aquellas subdivisiones la triplicarían y así sucesivamente.

Como lo demuestra la Figura 8.7, si se introduce un piso intermedio B-B' a una altura  $h$  a partir de la superficie, se recogerán partículas con velocidades de sedimentación  $V_{sb}$  menores que  $V_{sc}$ , por lo que se aumenta la eficiencia de clarificación.



**Figura 8.7 Efecto de superficies intermedias en los sedimentadores convencionales**

Inicialmente se propuso un sedimentador con varios pisos horizontales, con un espaciamiento de 15 cm entre ellos y con remoción mecanizada de lodo.

Se considera que tres son los efectos que favorecen la remoción de las partículas en este tipo de unidades:

- Aumento del área de sedimentación
- Disminución de la altura de caída de la partícula y
- Régimen de flujo laminar.

Debido a las dificultades de mantenimiento, este tipo de unidades permaneció olvidado por mucho tiempo hasta que, a mediados de la década de 1960, se empezó a investigar la sedimentación en tubos inclinados, donde el lodo depositado escurre hacia la parte inferior, sin interferir con las características de la instalación.

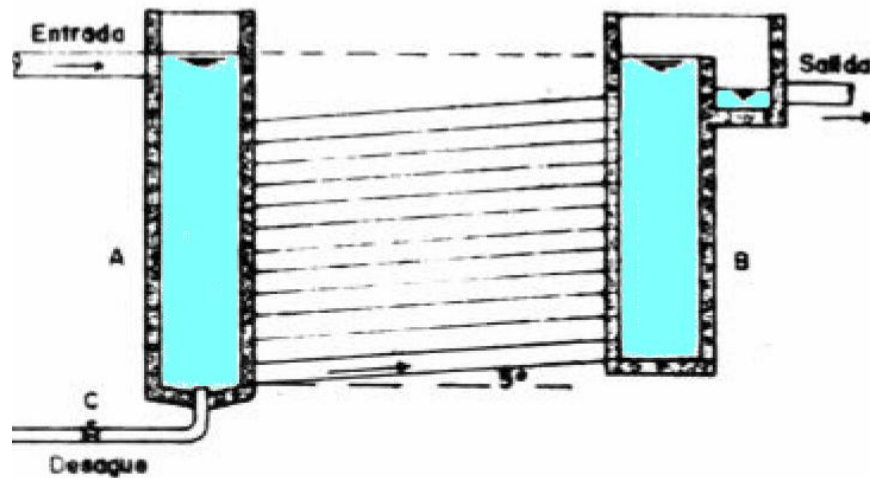


Figura 8.8 Representa un sedimentador de alta tasa con láminas ligeramente inclinadas con un ángulo de 5°

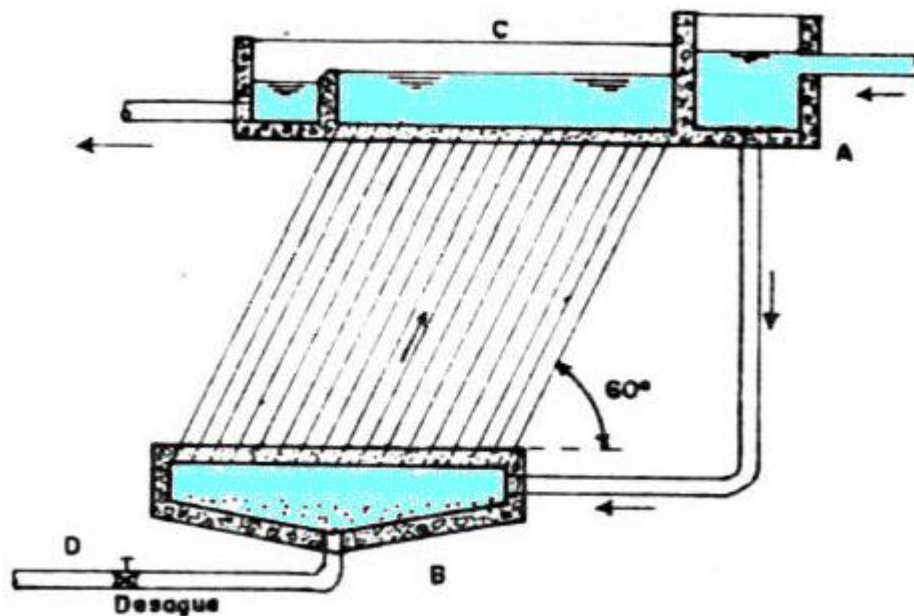


Figura 8.9 Representa un sedimentador de alta tasa con láminas inclinadas con un ángulo de 60°

Cuando una partícula asciende con una velocidad media  $V_o$ , arrastrada por el flujo entre dos placas paralelas que forman un ángulo  $\theta$  con la horizontal, la velocidad resultante que determina la trayectoria de la partícula puede descomponerse en dos componentes  $V_x$  y  $V_y$ . Ver Figura 8.10.

Considerando los triángulos DEF y ABC tenemos:

$$\frac{AB}{DE} = \frac{BC}{EF} \quad \rightarrow \quad \frac{V_x}{\ell} = \frac{V_y}{e}$$

Donde:

$$V_x = V_o - V_{sc} \text{ sen } \theta \quad V_y = V_{sc} \text{ cos } \theta$$

Si se define la longitud relativa  $L$  como  $L = \frac{\ell}{e}$

Reemplazando y despejando se tiene:

$$V_o = L V_{sc} \text{ cos } \theta + V_{sc} \text{ sen } \theta$$

$$V_{sc} = \frac{V_o}{\text{sen } \theta + L \text{ cos } \theta}$$

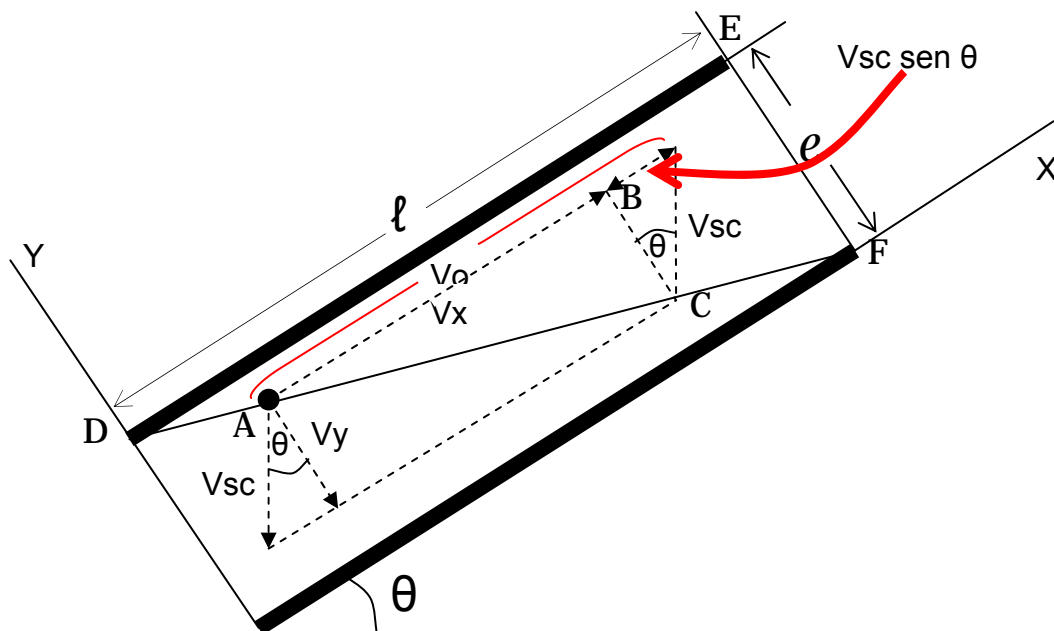


Figura 8.10 Trayectoria de una partícula en placas paralelas inclinadas

Yao estableció:

$$V_{sc} = \frac{S V_o}{\text{sen } \theta + L \cos \theta}$$

Donde el parámetro **S** caracteriza la eficiencia del sedimentador y su valor crítico **Sc** para el caso de placas planas paralelas es 1. Ver Tabla 8.3

Tipo de modulo	S
Placas planas paralelas	1
Tubos circulares	4/3
Tubos cuadrados	11/8
Placas onduladas paralelas	1,30
Otras formas tubulares	1,33-1,42

**Tabla 8.3 Valores de S según el tipo de módulo**

El valor de **Vsc** en las expresiones anteriores representa la velocidad de caída de la partícula crítica, equivalente a la que habría en un sedimentador convencional de flujo horizontal teóricamente de igual eficiencia.

Esto significa que si en un sedimentador convencional la carga superficial es **Vsc = Q/A**, en uno de flujo inclinado, para obtener la misma eficiencia teórica, la relación sería igual a:

$$V_{sc} = \frac{Q}{A_o f} = \frac{Q}{A_{Sup}}$$

Donde:

$f = \text{Sen } \theta + L \text{ Cos } \theta$ , factor de área

$A_o$  = Área superficial perpendicular a las placas

$A_{Sup}$  = Área superficial horizontal del sedimentador convencional.

El flujo en el sedimentador debe ser laminar para garantizar el correcto funcionamiento del sedimentador. Se aconseja que este valor sea menor que 500 y preferiblemente menor que 250.

A la entrada del sedimentador el flujo es turbulento y debe pasar gradualmente a flujo laminar. Por lo tanto se debe considerar una longitud  $L'$  correspondiente a la región de transición, para que ocurra este cambio.

Langhaar y V. Streeter estiman que  $L' = 0,058 Re$

Por consiguiente la longitud relativa útil  $L_u$  para sedimentación es:

$$\begin{aligned} L_u &= L - L' \\ L_u &= L - 0,058 Re \end{aligned}$$

El número de Reynolds ( $Re$ ) puede calcularse, mediante la siguiente expresión:

$$Re = \frac{V_o e}{\nu}$$

Donde:

$V_o$  = Velocidad media del flujo de agua  
 $\nu$  = Viscosidad cinemática  
 $e$  = Espaciamiento entre placas

De acuerdo con todo lo anterior se tiene:

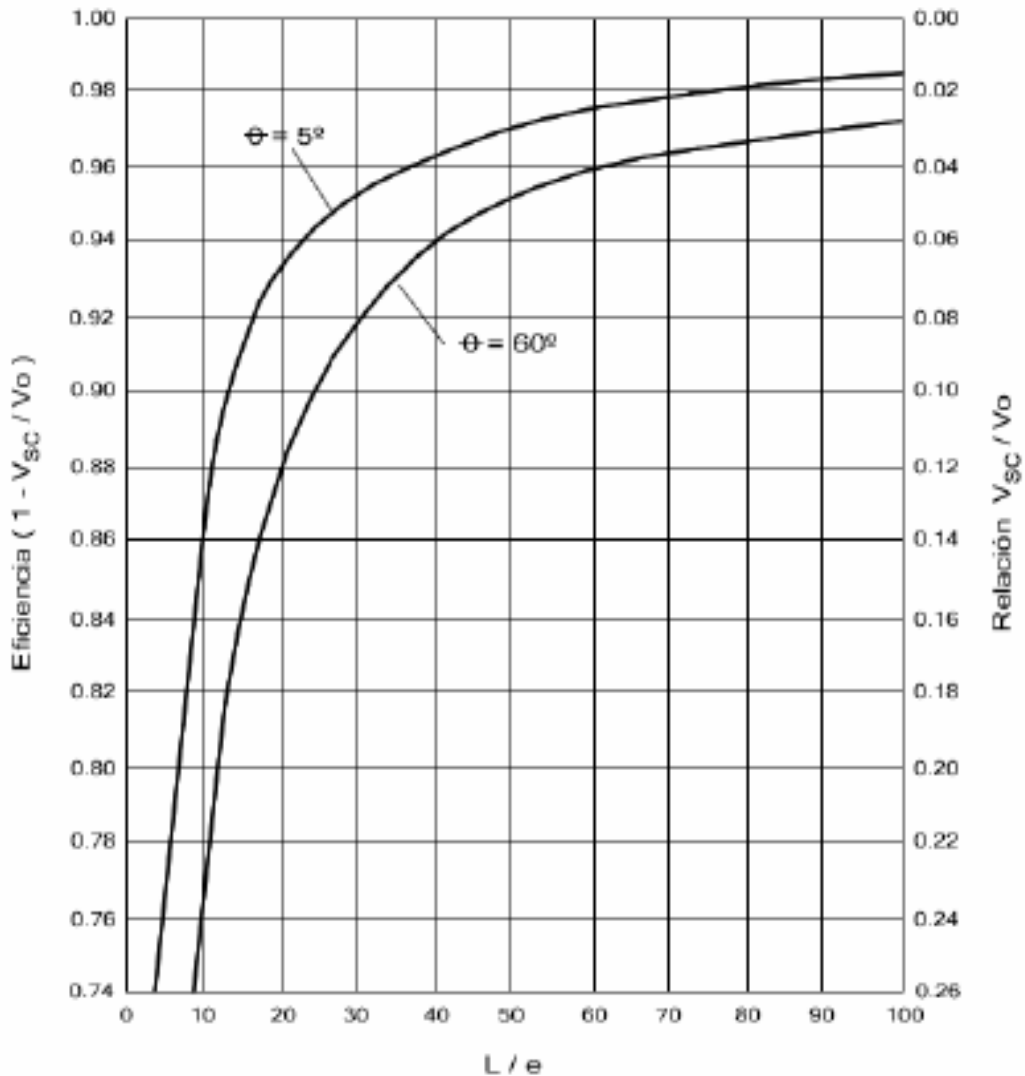
$$V_{sc} = \frac{S V_o}{\text{sen} \theta + L_u \cos \theta}$$

Como se menciona anteriormente en los sedimentadores de alta tasa, con flujo laminar, la longitud relativa  $L$ , se define como la relación entre el largo total de la celda y el diámetro o el espaciamiento entre placas planas paralelas.

$$L = \frac{\ell}{e}$$

En la Figura 8.11 se observa que para un valor fijo de  $V_o$ , la  $V_{sc}$  decrece rápidamente a medida que se incrementa la longitud relativa  $L$  del sedimentador hasta alcanzar el valor de 20 y llega a hacerse casi insignificante para valores de  $L$  mayores a 40. Por consiguiente el valor

aconsejable de  $L$  para el diseño de sedimentadores de alta tasa debe tomarse alrededor de 20.



**Figura 8.11 Eficiencia del sedimentador versus longitud relativa**

En la Figura 8.12 se observa la variación de la eficiencia del sedimentador versus el ángulo de inclinación del mismo. La máxima eficiencia se obtiene para  $\theta = 0^\circ$ ; para ángulos mayores de los  $50^\circ$  de inclinación la eficiencia decrece rápidamente. La mayor dificultad en la sedimentación de alta tasa es la remoción de los lodos depositados en el mismo; por esta razón, para el diseño se aconseja tomar un ángulo de inclinación de  $60^\circ$  que favorece la remoción por gravedad de los lodos.

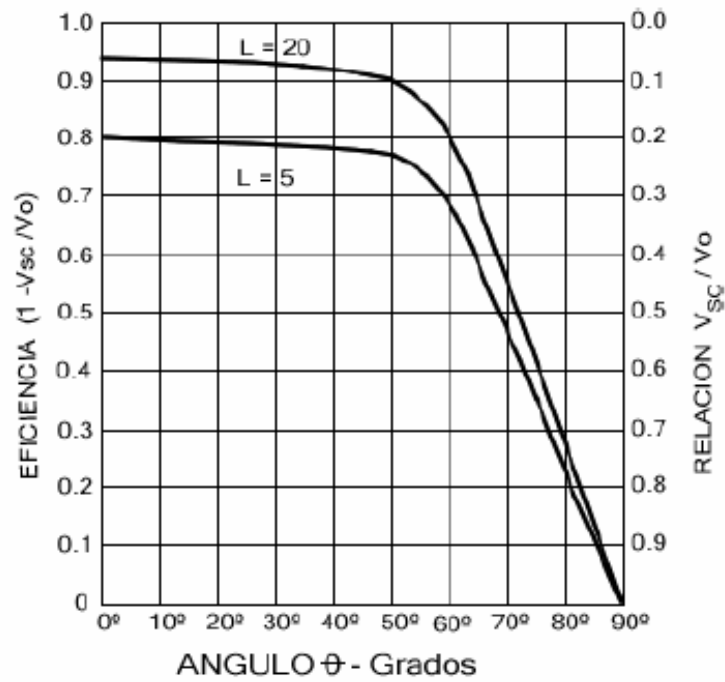


Figura 8.12 Eficiencia del sedimentador versus ángulo de inclinación de la celda

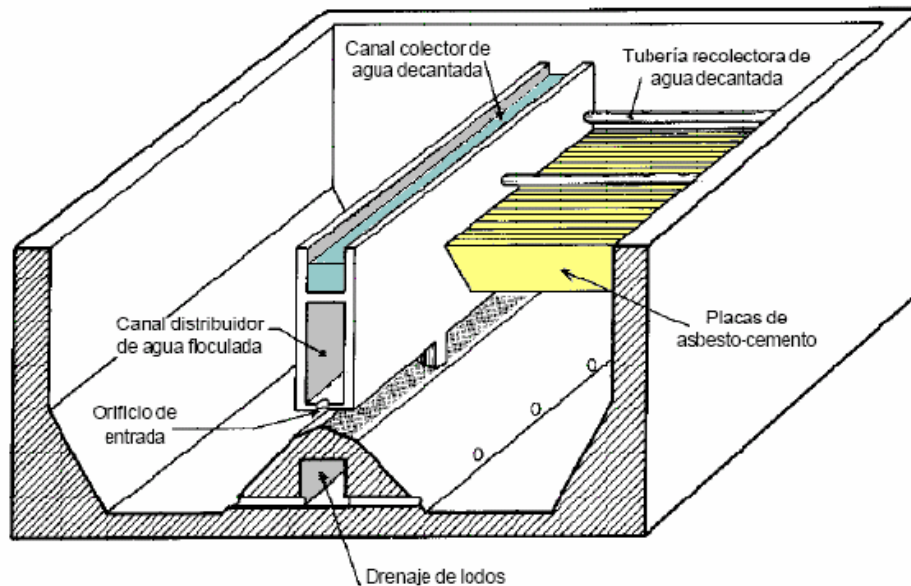


Figura 8.13 Sedimentador de placas, canaletas laterales de recolección de agua sedimentada, tolvas continuas para lodos

# CAPÍTULO 9

## FILTRACION

La filtración consiste en la remoción de partículas suspendidas, coloidales y microorganismos objetables presentes en el agua, que no han quedado retenidas en el proceso de sedimentación, y consiste en hacer pasar el agua a través de un medio poroso de material granular. En consecuencia, el trabajo que los filtros desempeñan depende directamente de la mayor o menor eficiencia de los procesos preparatorios (coagulación, floculación).

