

Comisión Nacional del Agua

**MANUAL DE AGUA POTABLE,
ALCANTARILLADO Y SANEAMIENTO**

**DISEÑO DE PLANTAS POTABILIZADORAS TIPO DE TECNOLOGÍA
SIMPLIFICADA**

Diciembre de 2007

www.cna.gob.mx

ADVERTENCIA

Se autoriza la reproducción sin alteraciones del material contenido en esta obra, sin fines de lucro y citando la fuente.

Esta publicación forma parte de los productos generados por la Subdirección General de Agua Potable, Drenaje y Saneamiento, cuyo cuidado editorial estuvo a cargo de la Gerencia de Cuencas Transfronterizas de la Comisión Nacional del Agua.

Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento.

Edición 2007

ISBN: 978-968-817-880-5

Autor: Comisión Nacional del Agua
Insurgentes Sur No. 2416 Col. Copilco El Bajo
C.P. 04340, Coyoacán, México, D.F.
Tel. (55) 5174-4000
www.cna.gob.mx

Editor: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
Boulevard Adolfo Ruiz Cortines No. 4209 Col. Jardines de la Montaña,
C.P 14210, Tlalpan, México, D.F.

Impreso en México
Distribución gratuita. Prohibida su venta.

Comisión Nacional del Agua

Ing. José Luis Luege Tamargo
Director General

Ing. Marco Antonio Velázquez Holguín
Coordinador de Asesores de la Dirección General

Ing. Raúl Alberto Navarro Garza
Subdirector General de Administración

Lic. Roberto Anaya Moreno
Subdirector General de Administración del Agua

Ing. José Ramón Ardavín Ituarte
Subdirector General de Agua Potable, Drenaje y Saneamiento

Ing. Sergio Soto Priante
Subdirector General de Infraestructura Hidroagrícola

Lic. Jesús Becerra Pedrote
Subdirector General Jurídico

Ing. José Antonio Rodríguez Tirado
Subdirector General de Programación

Dr. Felipe Ignacio Arreguín Cortés
Subdirector General Técnico

Lic. René Francisco Bolio Halloran
Coordinador General de Atención de Emergencias y Consejos de Cuenca

M.C.C. Heidi Storsberg Montes
Coordinadora General de Atención Institucional, Comunicación y Cultura del Agua

Lic. Mario Alberto Rodríguez Pérez
Coordinador General de Revisión y Liquidación Fiscal

Dr. Michel Rosengaus Moshinsky
Coordinador General del Servicio Meteorológico Nacional

C. Rafael Reyes Guerra
Titular del Órgano Interno de Control

Responsable de la publicación:
Subdirección General de Agua Potable, Drenaje y Saneamiento

Coordinador a cargo del proyecto:
Ing. Eduardo Martínez Oliver
Subgerente de Normalización

La Comisión Nacional del Agua contrató la Edición 2007 de los Manuales con el

INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGÍA DEL AGUA según convenio
CNA-IMTA-SGT-GINT-001-2007 (Proyecto HC0758.3) del 2 de julio de 2007
Participaron:

Dr. Velitchko G. Tzatchkov
M. I. Ignacio A. Caldiño Villagómez

CONTENIDO

	Página
INTRODUCCIÓN	3
1. ANTECEDENTES	5
2. SUMINISTRO DE AGUA POTABLE	7
2.1. IMPORTANCIA DE LA CALIDAD DEL AGUA EN EL SUMINISTRO	7
2.1.1. Enfermedades de origen biológico-infeccioso	8
2.1.2. Enfermedades producidas por agentes químicos	9
2.2. FUENTES DE ABASTECIMIENTO	10
2.2.1. Aguas subterráneas	10
2.2.2. Aguas superficiales	11
2.2.3. Comparación de la calidad de las aguas superficiales y subterráneas	12
2.2.4. Calidad de las fuentes de agua en México	13
3. ABASTECIMIENTO Y NORMATIVIDAD	14
3.1. ARTÍCULO 115 CONSTITUCIONAL	14
3.2. NORMAS OFICIALES MEXICANAS (NOM's)	15
3.2.1. NOM-012-SSA1-1993	15
3.2.2. NOM-014-SSA1-1993	16
3.2.3. Modificación a la NOM 127-SSA1-1994	20
3.2.4. NOM-179-SSA1-1998	24
3.3. OTRAS NORMAS	28
4. SIGNIFICADO DE LOS PARÁMETROS CONTENIDOS EN LA MODIFICACIÓN A LA NOM-127- SSA1-1994	29
4.1. CARACTERÍSTICAS MICROBIOLÓGICAS	29
4.1.1. Coliformes totales	29
4.1.2. Coliformes fecales	29
4.1.3. Limitaciones de los indicadores de contaminación microbiológica seleccionados en la Modificación a la NOM-127-SSA1	30
4.2. CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y ORGANOLÉPTICAS	31
4.2.1. Color	32
4.2.2. Olor y sabor	32
4.2.3. Turbiedad	34
4.3. CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS	34
4.3.1. Aluminio (Al)	35
4.3.2. Arsénico (As)	35
4.3.3. Bario (Ba)	36
4.3.4. Cadmio (Cd)	37
4.3.5. Cianuros (CN ⁻)	38
4.3.6. Cloro residual libre	38
4.3.7. Cloruros (Cl ⁻)	39
4.3.8. Cobre (Cu)	40
4.3.9. Cromo total (Cr)	40
4.3.10. Dureza	41
4.3.11. Fenoles o compuestos fenólicos	42
4.3.12. Hierro (Fe)	43
4.3.13. Fluoruro (F)	43
4.3.14. Benceno	44

4.3.15. Etilbenceno.....	44
4.3.16. Tolueno	44
4.3.17. Xileno (tres isómeros).....	45
4.3.18. Manganeso (Mn)	45
4.3.19. Mercurio (Hg)	46
4.3.20. Nitratos y nitritos.....	47
4.3.21. Nitrógeno amoniacal.....	48
4.3.22. pH (potencial de hidrógeno)	48
4.3.23. Aldrín y dieldrín	49
4.3.24. Clordano (total de isómeros)	50
4.3.25. DDT (total de isómeros)	50
4.3.26. Gamma-HCH lindano	50
4.3.27. Hexaclorobenceno (HCB).....	51
4.3.28. Heptacloro y epóxido de heptacloro	51
4.3.29. Metoxicloro	51
4.3.30. 2,4 D (ácido 2,4 diclorofenoxiacético)	52
4.3.31. Plomo (Pb)	52
4.3.32. Sodio (Na)	53
4.3.33. Sólidos disueltos totales (SDT)	54
4.3.34. Sulfatos (SO_4^{2-})	54
4.3.35. Sustancias activas al azul de metileno	55
4.3.36. Trihalometanos.....	55
4.3.37. Yodo residual libre (I)	56
4.3.38. Zinc (Zn).....	57
4.4. CARACTERÍSTICAS RADIATIVAS	57
5. CONSIDERACIONES PARA UN SISTEMA DE POTABILIZACIÓN.....	60
5.1. DEFINICIÓN DEL OBJETIVO	60
5.2. DATOS BÁSICOS	60
5.2.1. Periodo de planeación.....	61
5.2.2. Área de abastecimiento.....	61
5.2.3. Tamaño de la planta potabilizadora	61
5.2.4. Crecimiento futuro	62
5.2.5. Fuente de abastecimiento	62
5.2.6. Sitio de ubicación de la planta.....	62
5.2.7. Financiamiento	63
5.3. ESTUDIOS PRELIMINARES	63
5.3.1. Calidad del agua	63
5.3.2. Pruebas de tratabilidad.....	66
5.3.3. Procesos de remoción.....	72
5.3.4. Selección del esquema de tratamiento.....	76
5.4. DETERMINACIÓN DEL SISTEMA DE POTABILIZACIÓN	78
5.4.1. Arreglos de sistemas de potabilización	78
5.4.2. Definición de parámetros críticos de diseño.....	82
5.4.3. Manejo y disposición de residuos.....	82
5.4.4. Definición del nivel de instrumentación y control.....	83
5.5. DISEÑO ARQUITECTÓNICO	99
5.6. ESTUDIOS DE IMPACTO AMBIENTAL.....	99