### 9.1 MECANISMOS DE LA FILTRACIÓN

La remoción es bastante compleja ya que en ella intervienen varios fenómenos que ocurren simultáneamente. La filtración usualmente es considerada como el resultado de dos mecanismos distintos pero complementarios: **transporte** y **adherencia**.

Los mecanismos de **transporte** están esquematizados en la Figura 9.1, y en ella se ve cómo simultáneamente pueden actuar varias causas para aproximar el material suspendido hasta los granos del medio filtrante. Estas pueden ser:

- **Cernido**

Es evidente que una partícula puede quedar atrapada en los intersticios, cuando su tamaño es mayor que los poros del lecho filtrante.. El cernido, en general, actúa solo en las capas más superficiales del lecho y con partículas relativamente fuertes, capaces de resistir los esfuerzos cortantes producidos por el flujo, cuya velocidad aumenta en las constricciones.

- **Sedimentación**

Hazen consideró los poros de los filtros como pequeñas unidades de sedimentación donde la gravedad actúa sobre las partículas suspendidas. Ives (1965) sugiere que algunas partículas más pequeñas y floculentas pueden quedar retenidas en regiones donde la velocidad de escurrimiento sea pequeña debido a la distribución parabólica de velocidad en el régimen laminar.

- **Intercepción**

En régimen laminar, las partículas con densidad aproximadamente igual a la del agua, serán removidas cuando las líneas de corriente se acerquen a la superficie de los granos del medio filtrante.

- **Difusión**

El movimiento browniano de las partículas relativamente pequeñas en el medio líquido permite que se difundan de zonas de mayor concentración a zonas de menor concentración.

- **Impacto inercial**

Durante el escurrimiento, las líneas de corriente divergen al estar cerca de los granos del medio filtrante, de modo que las partículas suspendidas con cantidad de movimiento suficiente para mantener su trayectoria, colisionan con los granos.

- **Mecanismos de transporte combinados**

Es probable que todos los mecanismos actúen simultáneamente durante la filtración; sin embargo, el grado de importancia de cada uno de ellos depende de las características de la suspensión y del medio filtrante.



**Figura 9.1** Diferentes mecanismos que pueden realizar transporte

Ahora bien, con respecto a los mecanismos de adherencia, se ha sugerido que la filtración no es más que un caso especial de la floculación, donde algunas partículas son fijas (aquellas adheridas inicialmente a los granos) y otras suspendidas. La adherencia se atribuye a dos tipos de fenómenos:

- **Interacción combinada de las fuerzas electrostáticas y las de Van der Waals**

La Interacción de las fuerzas electrostáticas, combinadas con las de Van der Waals son las que determinan la adsorción entre partículas. Teniendo en cuenta la carga eléctrica de los granos y de las partículas se puede presentar atracción y adhesión o repulsión, no obstante las fuerzas hidrodinámicas pueden vencer la barrera de energía y aproximar suficientemente las partículas a los granos para que se sean efectivas las fuerzas de Van der Waals. Ver Figura 9.2.

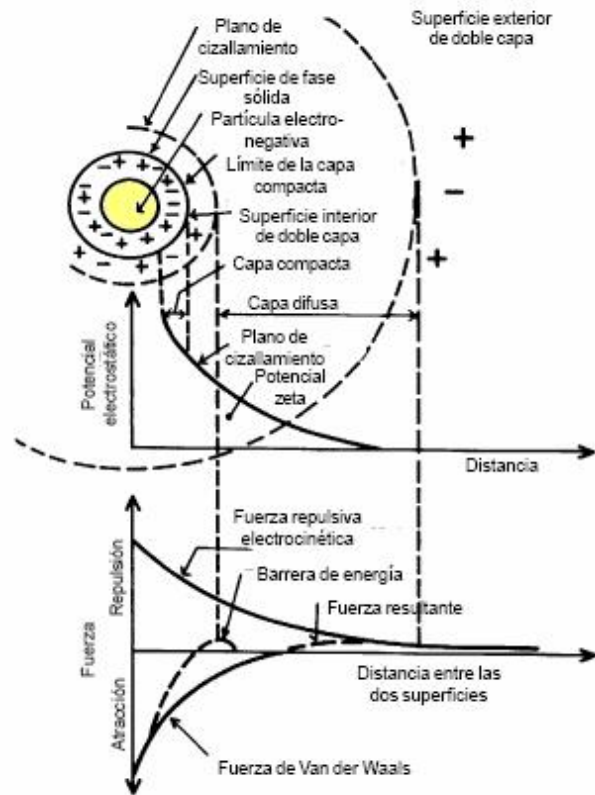
- **Enlace químico entre partículas y la superficie de los granos**

Como se estudio en el capítulo 6, la desestabilización de los coloides es efectuada por los productos de la hidrólisis que a determinados pH se polimerizan.

Las cadenas poliméricas adheridas a las partículas dejan sus segmentos extendidos en el agua, los que pueden ser adsorbidos por otras partículas o por sitios vacantes en los granos del filtro.

Las partículas con sus segmentos poliméricos adheridos, al atravesar las constricciones del medio filtrante, se enlazan con los segmentos sueltos adsorbidos por los granos o por los de partículas ya adheridas al lecho filtrante y quedan en esta forma retenidas.

Cuál o cuales de estos mecanismos es el que controla el proceso de filtración es aun tema de discusión.



**Figura 9.2 Potencial zeta**

Durante la filtración, las partículas suspendidas presentes en el agua se depositan en los granos del medio filtrante, por la acción de uno o más de los mecanismos anteriores.

Inicialmente, las partículas por remover son transportadas de la suspensión a la superficie de los granos del medio filtrante. Ellas permanecen adheridas a los granos, siempre que resistan la acción de las fuerzas de cizallamiento debidas a las condiciones hidrodinámicas del escurrimiento.

El mecanismo de cernido se realiza principalmente en la superficie del lecho, formándose una película de sólidos removidos que se adhiere a los granos del medio filtrante. Esta película se va comprimiendo y aumentando su tamaño, reduciendo los poros o vacíos del medio granular dificultando el paso del agua y por consiguiente incrementando las pérdidas de carga.

Durante la filtración, se aumentan las fuerzas de cizallamiento sobre las partículas retenidas en la superficie de medio filtrante, éstas se rompen y son arrastradas, penetrando más dentro del lecho, hasta quedar removidas, lo cual se conoce como filtración en profundidad.

Estas partículas quedan retenidas en el filtro en estado de equilibrio con las fuerzas cortantes que tienden a romperlas y a hacerlas penetrar cada vez más en el lecho.

A medida que el lecho retiene las impurezas, los espacios vacíos por donde pasa el agua van disminuyendo su tamaño, y por consiguiente la velocidad y las pérdidas de carga se incrementan.

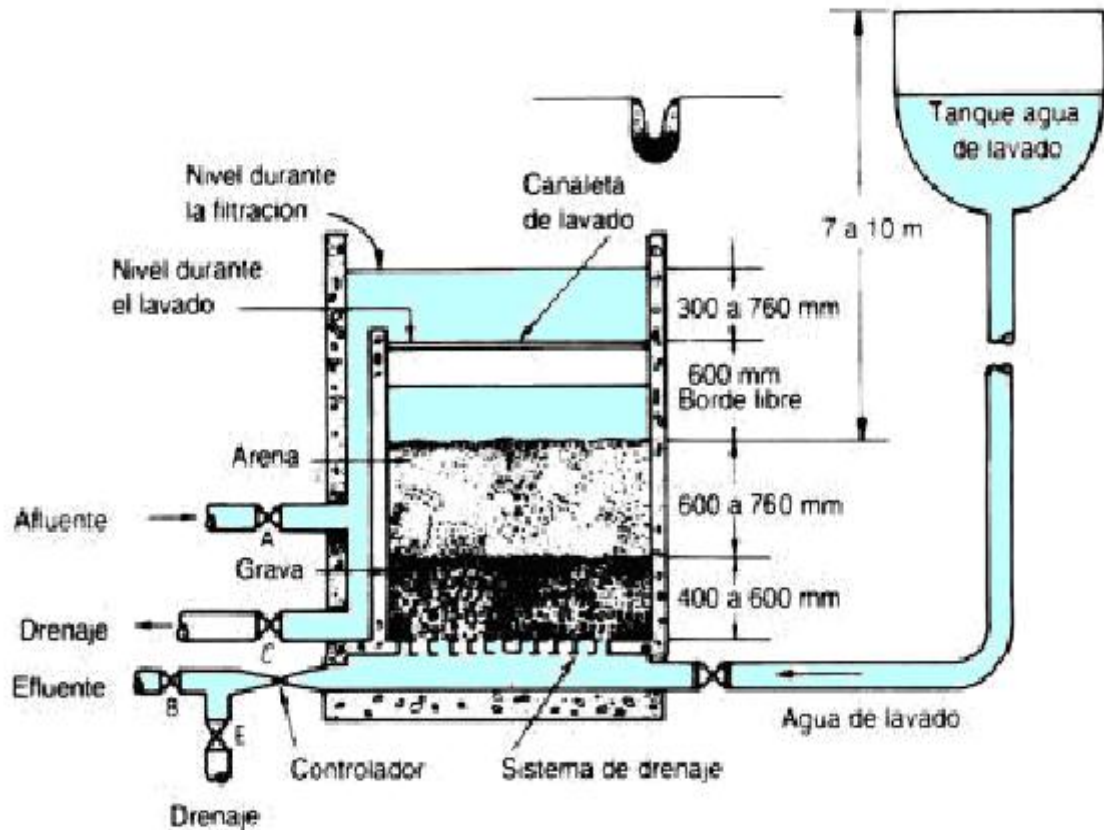
Cuando la pérdida de energía es tal que no se puede mantener la tasa de filtración o se empieza a dañar la calidad del agua, se debe lavar el filtro. Para lavar un filtro rápido se invierte el sentido del agua la cual se inyecta a presión, logrando la expansión del lecho y recogiénola en las canaletas de lavado. Operación que puede durar entre 5 y 15 minutos (dependiendo del tipo de sistema de lavado), después de lo cual el filtro vuelve a su operación normal. Sus carreras de filtración están comprendidas entre 24 a 48 horas.

## **9.2 COMPONENTES DE UN FILTRO**

Generalmente un filtro se compone de las siguientes partes (Figura 9.3):

- Medio filtrante, compuesto por un lecho inerte, que puede ser arena, antracita, carbón activado.

- Cama de soporte para el medio filtrante, generalmente es grava y la cual cumple dos funciones: servir de soporte al medio filtrante y distribuir uniformemente el agua de lavado del filtro.
- Canales o tuberías para la entrada y salida del agua a filtrar.
- Canales o tuberías para la entrada y salida del agua de lavado.
- Equipos y accesorios de control y monitoreo.



**Figura 9.3 Filtro rápido convencional de arena**

#### ▪ Medio filtrante

La elección del medio filtrante depende de innumerables factores. Entre los más importantes figura el poseer un tamaño tal que permita obtener un efluente satisfactorio, debe ser de un material durable, capaz de retener la máxima cantidad de sólidos (duración de la carrera de filtración) y que sea factible limpiarlo con una cantidad mínima de agua de lavado, los costos y facilidad de adquisición de los materiales en el mercado.

La arena ha sido el medio filtrante comúnmente empleado en los filtros de lecho único. La estratificación de la arena dentro de un filtro rápido se da como consecuencia del lavado, donde los granos de mayor tamaño se ubican en las capas inferiores y las de menor tamaño en las capas superiores. Esta estratificación favorece la retención de la mayor parte de partículas en las capas superiores, situación indeseable no solo por la posibilidad de formación de burbujas de aire en el interior del medio filtrante (presión inferior a la atmosférica), sino también por la compactación de parte del medio filtrante.

Para controlar este inconveniente, Conley y Pitman propusieron el empleo una capa de antracita, de granulometría mayor, dispuesta sobre la arena de granulometría menor. Como el peso específico de la antracita es inferior al de la arena, los inconvenientes de la estratificación de la arena, se superan en forma satisfactoria.

Los materiales filtrantes deben ser claramente especificados, de manera que no quede duda alguna sobre su granulometría. Los parámetros básicos para caracterizar los medios filtrantes son el Tamaño efectivo ( $T_E$ ) y el Coeficiente de Uniformidad ( $C_U$ ).

El Tamaño efectivo ( $T_E$ ) se define como el tamaño de partículas o del grano, en mm, tal que un 10% del material en peso es más pequeño que dicho tamaño. En otras palabras el  $T_E$  es el tamaño del tamiz, en mm, que permite el paso del 10%, en peso, del medio filtrante. El  $T_E$  corresponde, aproximadamente, al tamaño promedio por conteo.

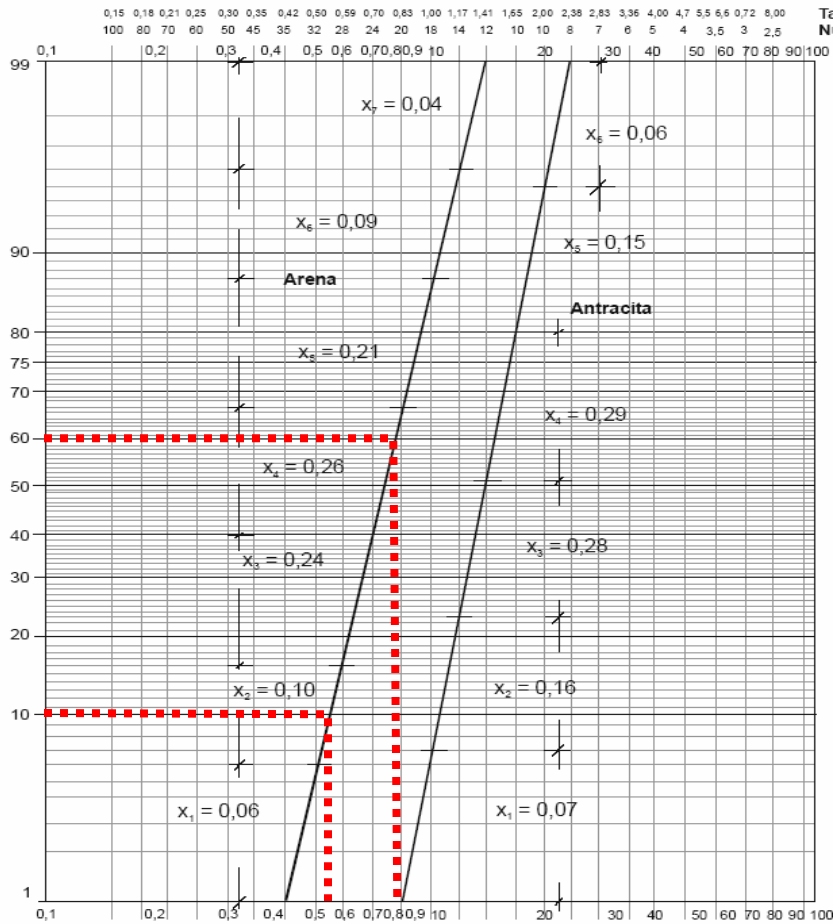
$$T_E = d_{10}$$

Coeficiente de uniformidad ( $C_U$ ) se define como la relación entre el tamaño del tamiz que deja pasar el 60%, en peso, del material y su  $T_E$ .

$$C_U = \frac{d_{60}}{d_{10}} = \frac{\text{Apertura del tamiz que deja pasar el 60\%}}{\text{Apertura del tamiz que deja pasar el 10\%}} = \frac{d_{60}}{T_E}$$

El coeficiente de uniformidad representa la pendiente promedio de la curva granulométrica, en la región comprendida entre el tamaño correspondiente al 60% y al 10% que pasa. (Ver Figura 9.4).

$$T_E = d_{10} = 0.56 \quad C_U = \frac{d_{60}}{d_{10}} = \frac{0.80}{0.56} = 1.42$$



**Figura 9.4 Curva granulométrica medios filtrantes**

Cuando se trata de seleccionar el material para lechos múltiples, se debe hacerlo con el criterio de obtener un grado de intermezcla que no disminuya sustancialmente la porosidad en la región común entre las capas adyacentes de materiales diferentes.

Características	Lecho Simple	Lecho doble	
		Arena	Antracita
Altura (m)	0,60-0,80	0,25-0,30	0,45-0,50
Tamaño efectivo (mm)	0,55-0,70	0,50-0,60	0,75-0,90
Coef. de Uniformidad (CU)	<1,5	<1,5	<1,5
Tamaño mayor (mm)	1,41-1,65	1,41	2,0-2,38
Tamaño menor (mm)	0,42	0,42	0,70

**Tabla 9.1 Valores típicos de parámetros básicos de filtros rápidos**

La forma de los granos normalmente se evalúa en función del coeficiente de esfericidad ( $\psi$ ). El coeficiente de esfericidad de una partícula se define como el resultado de la división del área superficial de la esfera de igual volumen a la del grano por el área superficial de la partícula considerada.

El peso específico ( $\gamma$ ) del material es igual al peso de los granos dividido por el volumen efectivo que ocupan los granos.

En la Tabla 9.2 se muestra valores normales para el coeficiente de esfericidad y peso específico de los materiales filtrantes más usuales.

Material	Coefficiente de esfericidad	Peso específico (g/cm <sup>3</sup> )
Arena	0.75-0.80	2.65-2.67
Antracita	0.70-0.75	1.50-1.70
Granate	0.75-0.85	4.00-4.20

**Tabla 9.2 Valores de coeficiente de esfericidad y peso específico de medios filtrantes**

▪ **Grava de soporte y Sistemas de drenaje**

La grava de soporte o sostén del medio filtrante se coloca en el fondo del filtro sobre el sistema de drenaje. Esta grava de soporte cumple dos propósitos:

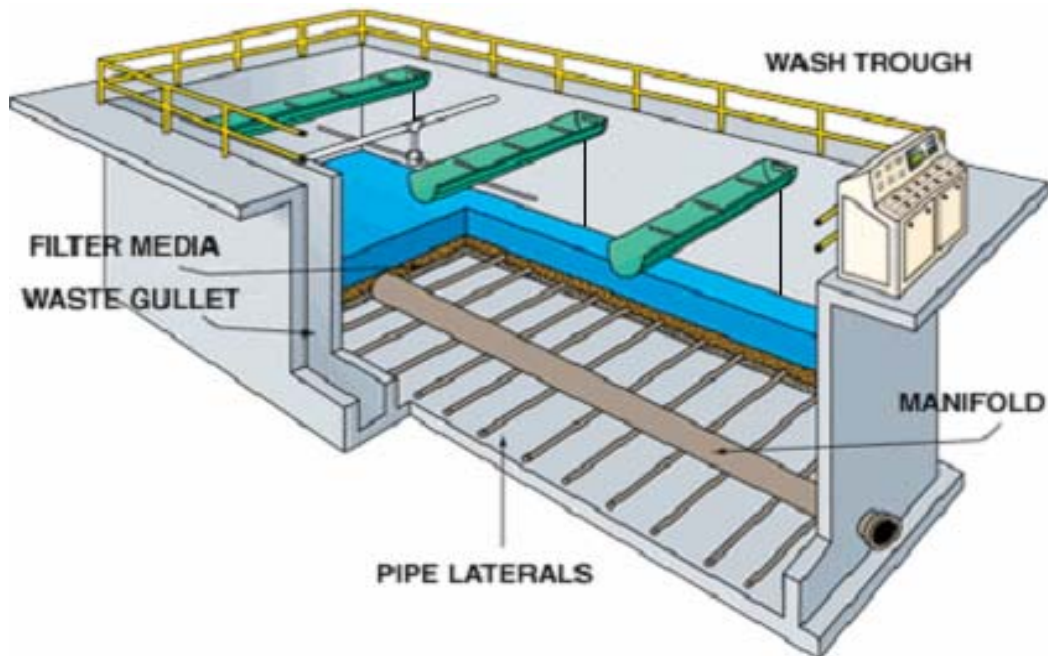
- Servir de soporte al lecho de arena
- Distribuir uniformemente el agua de lavado

Generalmente se colocan entre cuatro a cinco capas de diferente tamaño, con un espesor promedio total entre 20 y 45 cm. El espesor y el tipo de lecho de grava dependen del sistema de drenaje que se va a instalar en el filtro.

Entre los sistemas de drenaje más utilizados se tienen:

- Tubería perforada
- Boquillas
- Vigas prefabricadas
- Bloques Leopold
- Fondos Wheeler

En la Figura 9.5 se observa el sistema de drenaje constituido por tuberías perforadas.



**Figura 9.5 Sistemas de drenaje: Tuberías perforadas**

En la Tabla 9.3 se consigna el tipo de grava recomendada para este tipo de drenaje.

SUB CAPA	ESPESOR (cm)	TAMAÑO (mm)
1 <sup>a</sup>	10.0	2.4- 4.8
2 <sup>a</sup>	7.5	4.8-9.5
3 <sup>a</sup>	7.5	9.5-19.0
Fondo	12.5	19.0-38.0

**Tabla 9.3 Tipo de grava para tuberías perforadas**

La capa superior de la gravilla es la más importante ya que en ella se originan los mayores problemas de operación de los filtros debido a las fuertes corrientes de agua que incluso llegan a moverla y abrirle agujeros por donde posteriormente se introduce la arena hasta el drenaje.

En la Figura 9.6 se observa el sistema de drenaje constituido por boquillas y en la Tabla 9.4 el tipo de grava recomendada para este tipo de drenaje.

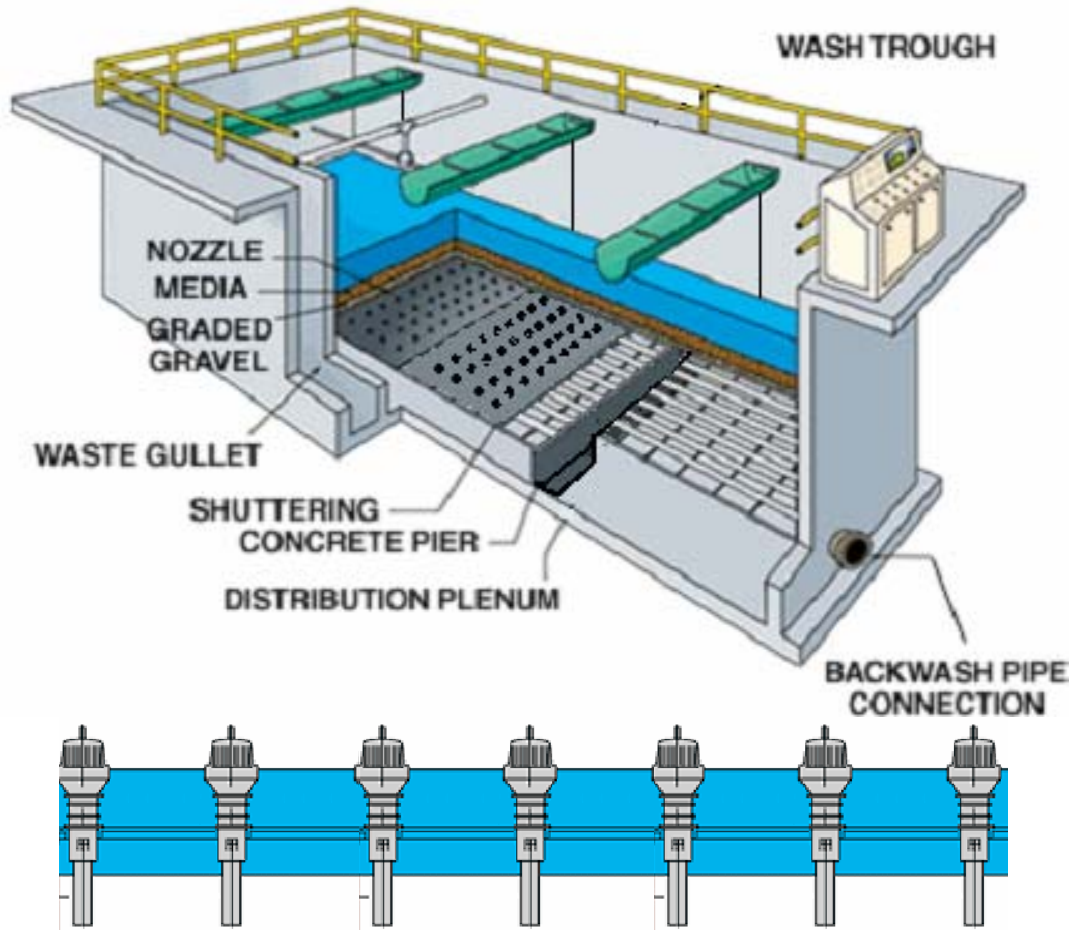
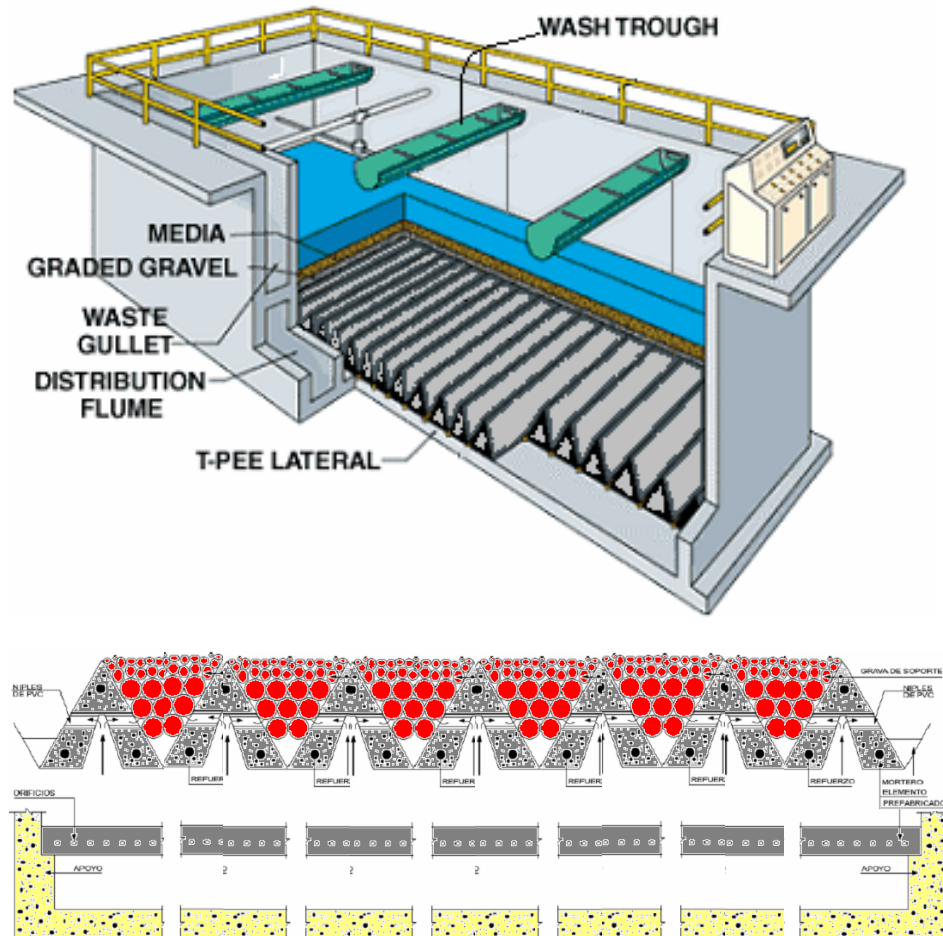


Figura 9.6 Sistemas de drenaje: Boquillas

SUB CAPA	ESPESOR (cm)	TAMAÑO (mm)
1 <sup>a</sup>	1.0- 7.5	4.8- 2.4
2 <sup>a</sup>	5.0- 7.5	12.5- 4.8
3 <sup>a</sup>	7.5- 10.0	19.0- 12.5
4 <sup>a</sup>	7.5- 10.0	38.0- 19.0
Fondo	10.0- 15.0	63.0- 38.0

Tabla 9.4 Tipo de grava para boquillas

En la Figura 9.7 se observa el sistema de drenaje constituido por vigas prefabricadas y en la Tabla 9.5 el tipo de grava recomendada para este tipo de drenaje.

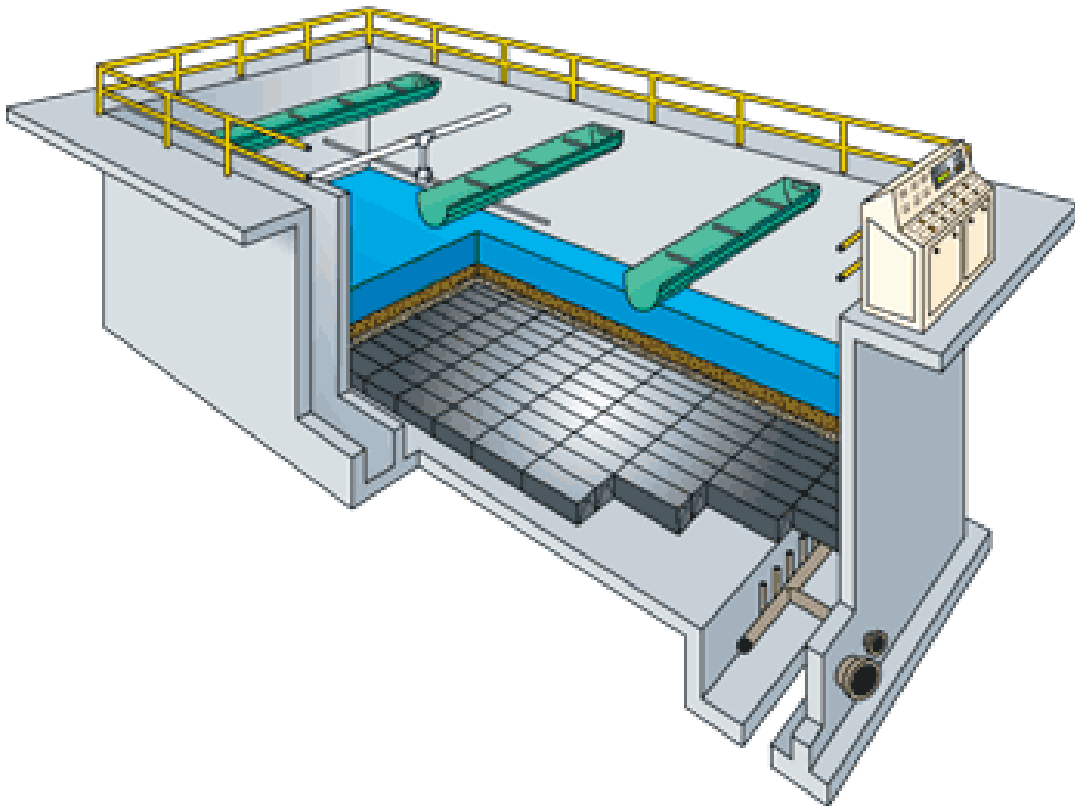


**Figura 9.7 Sistemas de drenaje: Vigas prefabricadas**

SUB CAPA	ESPESOR (cm)	TAMAÑO (plg)
1	7.5	1/8-1/4
2	7.5	1/4-1/2
3	7.5	1/2 -3/4
4	10.0	3/4 - 1 1/2
Fondo	12.5	1 1/2 -2

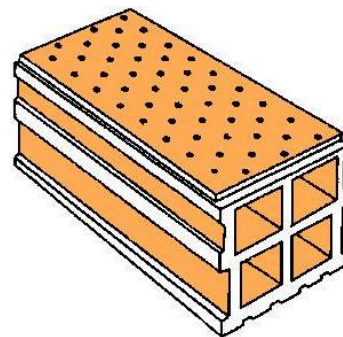
**Tabla 9.5 Tipo de grava para vigas prefabricadas**

En la Figura 9.8 se observa el sistema de drenaje constituido por bloques Leopold y en las Tablas 9.6 y 9.7 el tipo de grava recomendada para este tipo de drenaje.



**Figura 9.8 Sistemas de drenaje: Bloques Leopold**

SUB CAPA	ESPESOR (cm)	TAMAÑO (mm)
1 <sup>a</sup>	15	1.6 - 3.2
2 <sup>a</sup>	5	3.2 - 6.4
3 <sup>a</sup>	5	6.4 -12.7
Fondo	5	12.7-19.0



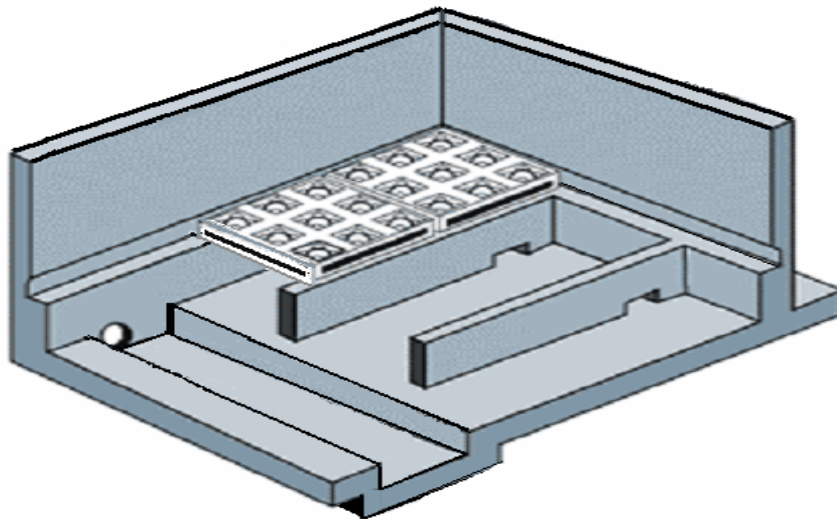
**Tabla 9.6 Tipo de grava para bloques Leopold (común)**

SUB CAPA	ESPESOR (cm)	TAMAÑO (mm)
1 <sup>a</sup>	5.0	19.0 - 12.7
2 <sup>a</sup>	5.0	12.7 - 6.4
3 <sup>a</sup>	5.0	6.4 - 3.2
4 <sup>a</sup>	5.0	3.2 - 1.6
5 <sup>a</sup>	5.0	3.2 - 6.4
6 <sup>a</sup>	5.0	6.4 - 12.7
Fondo	5.0	12.7- 19.0



**Tabla 9.7 Tipo de grava para bloques Leopold (especial)**

En la Figura 9.9 se observa el sistema de drenaje constituido por bloques Leopold y en la Tabla 9.8 el tipo de grava recomendada para este tipo de drenaje.



**Figura 9.9 Sistemas de drenaje: Fondo Wheeler**

SUB CAPA	ESPESOR (cm)	TAMAÑO (mm)
1 <sup>a</sup>	7.5	4.8 – 9.5
2 <sup>a</sup>	7.5	9.5 – 15.9
3 <sup>a</sup>	7.5	15.9 – 25.4
Fondo	12.5	25.4 – 31.7



**Tabla 9.8 Tipo de grava para fondo Wheeler**

### 9.3 CLASIFICACIÓN DE LOS FILTROS

Son muchos los sistemas de filtración propuestos y construidos; sin embargo se puede hacer una clasificación de acuerdo con:

- La tasa de filtración:  
Filtros lentos ó rápidos
- La forma de aplicar la carga de agua sobre el medio filtrante:  
Filtros a gravedad ó a presión
- La dirección del flujo durante la filtración:  
Filtros descendente y/o ascendente
- El método de control de la tasa de filtración:  
Tasa constante ó declinante
- El tipo de lecho filtrante:  
Arena y/o antracita

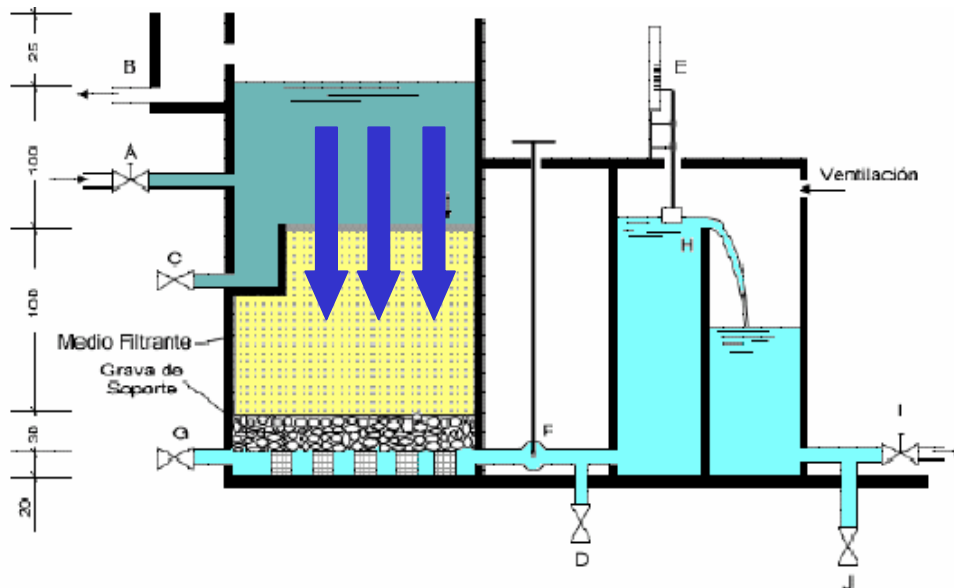
La principal de estas clasificaciones es la tasa de filtración, refiriéndose ésta como el caudal por unidad de área superficial del filtro.

#### 9.3.1 Filtración lenta

Los filtros lentos de arena operan con tasas de filtración bajas, normalmente entre 2.4 y 7.2 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.día, mucho menores que las tasas de los filtros rápidos (120 y 360 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.día).

Se usan para aguas con turbiedad no superior a 50 UNT y caudales pequeños, debido a que requieren áreas de filtración muy grandes. En estos filtros no es necesaria la coagulación, floculación y sedimentación del agua antes de filtrarla, razón por la cual es una buena alternativa para suministrar agua de buena calidad en áreas rurales donde no se cuenta con suficientes recursos económicos para la adquisición de productos químicos o repuestos, ni con personal capacitado para operar plantas convencionales de filtración rápida.

En la Figura 9.10 se presenta esquemáticamente un filtro lento de flujo vertical descendente. En estos filtros a medida que transcurre la filtración se forma, sobre la superficie del medio filtrante, una película biológica, de aspecto gelatinoso, la cual se conoce como “Schmutzdecke” conformada por microorganismos, especialmente bacterias, que producen procesos de floculación, y por ello remueven la turbidez y son responsables de la purificación bacteriológica del agua que se obtiene en estos filtros. Por esta razón a los filtros lentos también se les conoce como *filtros biológicos*.



**Figura 9.10 Filtro lento de flujo descendente**

Normalmente, el medio filtrante está conformado por arena de tamaño efectivo ( $T_E$ ) de 0.35 mm a 0.55 mm, y coeficiente de uniformidad ( $C_U$ ) entre 2 y 4. El espesor del lecho filtrante está comprendido entre 0.8 m y 1.0 m.

El medio o capa de soporte constituido por grava debe diseñarse teniendo en cuenta el tamaño de los granos de arena en contacto con ésta y las características del drenaje.

En la Tabla 9.9 se establecen especificaciones para este medio de soporte según el RAS 2000.

Capa	Tamaño de la Grava (mm)	Espesor del medio (m)
1	9-10	0.10-0.15
2	2-9	0.05
3	1-1.15 (arena)	0.05

**Tabla 9.9 Especificaciones de la grava de soporte**

La recolección del agua filtrada se efectúa por medio de tubos de drenaje compuestos por un dren principal y de ramificaciones o drenes laterales.

Se recomienda una altura del agua sobre el lecho filtrante entre 0,7 m y 1,0 m. y una pérdida de carga entre 0.10 m a 1.0 m.

El número mínimo de filtros lentos debe ser dos (2) unidades, de tal manera que permita el mantenimiento de una unidad y continuar operando.

Cuando la tasa de filtración se reduce, se debe proceder a su limpieza, mediante el raspado cuidadoso de 1,5 a 2 cm de la superficie del lecho. El material retirado se lava para remover el material adherido a los granos de arena, se seca y luego se almacena para más adelante restituirlo nuevamente al filtro.

Cada vez que se limpie el filtro, se retira la capa superficial hasta que el lecho de arena alcance una altura del 50% de la altura original, en este momento se debe rellenar nuevamente el filtro con la arena que se limpió y se guardó.

Para el cálculo del área total de filtros lento se puede utilizar la siguiente expresión:

$$A = \frac{Q}{aV + b}$$

Donde:

$A$  = Área total de filtros,  $m^2$

$Q$  = Caudal a tratar,  $m^3/día$

$V$  = Rata de filtración,  $m^3/m^2 \cdot día$

$a$  = # horas diarias de operación / 24horas

$b = 0$  para operación continua

0,5 para 8 horas de operación diaria

0,7 para 16 horas de operación diaria

### 9.3.2 Filtración rápida

Son aquellos que trabajan con alta carga superficial y por lo tanto pueden procesar grandes caudales con tasas de filtración que oscilan entre 120 y 360  $m^3/m^2 \cdot día$ . Su eficiencia depende de la calidad de los tratamientos previos tales como la coagulación, floculación y sedimentación. Hay que destacar que una tasa de filtración alta requiere un área superficial menor, lo que reduce los costos iniciales del filtro.

La filtración rápida, realizada por gravedad, puede ser de flujo descendente y/o ascendente y ser operadas con tasas de filtración constante ó declinante en filtros de lecho único (arena ó antracita) ó lechos múltiples (arena y antracita).

En la actualidad los lechos más utilizados son los mixtos de arena y antracita, donde la mayor parte del floc es retenido por la capa de antracita que se encuentra encima de la arena (debido a su menor peso específico), generando menores pérdidas de carga que en filtros de solo arena.

- **Filtración ascendente**

En estos filtros el agua entra por la parte inferior al lecho y asciende a través del lecho filtrante y se recoge en la parte superior mediante una canaleta. Presenta la ventaja de que el agua afluente escurre en el sentido en que los granos del medio filtrante disminuyen de tamaño, lo que hace posible que todo el medio filtrante, constituido por arena, sea efectivo en la remoción de partículas suspendidas.

La aplicación más ventajosa de este tipo de unidades es la filtración directa, en la que los productos químicos se aplican y dispersan en el agua cruda antes de la filtración.

La Figura 9.11 muestra, en forma esquemática, un filtro de flujo ascendente de tasa constante con falso fondo de placas perforadas.

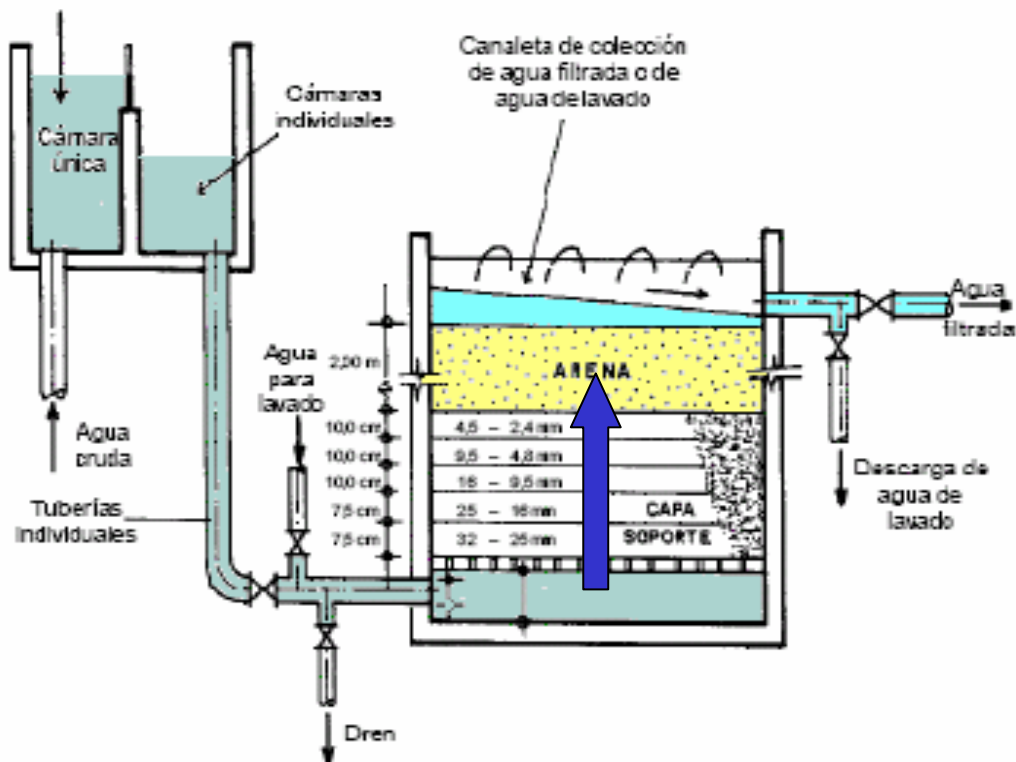


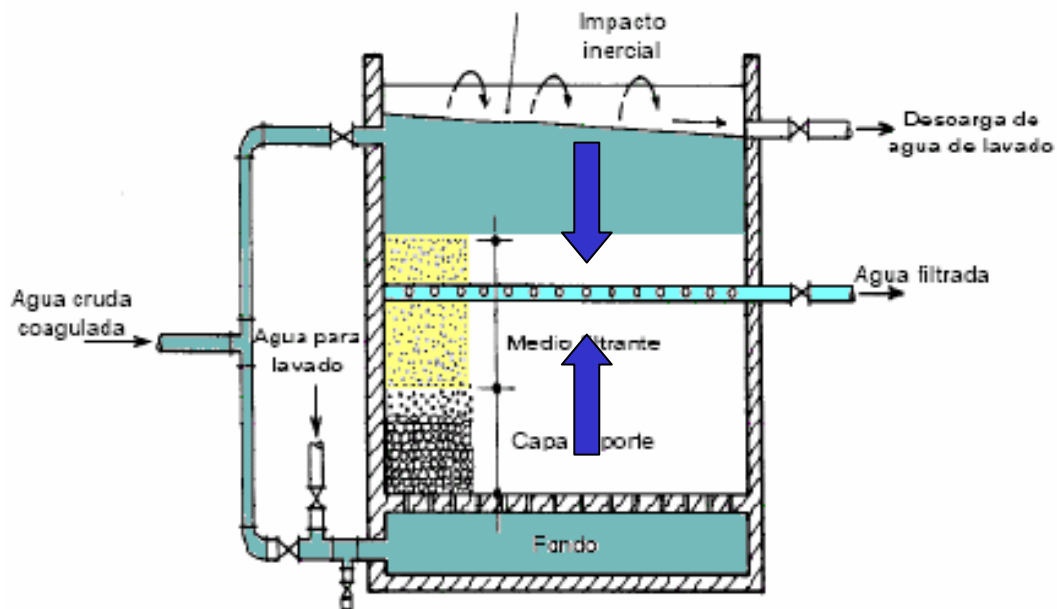
Figura 9.11 Filtro de flujo ascendente de tasa constante

- **Filtración ascendente – descendente**

La filtración ascendente y descendente nació como consecuencia de los problemas de calidad del agua filtrada que se presenta en la filtración ascendente, debido a la fluidificación de su medio filtrante.

En estos filtros, también denominados Bi-Flow, se introduce parte del agua cruda coagulada en la parte superior, y la restante en la parte inferior del filtro.

Este tipo de instalación presenta el inconveniente de que la recolección del agua se hace en el interior del medio filtrante, donde las bocas se pueden obstruir con el tiempo, por lo que requieren un mantenimiento rutinario. La Figura 9.12 presenta, en forma esquemática, este tipo de instalación.



**Figura 9.12 Filtro de flujo ascendente - descendente**

#### ▪ **Filtración descendente**

En la filtración descendente el agua entra por la parte superior, pasa a través del medio filtrante y es recogida en el fondo.

Hasta hace pocos, los filtros descendentes por gravedad eran diseñados para funcionar con tasa constante, y generalmente iban provistos de dispositivos automáticos de control de caudal y nivel.

En los últimos años se han desarrollado tecnologías que han simplificado sensiblemente la forma de operación de los filtros, como la operación mediante tasa declinante, siendo en la actualidad los más utilizados.

La Figura 9.13 muestra, en forma esquemática, un filtro de flujo descendente.

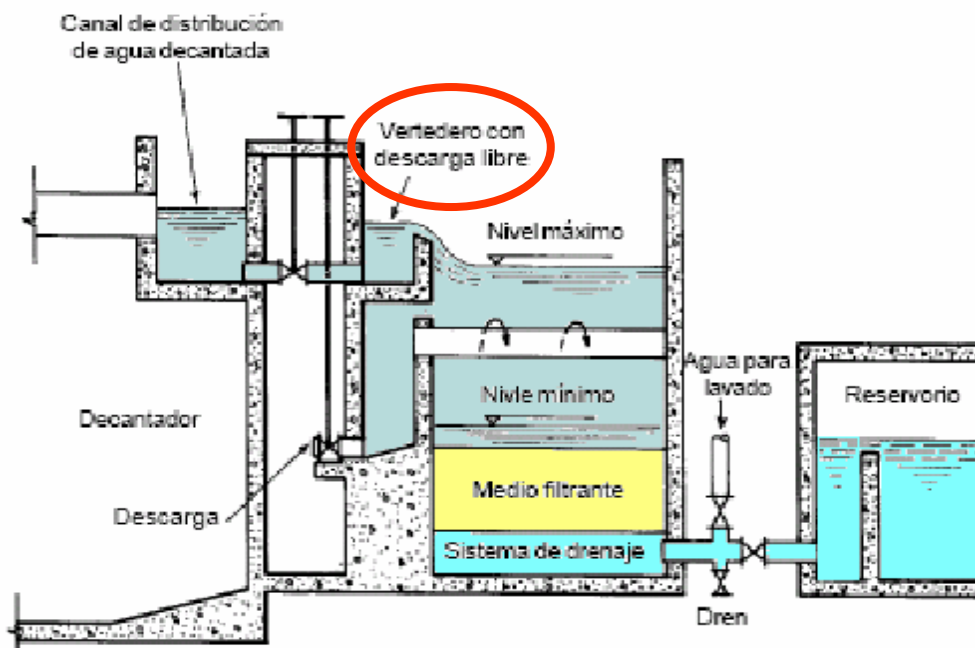
- **Filtración a tasa constante y nivel variable**

En la filtración a tasa constante y nivel variable, el caudal total del afluente es distribuido equitativamente en todos los filtros y el nivel de agua en cada filtro dependerá únicamente de la colmatación de su medio filtrante, por lo tanto el caudal de filtración será constante, ya que el aumento de resistencia del filtro es acompañado por el aumento de la carga hidráulica disponible. El nivel del agua en cada filtro variará desde un valor mínimo, cuando este se encuentre limpio, hasta un valor máximo, momento en que deberá ser lavado.

La conexión de las salidas individuales de los filtros a un canal provisto de un vertedero podrá ser utilizada para evitar que el nivel mínimo se localice debajo del borde superior de la capa filtrante cuando el medio filtrante este limpio.

La Figura 9.13 muestra, en forma esquemática, las características principales de entrada y salida de un filtro a tasa constante y nivel variable.

Una ventaja importante respecto al método de tasa y nivel constante, es que la tasa de filtración se mantiene constante sin el empleo de equipos de control.



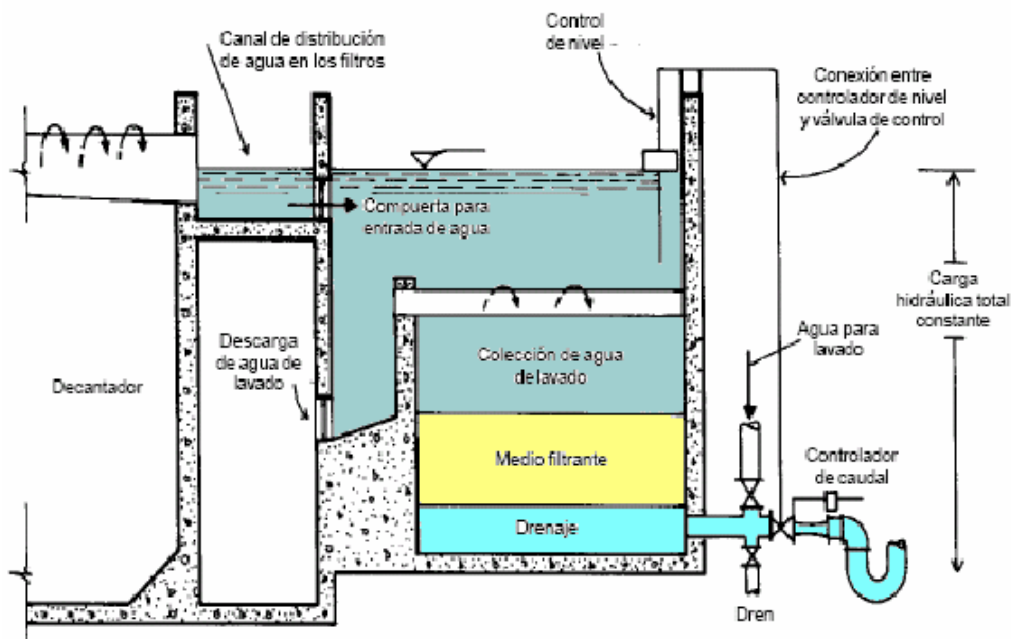
**Figura 9.13 Filtro de flujo descendente a tasa constante y nivel variable**

### ▪ Filtración a tasa y nivel constante

En este método el nivel de agua en los filtros tiene poca variación, por lo que se puede considerar que la carga hidráulica disponible es aproximadamente constante. Para que la resistencia total del filtro se mantenga constante al inicio de la carrera de filtración, cuando el medio filtrante está limpio, es necesario un dispositivo controlador que genere una pérdida de carga igual a la diferencia entre la carga hidráulica total disponible y la suma de las pérdidas de carga en el sistema. A medida que avanza la carrera de filtración, aumenta la pérdida de carga en el medio filtrante debido a la retención de partículas y, como resultado, debe disminuir la pérdida de carga introducida por el dispositivo controlador.

Cuando el dispositivo controlador genere el menor valor posible de pérdida de carga referente a la tasa de filtración fijada, el filtro debe ser lavado, pues, cualquier aumento de la pérdida de carga en el medio filtrante no será compensado por el dispositivo controlador.

Un inconveniente de estos filtros es la posibilidad de que esas variaciones de caudal sean bruscas y perjudiquen la calidad de los efluentes de los filtros, igualmente los costos elevados de equipos, su operación y mantenimiento. En la Figura 9.14 se observa esquemáticamente un filtro de tasa y nivel constante.



**Figura 9.14 Filtro de flujo descendente de tasa y nivel constante**

## ▪ Filtración a tasa declinante

La filtración a tasa declinante es aquel donde la carga hidráulica disponible es completamente aplicada desde el inicio hasta el final de la carrera de filtración, lo que conlleva, con el transcurso del tiempo, una disminución gradual del caudal filtrado, dando como resultado una calidad del efluente superior y carreras de filtración más largas, en relación con la obtenida en filtros operados con tasa constante. Con algunas modificaciones introducidas en la entrada, que es hecha por debajo del nivel mínimo de operación de los filtros, el sistema de tasa constante se puede convertir en un sistema de tasa declinante, como lo muestra la Figura 9.15.

Como la distribución de agua hacia cada uno de los filtros de la misma batería se hace por medio de un canal común de dimensiones relativamente grandes, el nivel de agua es prácticamente el mismo en todos los filtros que integran la batería y en el canal común de distribución de agua.

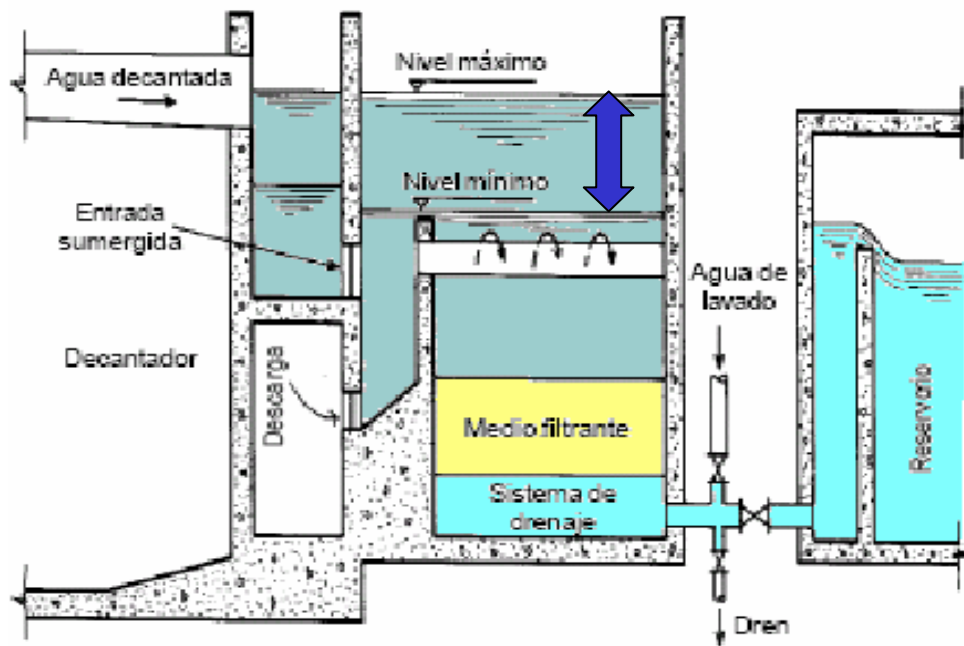
En estas unidades se identifican tres niveles de operación, el nivel intermedio corresponde al instante en que un filtro de la batería debe ser lavado, un nivel máximo que es alcanzado durante el lavado de un filtro, ya que los restantes de la batería deben absorber el caudal del filtro retirado de operación y finalmente un nivel mínimo una vez entre en operación el filtro recién lavado.

De ahí en adelante, el nivel de agua en la batería de los filtros subirá progresivamente debido a la retención de impurezas en los filtros, hasta que el nivel intermedio sea nuevamente alcanzado. Esto significará que otro filtro deberá ser lavado. El filtro que se retirará para el lavado será aquel que tenga el mayor número de horas en operación de filtración.

Unas de las principales ventajas del sistema de tasa declinante con relación al sistema de tasa constante con controlador de caudal son las siguientes:

- La carga hidráulica necesaria para la filtración es menor.
- Se evita la ocurrencia de presión inferior a la atmosférica en el interior del medio filtrante.
- Se eliminan los equipos mecánicos de control de toda índole, con la consiguiente reducción en los costos iniciales.

Al inicio de la operación, todos los filtros se encuentran limpios y se hace necesario establecer cierta metodología para la instalación de la tasa declinante, el cual se logra lavando todos los filtros en forma sucesiva en intervalos de  $24/N$  horas, donde  $N$  es el número de filtros de la batería. A las 24 horas se lavará el último y habrá quedado implantada la tasa declinante.



**Figura 9.15 Esquema de filtración con tasa declinante sin almacenamiento sustancial de agua arriba de los filtros**

#### 9.4 CINÉTICA DE LA FILTRACIÓN

A la fecha, no se ha encontrado una expresión matemática que describa totalmente el comportamiento de los diferentes parámetros de operación de los filtros. No existe, hasta ahora, fórmulas con las cuales, asumidos determinados valores, se puedan calcular los diferentes parámetros del funcionamiento de un filtro.

Por esta razón se hace necesario recurrir a modelos para predecir experimentalmente una o varias características del comportamiento del filtro, tales como:

- Tiempo de la carrera de filtración
- Pérdidas de carga inicial
- Pérdidas de carga final
- Calidad del agua filtrada
- Caudales de lavado para la limpieza del filtro, etc.

Resulta, entonces, conveniente realizar estudios con filtros piloto, cuando se quiera conocer el comportamiento de un determinado filtro con una cierta suspensión.

Sin embargo, los modelos matemáticos resultan útiles para la mejor comprensión del proceso de filtración. Un gran número de autores ha desarrollado expresiones matemáticas que establecen relaciones entre las diferentes variables del proceso. Ver Tabla 9.10.

Autor	Año	Expresión	Variables
Iwasaki	1937	$\frac{dI}{dL} = + \lambda I$	I = concentración por cm <sup>2</sup>
Ives	1962	$\frac{dC}{dL} = - \lambda C$ $\lambda = \lambda_i K\sigma - \frac{\theta\sigma^2}{p_0 - \sigma}$	$\sigma, C, p_0$
Ives	1969	$\lambda = \lambda_i \left(1 + \frac{\beta\sigma}{p_0}\right)^y \left(1 + \frac{\sigma}{p_0}\right)^z \left(1 + \frac{\sigma}{\sigma_v}\right)^x$	$\beta, p_0, \sigma$
Deb	1970	$C = \frac{V}{p_0 - \sigma} \frac{dC}{dL} + \frac{dC}{dt}$	C $p_0$
Adin y Rebhun	1970	$\frac{d\sigma}{dt} = K_1 C (F - \sigma) - K_2 \sigma J$	F = capacidad del filtro J = gradiente hidráulico $K_1, K_2$ = coeficiente de adherencia y desprendimiento. $\sigma, C$
Ginn y Otros	1992	$\frac{dC}{dZ} = 1,5 \left(\frac{1 - p_0}{dc}\right) \alpha n_0 C$	d = diámetro del grano $n_0$ = eficiencia de remoción del colector $\alpha$ = factor de eficiencia de las colisiones

**Tabla 9.10 Modelos matemáticos de filtración**

### 9.4.1 Hidráulica durante la filtración

Al pasar el agua a través de un lecho filtrante de profundidad  $L$ , se produce una pérdida de carga  $hf$ , como indica la Figura 9.16, debido a la fricción que el fluido sufre al atravesar el lecho.

Al inicio de la operación de un filtro, los granos del lecho están limpios y la pérdida de carga inicial  $h_0$  se deberá solamente al tamaño, forma y porosidad del medio filtrante y a la viscosidad y velocidad del agua.

Durante la filtración los sólidos en suspensión irán recubriendo los granos del lecho, incrementando su diámetro y disminuyendo su porosidad inicial, con lo que la pérdida de carga por colmatación  $h\phi(t)$  irá incrementándose en función del tiempo.

Esto es:

$$hf = h_0 + h\phi(t)$$

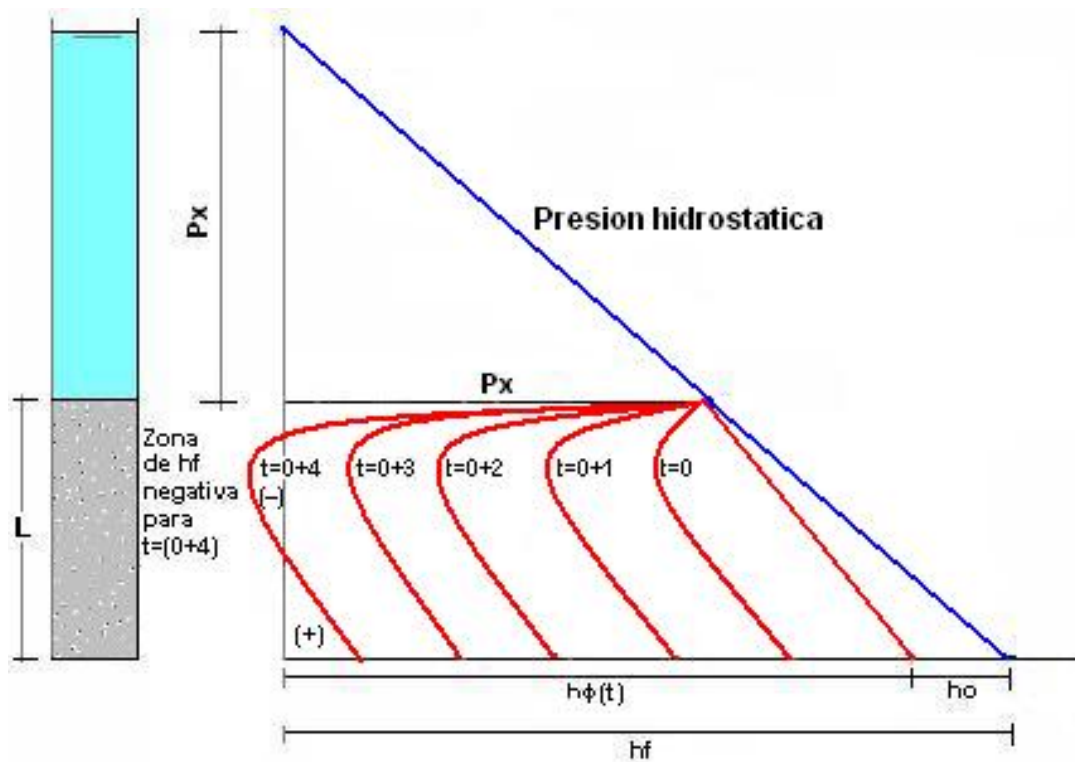


Figura 9.16 Variación de la pérdida de carga en función de ( $L$ ) y ( $t$ )

▪ **Perdida de carga inicial en un medio filtrante (ho)**

La pérdida de carga inicial puede calcularse a partir de la ecuación de Kozeny, que solo es aplicable para esferas con flujo laminar, el cual solo se presenta cuando el número de Reynolds es menor que 10.

$$h_o = f \frac{L\nu}{g} V \frac{(1 - P_o)^2}{P_o^3} \left[ \frac{A}{\nabla} \right]^2$$

Donde:

$f$  = Constante experimental y adimensional, igual a 5

$L$  = Profundidad del lecho

$\nu$  = Viscosidad cinemática

$g$  = Aceleración de la gravedad

$V$  = Velocidad de filtración

$P_o$  = Porosidad inicial

$A/\nabla$  = Relación área / volumen de la partícula

En la práctica, sin embargo, los granos ni son esféricos ni tienen tamaño uniforme ni el flujo es laminar sino transicional. Por lo tanto, la anterior ecuación debe ajustarse para los siguientes casos:

- a) Cuando los granos no son esféricos ni de diámetro uniforme ni están estratificados en el lecho. Este es el caso de los filtros lentos de arena.

$$h_o = f \frac{L\nu}{g} V \frac{(1 - P_o)^2}{P_o^3} \left[ \frac{6}{\psi} \sum_1^i \frac{x_i}{d_i} \right]^2$$

- b) Cuando los granos no son esféricos ni de diámetro uniforme, pero están estratificados en el lecho. Este es el caso de los filtros rápidos de arena y/o antracita

$$h_o = f \frac{L\nu}{g} V \frac{(1 - P_o)^2}{P_o^3} \frac{36}{\psi^2} \left[ \sum_1^i \frac{x_i}{d_i^2} \right]$$

Donde:

$\psi$  = Coeficiente de esfericidad

$X_i$  = % en peso de material retenido entre dos tamices consecutivos, en un ensayo granulométrico.

$d_i$  = Diámetro promedio geométrico entre dos tamices.

- **Pérdidas de carga en la grava de soporte ( $h_G$ ).**

Esta pérdida de carga puede hallarse por medio de la siguiente ecuación:

$$h_G = \frac{L_G V}{3}$$

Donde:  $h_G$  = Pérdida de carga en la grava, m  
 $L_G$  = Espesor total del lecho de grava, m  
 $V$  = Velocidad de filtración, m/min

- **Pérdidas de carga en el sistema de drenaje ( $h_D$ )**

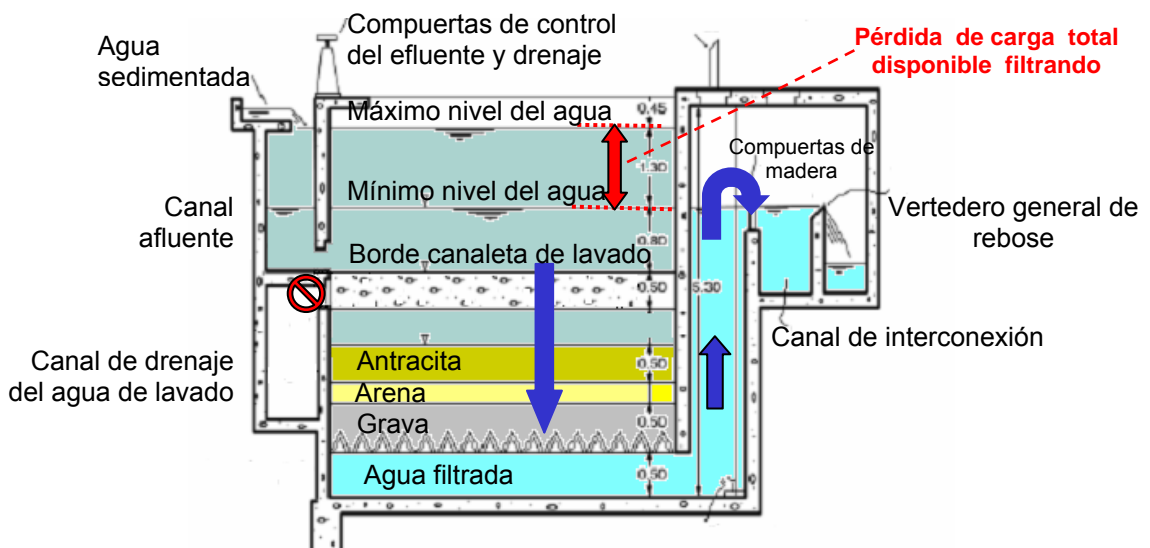
Estas pérdidas dependen del tipo de drenaje utilizado. Los drenajes conformados por orificios, pueden calcular sus pérdidas con la expresión:

$$h_D = \frac{q_o^2}{2 g C^2 A_o^2}$$

Donde:  $q_o$  = caudal por orificio, m<sup>3</sup>/seg  
 $C$  = coeficiente de descarga  
 $A_o$  = Área de cada orificio, m<sup>2</sup>

Las pérdidas de carga en los accesorios se calculan por el método de longitud de tubería equivalente.

En la Figura 9.17 se señala la pérdida de carga total disponible filtrando, que corresponde a la sumatoria de  $h_o$ ,  $h\phi(t)$ ,  $h_G$ ,  $h_D$ , etc.



**Figura 9.17 Pérdida de carga disponible filtrando**

### 9.4.2 Hidráulica durante el lavado

En el proceso de filtración, el material en suspensión que trae el agua sedimentada es retenido en los granos del medio filtrante, incrementándose las pérdidas de carga y disminuyendo la tasa de filtración, requiriéndose una operación de lavado.

Una forma de conocer cuando se debe lavar el filtro, es cuando éste llega a la máxima pérdida de carga fijada (2 a 3 m) o cuando empieza a aumentar la turbiedad en el efluente, o cuando el caudal de agua filtrada empieza a disminuir, como es el caso en los filtros a tasa declinante.

El lavado de los filtros rápidos se realiza suspendiendo el proceso de filtración e inyectando agua por el falso fondo, con una velocidad tal que expanda el medio filtrante permitiendo que los granos choquen entre sí y desprendan el material retenido en su superficie y recolectando el agua de lavado en la parte superior canaletas denominadas de "lavado". La velocidad del agua de lavado debe ser suficiente para arrastrar el material suspendido removido por el filtro, pero no tan alta como para producir arrastre del medio filtrante.

La Figura 9.18 presenta el aumento de la porosidad del lecho a medida que aumenta la velocidad ascensional

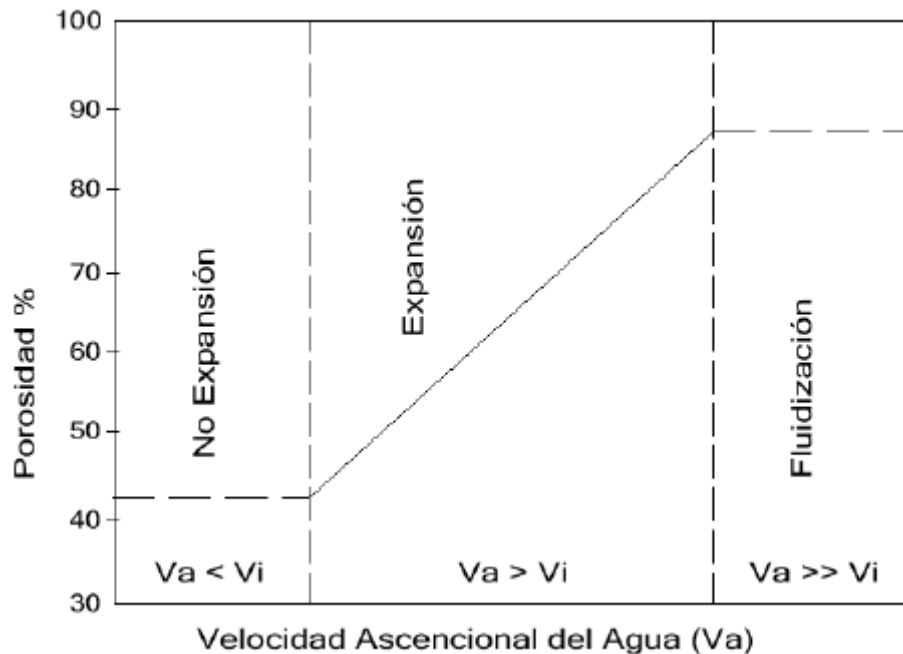


Figura 9.18 Porosidad del lecho según velocidad ascensional

Un lecho conformado con partículas de tamaño uniforme alcanza el punto de fluidización, cuando el peso efectivo de las partículas, o sea la fuerza gravitacional, está equilibrada por la fuerza hacia arriba del agua:

Fuerza hacia arriba del agua = Peso efectivo del medio

$$\Delta P \times S = L \times S(1 - P_O)(\rho_s - \rho)g$$

$$h_L = L(1 - P_O)\left(\frac{\rho_s - \rho}{\rho}\right) \text{ Entonces } h_L = L(1 - P_O)(S_s - 1)$$

Donde:  $\Delta P$  = Caída de presión por fricción, N / m<sup>2</sup>  
 $S$  = Sección transversal del lecho, m<sup>2</sup>  
 $L$  = Profundidad del lecho fijo, m  
 $P_O$  = Porosidad del lecho fijo  
 $\rho_s$  = Densidad de las partículas, Kg / m<sup>3</sup>  
 $\rho$  = Densidad del fluido, Kg / m<sup>3</sup>  
 $S_s$  = Densidad relativa de las partículas  
 $g$  = Aceleración de la gravedad, m / s<sup>2</sup>  
 $h_L$  = Perdida de carga necesaria para expandir el lecho filtrante.

Para calcular la expansión total de un lecho se puede utilizar la siguiente expresión:

$$E = \frac{L_E - L}{L} = \frac{L_E}{L} - 1$$

En razón a que el volumen por unidad de área de material filtrante es constante, tanto para el lecho fijo como expandido, se puede expresar la expansión total en función a las porosidades del lecho fijo y expandido:

$$L(1 - P_O) = L_E(1 - P_E) \text{ Entonces } \frac{L_E}{L} = \frac{1 - P_O}{1 - P_E}$$

$$\text{Reemplazando en: } E = \frac{L_E}{L} - 1 \text{ Se tiene que: } E = \frac{1 - P_O}{1 - P_E} - 1$$

$$\text{Entonces } E = \frac{P_E - P_O}{1 - P_E}$$

Donde:  $E$  = Expansión total  
 $L_E$  = Profundidad del lecho expandido, m  
 $L$  = Profundidad del lecho fijo, m  
 $P_O$  = Porosidad del lecho fijo  
 $P_E$  = Porosidad del lecho expandido

Fair y Geyer encontraron experimentalmente que para partículas uniformes esféricas de pequeño diámetro (0.3 a 0.4 mm) y régimen laminar:

$$P_E = \left[ \frac{V_{Asc}}{V_s} \right]^{0.22}$$

Donde:  $V_{Asc}$  = Velocidad ascensional del flujo  
 $V_s$  = Velocidad de sedimentación libre no interferida

Asumiendo que la velocidad de arrastre ( $V_t$ ) es por lo menos igual a la velocidad de sedimentación de las partículas se tiene:

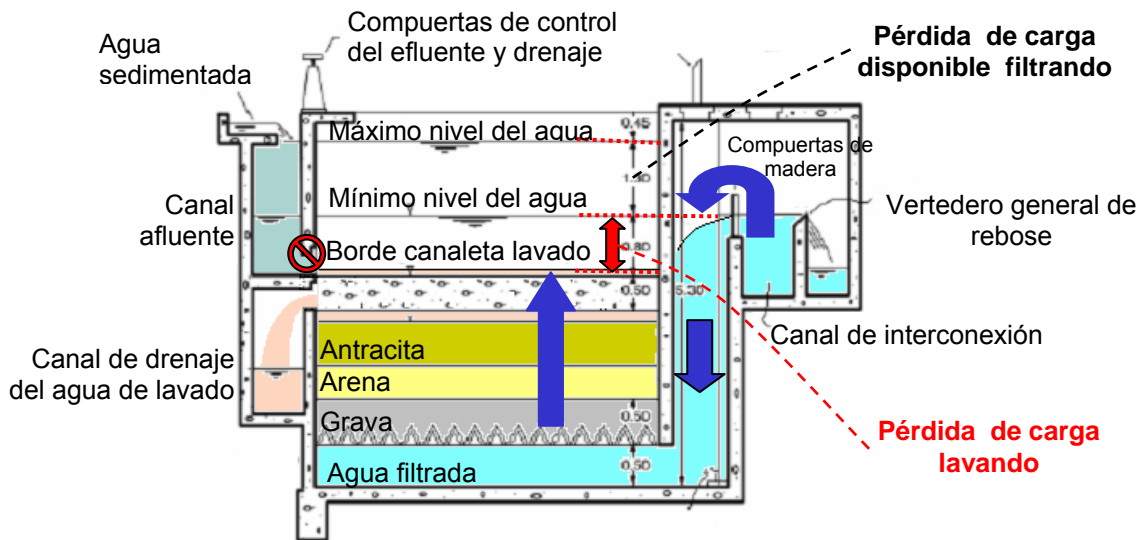
$$P_E = \left[ \frac{V_{Asc}}{V_t} \right]^{0.22}$$

Kawamura establece que la abrasión o frote máximo ocurre cuando la velocidad de lavado es igual al 10% de la velocidad de arrastre.

$$V_{Asc} = 0.1 \times V_t \text{ Reemplazando se tiene } P_E = [0.1]^{0.22}$$

La velocidad ascensional, 0.6 a 0.84 m/min, del agua, hace que el lecho filtrante se expanda en un valor generalmente menor del 40%.

En la Figura 9.19 se señala la pérdida de carga lavando, que corresponde a la sumatoria de  $h_G$ ,  $h_D$ ,  $h_L$  etc.



**Figura 9.19** Pérdida de carga lavando

## **CAPÍTULO 10**

### **DESINFECCION**

La desinfección es el último proceso unitario del tratamiento del agua y tiene como objetivo garantizar la calidad de la misma desde el punto de vista microbiológico asegurando la salud del consumidor.

La desinfección es un proceso físico y/o químico, no biológico, mediante el cual se eliminan los microorganismos patógenos presentes en el agua, o sea aquellos que pueden causar enfermedades.

Para que la desinfección sea efectiva, las aguas sujetas a tratamiento deben encontrarse libres de partículas coloidales causantes de turbiedad y color, las cuales pueden convertirse en obstáculos para la acción del agente desinfectante.

Contrario a la esterilización, que implica la destrucción de todos los seres vivientes presentes en el agua, la desinfección es un proceso selectivo que no destruye todos los organismos presentes en el agua y no siempre elimina todos los organismos patógenos. Por eso se requieren procesos previos que los eliminen mediante la sedimentación y filtración.

Aunque los microorganismos, patógenos y los no patógenos, presentes en el agua, son removidos y o destruidos en mayor o menor grado por la mayoría de los procesos convencionales de tratamiento. (Sedimentación 99%, filtración 98%), su eficiencia no es del 100%, razón por la cual se requiere de la desinfección.

Adicionalmente, la desinfección debe proteger a las aguas suministradas, del riesgo de sufrir posteriormente al tratamiento, una recontaminación en los tanques de almacenamiento o en las redes de distribución.

Algunos microorganismos patógenos más comunes en las aguas no tratadas adecuadamente.

Protozoarios:

- Amebas
- Giardia
- Cryptosporidium

**Bacterias:**

- Salmonellas (fiebre tifoidea y paratifoidea)
- Shigellas (disenterías)
- Vibrio comma o cholerae (cólera)

**Virus:**

- Hepatitis víricas
- Poliomiелitis

La desinfección del agua para consumo humano se realiza por agentes físicos, como el calor y los rayos ultravioleta, o químicos, como el cloro, sales de cloro, ozono, yodo e iones de plata.

## **10.1 METODOS DE DESINFECCION**

### **10.1.1 Agentes físicos**

- **Calor**

La elevación de la temperatura del agua hasta su punto de ebullición es una práctica segura y recomendable cuando hay dudas sobre la seguridad del agua para consumo.

- **Luz ultravioleta**

Los rayos ultravioletas (UV) se han utilizado en la desinfección de aguas de suministro de alta calidad. Eficaz bactericida y virucida, además no contribuye a la formación de compuestos tóxicos.

### **10.1.2 Agentes químicos**

- **Ozono (O<sub>3</sub>)** (Dosis 2 a 5 mg/litro)

El ozono es la forma alotrópica del oxígeno producida mediante el paso de oxígeno o aire seco a través de una descarga eléctrica de 5.000V-20.000V. Su producción tiene un alto costo ya que requieren generadores in situ con un alto consumo de energía eléctrica, lo cual ha limitado su uso.

El ozono es un gas azul, muy tóxico y extremadamente inestable, con olor picante, y uno de los más potentes germicidas. Una de las ventajas del ozono es su habilidad para remover problemas de color, olor y sabor, y una de las desventajas es, que como oxígeno, es poco soluble en agua y debido a su inestabilidad no tiene efecto residual.

Dadas las características del ozono y del cloro, es razonable pensar que el esquema más apropiado de desinfección es el de combinar la ozonización y la cloración. Esta última asegura un residual desinfectante para protección del agua en todo el sistema de distribución.

- **Cloro (CL<sub>2</sub>)** (Dosis 1 a 3 mg/litro)

El cloro y sus compuestos (hipocloritos de calcio y de sodio), son los desinfectantes más utilizados en Colombia por las facilidades de consecución y transporte del producto y factores de tipo económico.

Ventajas del cloro:

- Relativamente económico.
- Disponible como gas, líquido o granular.
- Tóxico para los microorganismos patógenos.
- Es un agente oxidante poderoso.
- Fácil de aplicar por su relativa alta solubilidad.
- Tiene efecto residual, que provee protección sanitaria en el sistema de distribución de agua. (0.2 a 1 mg/litro)

Desventajas del cloro:

- El cloro es un gas venenoso que requiere manejo cuidadoso.
- Es altamente corrosivo en solución.
- Al reaccionar el cloro con algunas sustancias orgánicas, forma trihalometanos, de los cuales el cloroformo es el más importante por ser cancerígeno.

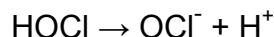
El cloro se usa generalmente en forma de:

- Gas: A partir de la vaporización de cloro líquido almacenado bajo presión en cilindros.
- Líquido: Hipoclorito de sodio, NaOClCl<sub>2</sub>. 10% a 15% de Cl<sub>2</sub> activo.
- Sólido: Hipoclorito de calcio, Ca(OCl)<sub>2</sub> (High Test Hypochlorite HTH). 70% de Cl<sub>2</sub> activo.

Tanto el cloro elemental gaseoso como el líquido reaccionan con el agua de la siguiente forma:

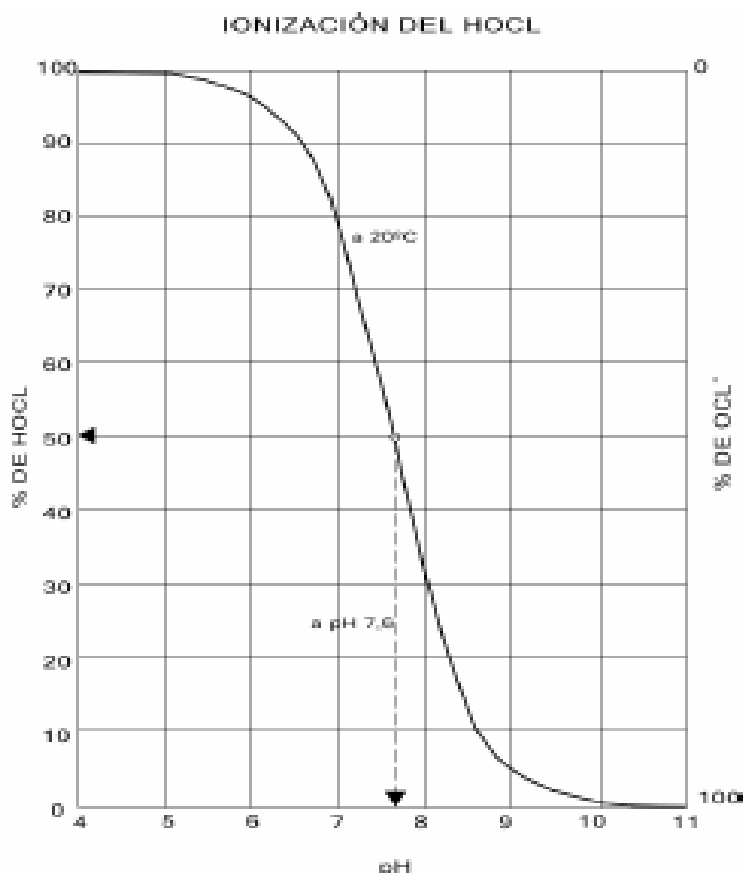


La hidrólisis completa ocurre en unas décimas de segundo a 18°C, y se prolonga a varios segundos a 0°C. El ácido hipocloroso (HOCl) por ser un ácido débil se disocia, casi instantáneamente, para formar ion hipoclorito (OCl<sup>-</sup>):



Las especies HOCl y OCl<sup>-</sup> en el agua conforman el **cloro residual libre** y constituyen los mejores compuestos clorados para la desinfección, siendo el ácido hipocloroso (HOCl) más eficiente que el ion hipoclorito (OCl<sup>-</sup>). En general se considera que el HOCl es 80 a 100 veces más efectivo que el OCl<sup>-</sup> para exterminar la bacteria Escherichia coli.

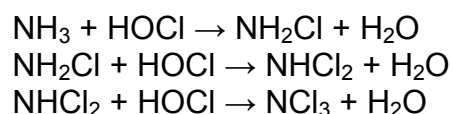
De acuerdo a lo anterior, la desinfección más letal con cloro ocurre a pH bajo, o sea en medio ácido. En la Figura 10.1 se observa la influencia del pH en la ionización del HOCl.



**Figura 10.1** Influencia del pH en la ionización del HOCl

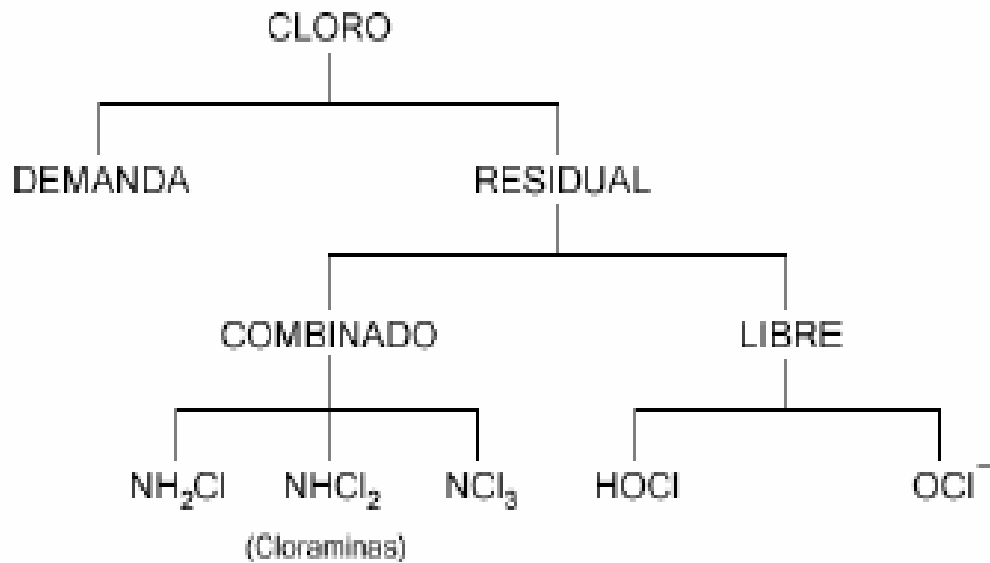
Si existe amoníaco, el ácido hipocloroso reaccionará con él amoníaco para producir monocloramina (NH<sub>2</sub>Cl), dicloramina (NHCl<sub>2</sub>) y tricloramina (NCl<sub>3</sub>).

Estas reacciones son:



Todo el cloro presente en el agua en forma de cloraminas es lo que se conoce como **cloro residual combinado** y como desinfectantes son menos efectivas que el cloro residual libre.

Si existe materia orgánica y otras sustancias químicas en el agua, el cloro reacciona con ellas. El cloro consumido en la oxidación de estas sustancias se conoce como la **demanda de Cloro**. Ver Figura 10.2.



**Figura 10.2 Formas de cloro en la cloración del agua**

El ácido hipocloroso y el ion hipoclorito se descomponen en pocos días. En la Tabla 10.1 se consigna el comportamiento del cloro a lo largo del tiempo.

Tiempo	0 horas	3 horas	5 horas	1 día	2 día	4 día
Cloro residual (mg/L)	0.6	0.5	0.45	0.3	0.2	0.05

**Tabla 10.1 Descomposición del cloro con el tiempo**

## 10.2 CLORACION AL PUNTO DE QUIEBRE

El cálculo de la dosis necesaria para una efectiva cloración se hace mediante una prueba de laboratorio que consiste en determinar el punto de quiebre.

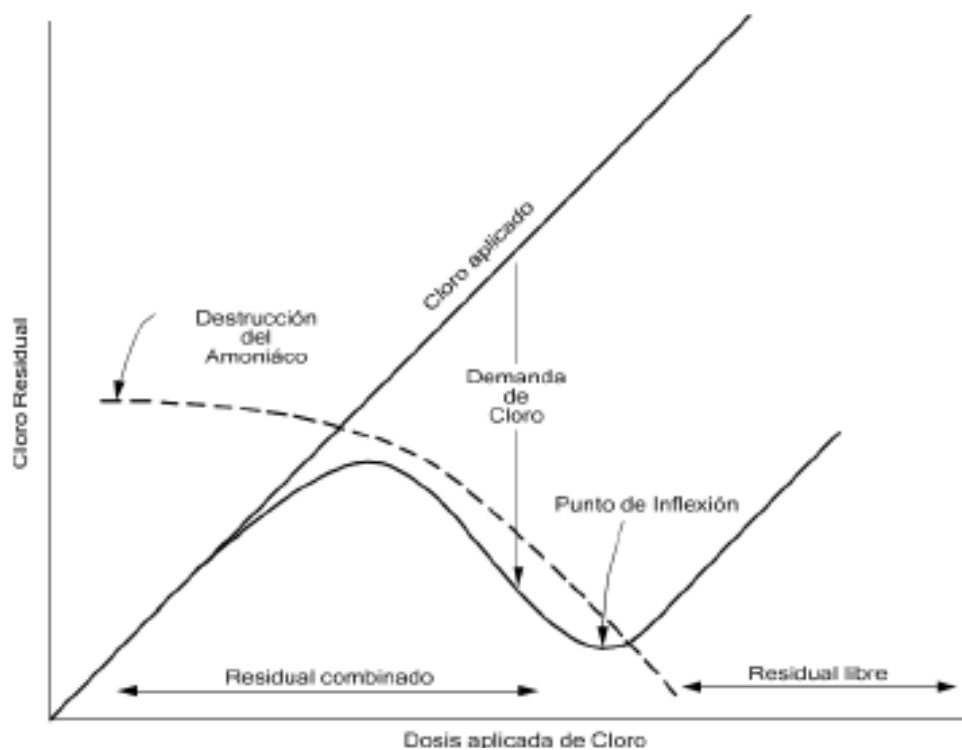
La Figura 10.3 ilustra lo que ocurre en el proceso de cloración en el punto de quiebre.

El cloro total disponible se da como una función de la dosis de cloro y se define como la suma del cloro libre y del cloro combinado.

El residual de cloro libre disponible es la suma de ácido hipocloroso (HOCl) y del ion hipoclorito ( $\text{OCl}^-$ ), expresado como mg/l de  $\text{Cl}_2$ .

El residual de cloro combinado es la suma de las monocloraminas ( $\text{NH}_2\text{Cl}$ ), de las dicloraminas ( $\text{NHCl}_2$ ) y de las tricloraminas ( $\text{NCl}_3$ ), expresada como mg/l de  $\text{Cl}_2$ .

Como normalmente, el cloro libre es mucho más eficiente (requiere una dosis menor en un tiempo de contacto también menor) que las cloraminas, en el tratamiento del agua, cuando el cloro es el único desinfectante aplicado y cuando las aguas están muy contaminadas, se recomienda la cloración al punto de quiebre, lo cual significa que la dosis de cloro aplicada es suficiente para superar ese punto y, por lo tanto, ha sido oxidado todo el amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) presente, con un residual de HOCl, de  $\text{OCl}^-$  o una combinación de ambos según sea el pH del agua.



**Figura 10.3 Cloración en el punto de quiebre**

### **10.3 FACTORES QUE INFLUYEN EN LA DESINFECCIÓN**

- **Comportamiento microorganismos**

La efectividad de los desinfectantes depende de la naturaleza y condición de los microorganismos.

Por ejemplo, células bacterianas de crecimiento viable se destruyen fácilmente, en cambio las esporas bacterianas son extremadamente resistentes y la mayoría de los desinfectantes químicos empleados tienen escaso o ningún efecto sobre las esporas.

- **Naturaleza y concentración del desinfectante**

Desinfectantes como el cloro y derivados pueden formar en el agua una serie de especies químicas cloradas, de diferente eficiencia desinfectante.

Por otro lado, la concentración del desinfectante determinará el tiempo de contacto necesario para destruir todos los microorganismos presentes en el agua.

- **La temperatura del agua**

Generalmente la temperatura favorece el proceso de desinfección. Sin embargo, es necesario tener en cuenta que la solubilidad de los agentes desinfectantes en estado gaseoso es inversamente proporcional a la T°C, es decir, la solubilidad será menor a mayor temperatura y viceversa.

- **La naturaleza y calidad del agua**

Las partículas en suspensión en el agua protegen a los microorganismos existentes, e interfieren su desinfección. La materia orgánica presente puede reaccionar con los desinfectantes químicos, cambiando su estructura reduciendo su eficacia. En ciertos casos, si no han sido removidos algunos compuestos orgánicos se pueden generar tóxicos o compuestos que le confieren sabor u olor al agua.

- **El pH**

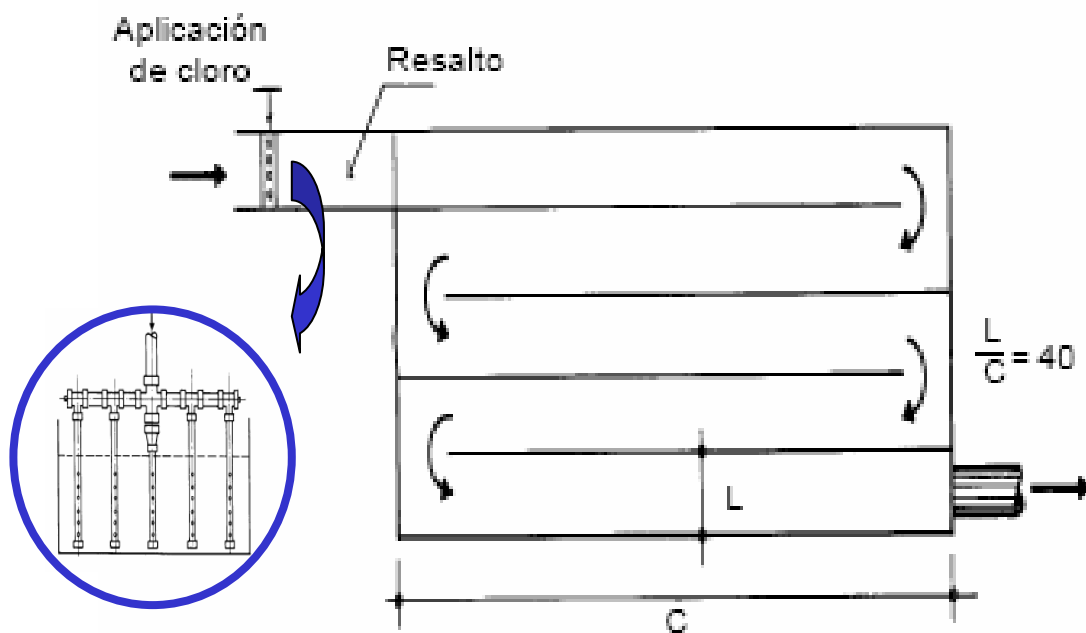
El pH del agua es importante para la vida de los microorganismos, ya que valores muy altos o muy bajos de pH ofrecen a los microorganismos un medio adverso, con excepción de los quistes de amebas.

Por otra parte, la acción de los desinfectantes es fuertemente influenciada por el pH del agua. En la práctica cuanto más alcalina es el agua se requiere mayor dosis de desinfectante para una misma temperatura y tiempo de contacto.

- **Tiempo de contacto**

El tiempo de contacto es una de las variables más importantes en el proceso de la desinfección. Por lo general, para una concentración dada de desinfectante, la mortalidad de los microorganismos patógenos aumenta cuanto mayor sea el tiempo de contacto.

A causa de la importancia del tiempo de contacto, para obtener una desinfección efectiva se debe garantizar una cámara de contacto. (Mínimo de 20 a 30 min).



**Figura 10.4 Cámara de contacto de cloro (vista en planta)**

- **El grado de agitación al que se somete al agua**

La mezcla inicial, como parte del proceso de cloración, es muy importante, más importante que el sistema de inyección del cloro. Se ha comprobado que la aplicación de cloro en un régimen fuertemente turbulento ( $RE=10000$ ) conduce a índices de mortalidad mayores a los conseguidos con la adición de cloro a un reactor de mezcla sin agitación fuerte.

- **Eficacia germicida del cloro.**

La eficacia de la desinfección depende principalmente del cloro residual (R) presente y del tiempo de contacto (T). Ahora, incrementando el valor de cualquiera de estas variables, ya sea (R) o (T), y disminuyendo simultáneamente el valor de la otra variable, se puede alcanzar aproximadamente el mismo grado de desinfección.

#### 10.4 ESTACIONES DE CLORACIÓN

El cloro gaseoso se obtiene comercialmente envasado a presión en forma líquida, en cilindros metálicos de diferentes capacidades. El máximo flujo de gas que se puede extraer de un cilindro depende del tamaño del mismo, como se indica en la Tabla 10.2.

El número de cilindros que se deben mantener en planta dependerá del grado de facilidad y confiabilidad del suministro de cloro en el país. La reserva que se puede mantener en almacén puede variar según el caso.

Peso del Contenido del cilindro		Peso del Cilindro solo		Peso total del cilindro		Máximo flujo de cloro que se puede extraer de un cilindro	
lb	Kg	lb	Kg	lb	Kg	lb/día	Kg/día
100	50	73	33	173	83	26	11.7
150	75	90-130	50-59	240-280	115-134	40	18.2
2000	1000	1500	680	3500	1680	400	182

**Tabla 10.2 Características de los cilindros de cloro**

Cuando se trata de cilindros pequeños de 50 y 75 kg, cuyo peso total lleno es de 83 a 117 kg, el manejo de los envases puede hacerse manualmente.

En cambio, cuando se usan cilindros de una tonelada, cuyo peso total lleno alcanza 1.680 kg, se necesita emplear poleas montadas sobre rieles y ganchos especiales, como lo muestra la Figura 10.5.

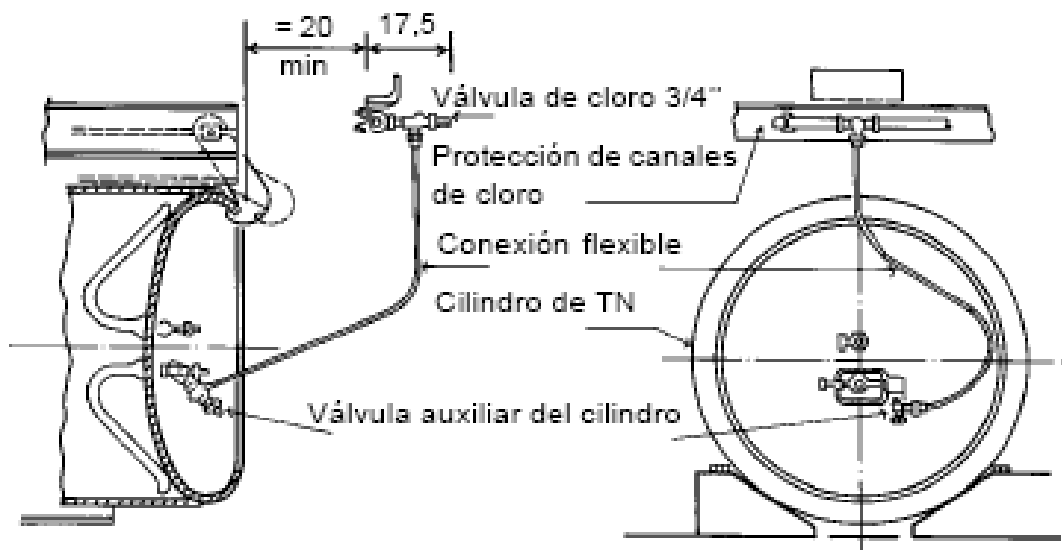
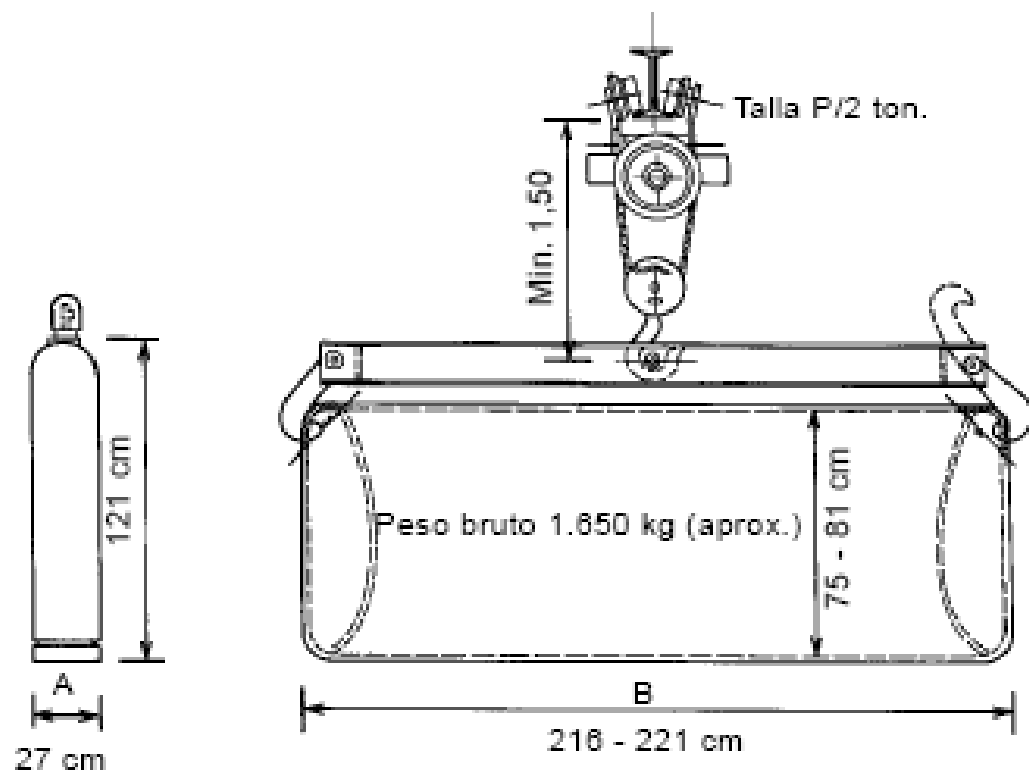
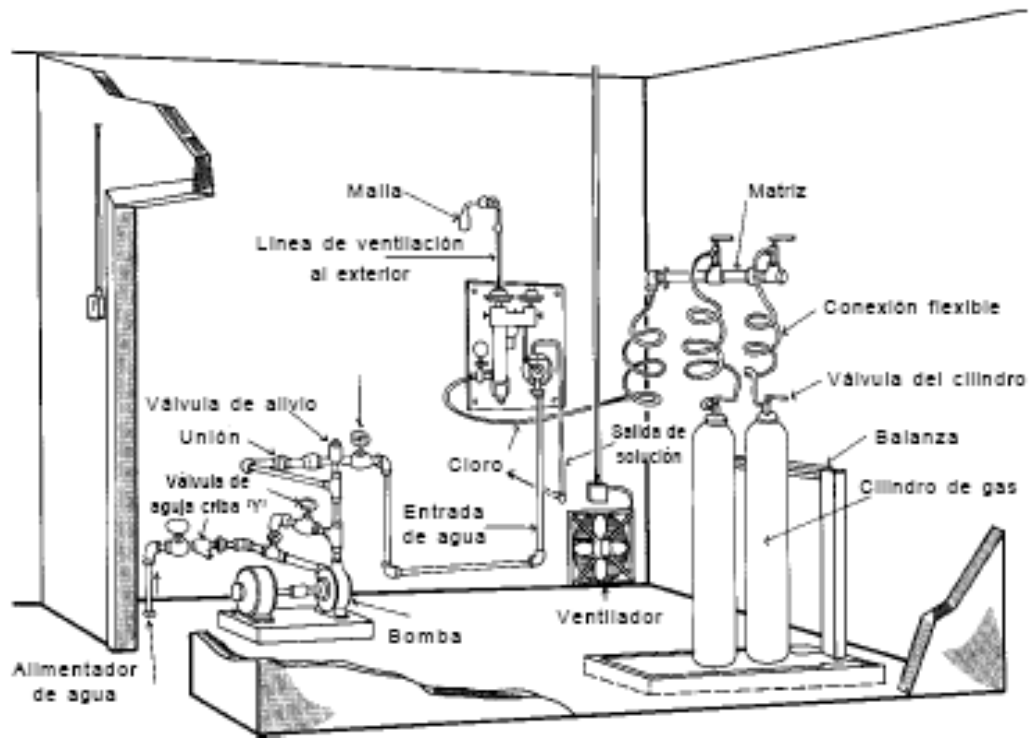
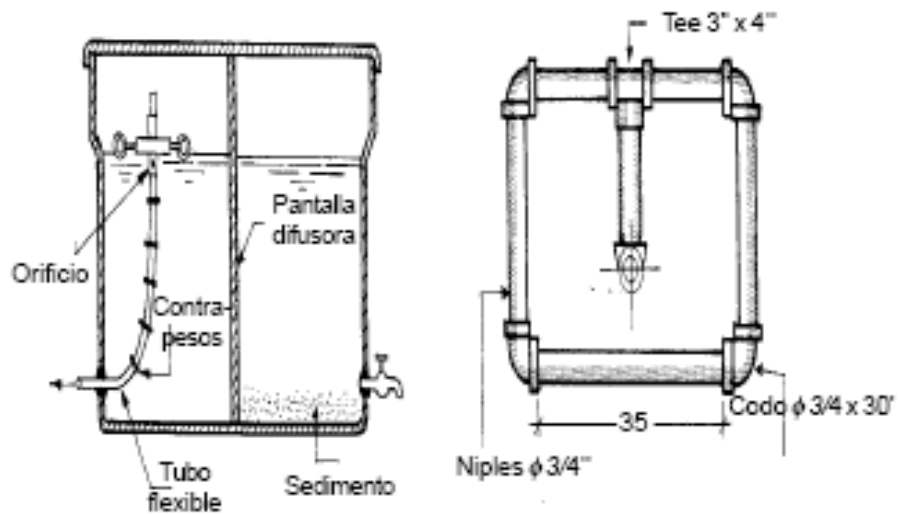


Figura 10.5 Cilindros de cloro gas

En la Figura 10.6 se observa una sala de cloración típica con cilindros de 50 y 75 kg de cloro gaseoso y en la Figura 10.7 se muestra un dosificador por gravedad de hipocloritos.



**Figura 10.6 Sala de cloración (cloro gaseoso)**



**Figura 10.7 Clorador por gravedad (hipocloritos)**

## **CAPÍTULO 11**

# **TECNOLOGÍAS ALTERNATIVAS EN PEQUEÑAS LOCALIDADES**

La calidad del agua suministrada a las pequeñas localidades es, en general, inferior a la calidad suministrada a las grandes ciudades. Para dar solución a esta problemática, se requiere de grandes inversiones, que para la mayoría de los países latinoamericanos se encuentran fuera del alcance de sus presupuestos.

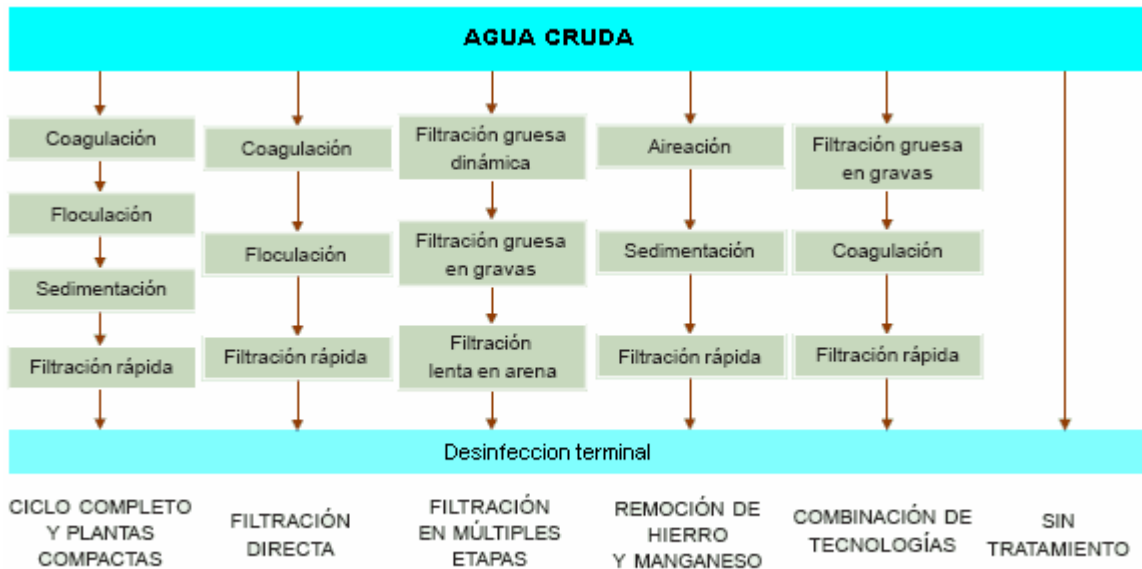
Se requiere entonces, que la tecnología empleada en el tratamiento de agua potable para las pequeñas localidades sea apropiada a su realidad socioeconómica y cultural.

No existe una sola tecnología, ni una única solución. Los desafíos en el uso de una determinada tecnología son proveer respuestas sencillas a la potabilización del agua y a la reducción de los costos de inversión, operación y mantenimiento y así poder prestar un servicio sostenible. Por ello, toda tecnología se debe adaptar al entorno ambiental, social y económico de estas localidades, y puedan ser operadas y mantenidas por los proveedores locales de servicios.

Para que el consumo de agua sea seguro, se ha desarrollado una variedad de tecnologías de potabilización que incluye la filtración rápida de agua, a la que se añade previamente una sustancia coagulante, así como los filtros gruesos y filtros lentos de arena.

En la Figura 11.1 se presenta un diagrama simplificado de tales alternativas, sintetizado del modelo de Selección de Tecnología y Análisis de Costos en Sistemas de Potabilización del Agua, SelTec, elaborado por el instituto CINARA de Colombia.

La adecuada selección de una tecnología resulta fundamental para potabilizar el agua bajo criterios de costo-efectividad y sostenibilidad del servicio, para lo cual se han logrado avances significativos en la simplificación de tecnologías tales como la coagulación, la sedimentación y la filtración rápida en arena, así como el mejor desempeño de los filtros gruesos de grava y filtros lentos de arena.



**Figura 11.1 Alternativas tecnológicas para la potabilización del agua para consumo humano**

- **Filtración en Múltiples Etapas (FiME)**

Una alternativa válida ante procesos convencionales que consideran el uso de productos químicos y equipos mecanizados como floculadores y filtros rápidos, esta la serie de procesos que integran la llamada Filtración en Múltiples Etapas (FiME).

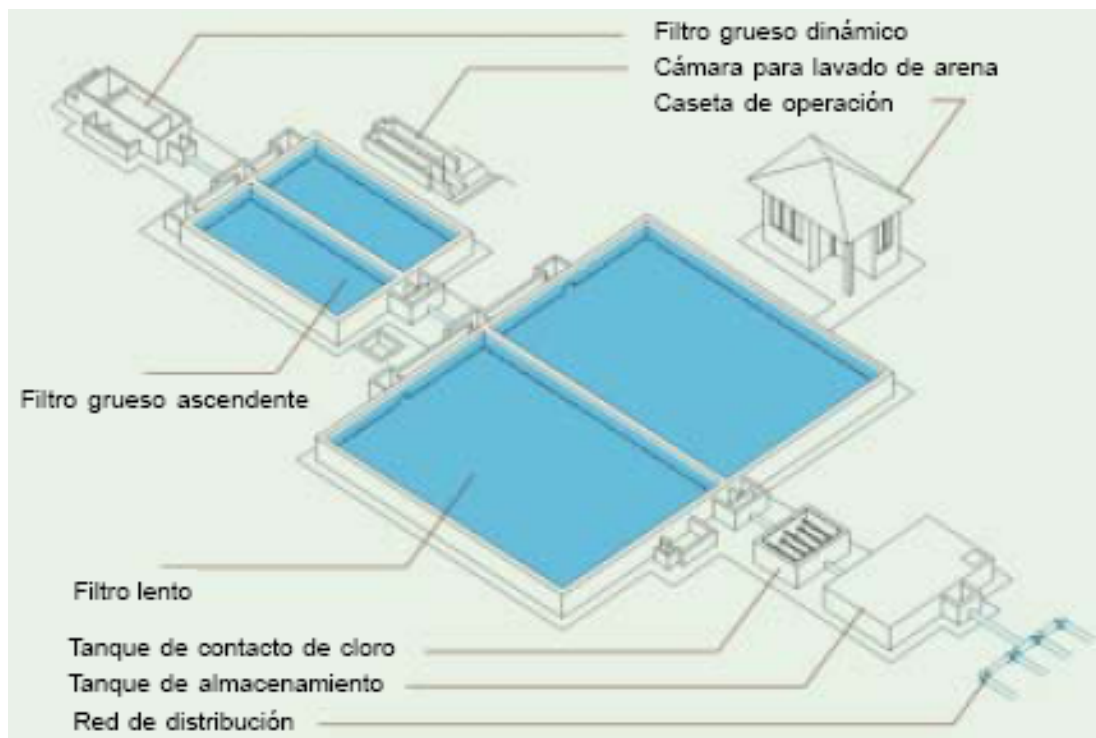
La tecnología de Filtración en Múltiples Etapas (FiME) consiste en la combinación de procesos de filtración gruesa en grava y filtros lentos de arena.

La experiencia ha demostrado, por otra parte, que la decisión de adoptar esta tecnología debe estar precedida de un detallado proceso de análisis técnico, social y de las capacidades locales de construcción y operación de la planta. En particular, constituye un factor crítico la disponibilidad de asistencia técnica a corto y mediano plazo.

La FiME puede estar conformada por dos o tres procesos de filtración, dependiendo del grado de contaminación de las fuentes de agua. En la Figura 11.2 se presenta una opción integrada por tres procesos: Filtros Gruesos Dinámicos (FGDi), Filtros Gruesos Ascendentes en Capas (FGAC) y Filtros Lentos de Arena (FLA).

Los dos primeros procesos constituyen la etapa de pretratamiento, que permite reducir la concentración de sólidos suspendidos.

Conforme circula el agua las partículas más pequeñas son eliminadas, hasta llegar al filtro lento de arena, reconocido como una tecnología sencilla, confiable y eficiente, pues puede producir agua de baja turbiedad, libre de impurezas suspendidas y virtualmente libre de entero-bacterias, entero-virus y quistes de protozoarios.



**Figura 11.2 Procesos que integran la FiME**

- **Filtros Gruesos Dinámicos (FGDi)**

Los FGDi son tanques que contienen una capa delgada de grava fina de 6 a 13 mm en la superficie, sobre un lecho de grava más gruesa de 13 a 25 mm y un sistema de drenaje en el fondo (Ver Figura 11.3).

El agua que ingresa en la unidad fluye sobre la capa superficial de grava en sentido horizontal. Parte del agua se infiltra a través del lecho y es conducida a la próxima etapa de tratamiento, mientras que el exceso es devuelto al curso de agua original. Bajo condiciones normales de operación, la capa de grava fina retiene entre el 70 y el 80% del material suspendido,

obstruyéndose gradualmente el lecho filtrante superficial. Si se presentaran concentraciones elevadas de sólidos suspendidos, el lecho filtrante puede llegar a obstruirse más rápidamente, disminuyendo el flujo del agua y protegiendo, consiguientemente, los otros procesos de tratamiento.

La limpieza de estas unidades se debe realizar una a dos veces por semana, para lo cual se raspa la capa superficial de grava desprendiendo el material depositado. Este proceso se combina con un drenaje de fondo.

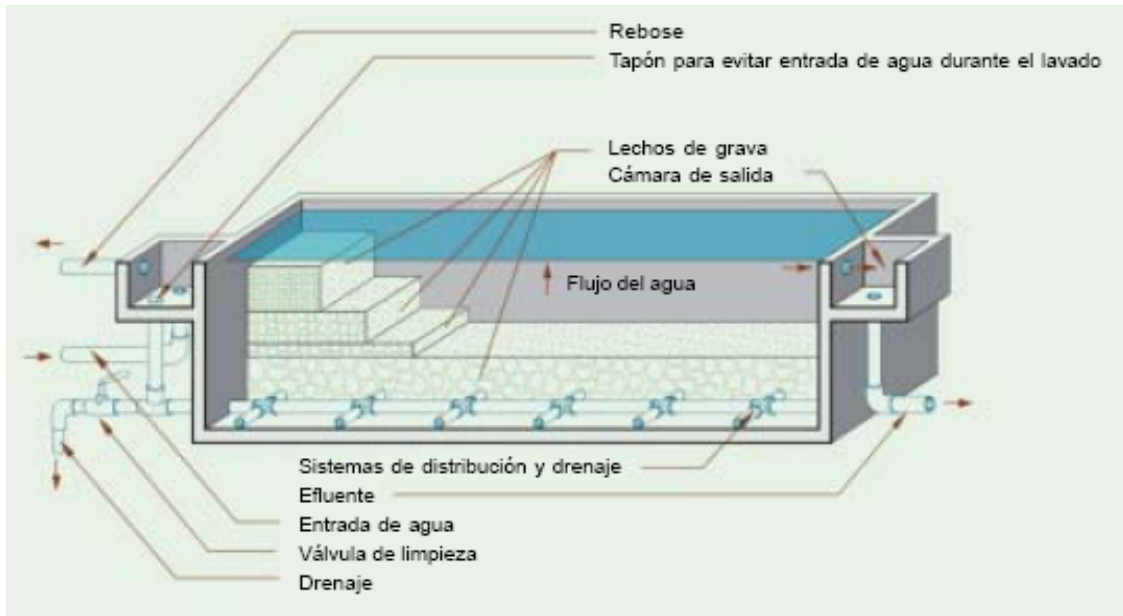


**Figura 11.3 Esquema de un Filtro Grueso Dinámico (FGDi)**

- **Filtro Grueso Ascendente en Capas (FGAC)**

Un filtro grueso ascendente consiste en un compartimento principal donde se ubica un lecho filtrante de grava. El tamaño de los granos de grava disminuye con la dirección del flujo, que es ascendente. Un sistema de tuberías, ubicado en el fondo de la estructura, permite distribuir el flujo de agua en forma uniforme dentro del filtro (Ver Figura 11.4).

Conforme funciona el filtro, los espacios vacíos entre las partículas de grava se van colmatando con las partículas retenidas del agua, por lo que se requieren limpiezas semanales, para lo cual se utilizan válvulas de apertura rápida situadas en la base de la estructura, que se abren y cierran para remover el material depositado en el lecho del filtro.



**Figura 11.4 Esquema de un Filtro Grueso Ascendente en Capas (FGAC)**

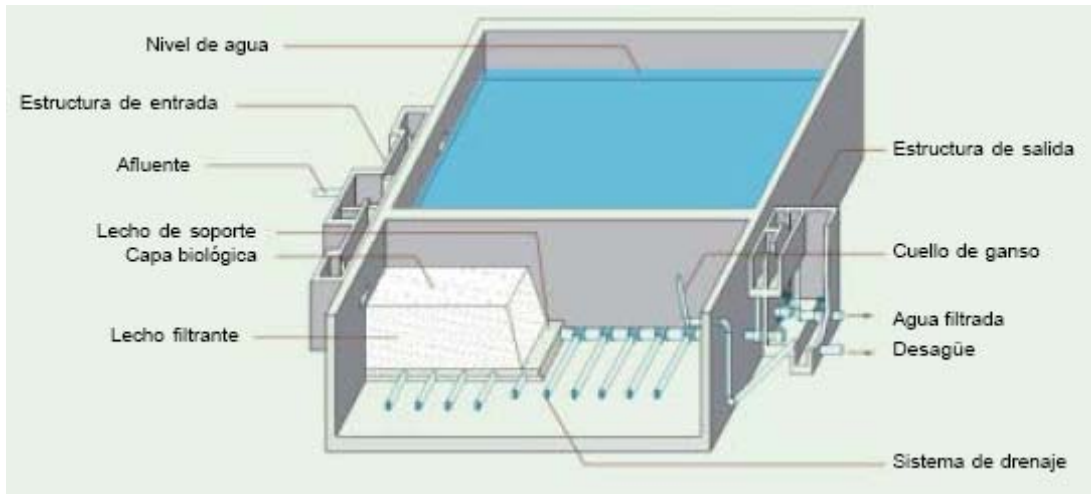
- **Filtro Lento de Arena (FLA)**

Consiste en un tanque con un lecho de arena fina, colocado sobre una capa de grava que constituye el soporte de la arena la cual, a su vez, se encuentra sobre un sistema de tuberías perforadas que recolectan el agua filtrada.

El flujo es descendente, con una velocidad de filtración muy baja que puede ser controlada preferiblemente al ingreso del tanque (Ver Figura 11.5).

Conforme opera el filtro, se desarrolla en la superficie una capa biológica que resulta de la acumulación de material orgánico e inorgánico. En esta capa se genera la mayor pérdida de carga durante el funcionamiento del filtro, por lo cual el trabajo de limpieza consiste en el retiro o raspado de uno a dos cm. de la parte superior del medio filtrante al cabo de varias semanas o meses, dependiendo de factores tales como la turbiedad del agua y la velocidad de filtración.

Después de varios raspados, se requiere el rearenamiento del filtro, actividad que consiste en la reposición de la arena retirada anteriormente del filtro una vez lavada. Esta actividad se realiza cada tres o más años.



**Figura 11.5 Esquema de un Filtro Lento de Arena (FLA)**



**Figura 11.6 Planta de FiME en Mondomo, Colombia**

## REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Guerra, Sergio y Galindo, Flor Zoraida. *Modulo de Tecnología en Gestión del Recurso Agua Potable*. Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, 1999.
- Gómez Sánchez, Jorge E. *Plantas de tratamiento para agua potable. Teoría y diseño*. Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, 2003.
- Arboleda Valencia, Jorge. *Teoría y práctica de la purificación del agua*. 3ª edición. McGraw Hill, Bogotá, 2000.
- Pérez Parra, Jorge A. *Manual de potabilización del agua*. Facultad de Minas, Universidad Nacional, Medellín, 1977.
- Romero, R. Jairo. *Acuipurificación, diseño y sistemas de purificación de aguas*. Escuela Colombiana de Ingeniería, Bogotá, 1995.
- Aurazo de Zumaeta, Margarita. *Manual I: Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de filtración rápida, Teoría*. Tomo I, Aspectos biológicos de la calidad del agua, Lima, CEPIS, 2004.
- Barrenechea Martel, Ada. *Manual I: Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de filtración rápida, Teoría*. Tomo I, Aspectos fisicoquímicos de la calidad del agua, Coagulación, Lima, CEPIS, 2004.
- Cánepa de Vargas, Lidia. *Manual I: Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de filtración rápida, Teoría*. Tomo I, Procesos unitarios y plantas de tratamiento, Mezcla rápida, Floculación, Lima, CEPIS, 2004.
- Maldonado Yactayo, Víctor. *Manual I: Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de filtración rápida, Teoría*. Tomo II, Sedimentación, Filtración, Lima, CEPIS, 2004.
- Barrenechea Martel, Ada y Cánepa de Vargas, Lidia. *Manual I: Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de filtración rápida, Teoría*. Tomo II, Desinfección, Lima, CEPIS, 2004.
- Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico RAS 2000. Ministerio de Desarrollo Económico, Bogota, 2000.

- <http://www.cepis.ops-oms.org/sde/ops-sde/bvsde.shtml>
- <http://cinara.univalle.edu.co/>
- <http://www.fbleopold.com/water/filtration/rapid.htm>