5.7. ESTIMACIÓN DE COSTOS	100
6. DESCRIPCIÓN DE PROCESOS DE TRATAMIENTO	101
6.1. TANQUE DE HOMOGENEIZACIÓN.....	101
6.2. COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN	101
6.2.1. Reactivos.....	102
6.2.2. Condiciones de operación y equipo	107
6.2.3. Criterios de diseño	108
6.2.4. Tecnología de floculación.....	110
6.3. SEDIMENTACIÓN	112
6.3.1. Tipos de sedimentadores	114
6.4. FILTRACIÓN	117
6.4.1. Principio de operación	118
6.4.2. Pretratamiento del agua	120
6.4.3. Medio filtrante.....	120
6.4.4. Criterios de diseño	123
6.4.5. Pruebas de tratabilidad.....	124
6.4.6. Lavado.....	124
6.4.7. Bajos drenes	125
6.4.8. Control.....	126
6.5. CLORACIÓN	126
6.5.1. Química de la cloración	128
6.5.2. Productos de cloro	130
6.5.3. Desinfección	131
6.5.4. Equipo	132
6.5.5. Impurezas del cloro	134
6.5.6. Control de trihalometanos	134
6.5.7. Cloración de sistemas de distribución	135
6.6. OZONIZACIÓN	136
6.6.1. Sistemas de generación de ozono	137
6.6.2. Sistema de preparación de gas de alimentación.....	137
6.6.3. Generación de ozono	137
6.6.4. Características del suministro eléctrico	138
6.6.5. Necesidad de un destructor de ozono	139
6.6.6. Ventajas y desventajas de utilizar Ozono.....	139
6.7. LUZ ULTRAVIOLETA.....	140
6.7.1. Características	140
6.7.2. Efecto en los microorganismos y modo de acción	141
6.7.3. Prueba de tratabilidad	141
6.7.4. Reactivación.....	142
6.7.5. Interferencias.....	142
6.7.6. Dosis del desinfectante	144
6.7.7. Principio de funcionamiento	146
6.8. AIREACIÓN, SEDIMENTACIÓN Y FILTRACIÓN	147
6.9. AIREACIÓN, OXIDACIÓN QUÍMICA, SEDIMENTACIÓN Y FILTRACIÓN	148
6.10. FILTRACIÓN EN ZEOLITAS	149
6.11. INTERCAMBIO IÓNICO	150
6.12. OSMOSIS INVERSA.....	151

6.12.1. Diseño	152
6.12.2. Prueba de tratabilidad	153
6.12.3. Pretratamiento	155
6.12.4. Equipo	157
6.12.5. Postratamiento	162
6.13. NANOFILTRACIÓN	164
6.14. ULTRAFILTRACIÓN	165
6.14.2. Geometría y tipo de membrana	166
6.15. MICROFILTRACIÓN	168
6.16. ELECTRODIÁLISIS	168
6.17. ABLANDAMIENTO CON CARBONATO DE SODIO-CAL	169
6.18. ABLANDAMIENTO CON EXCESO DE CAL	171
6.19. REMOCIÓN SELECTIVA DE CARBONATO DE CALCIO	171
6.20. ABLANDAMIENTO MEDIANTE UN TRATAMIENTO POR PARTES	172
6.21. REMOCIÓN DE Fe Y Mn CON ABLANDAMIENTO	173
6.22. ABLANDAMIENTO Y REMOCIÓN DE NITRATOS POR INTERCAMBIO IÓNICO	173
6.23. ABLANDAMIENTO POR INTERCAMBIO CATIONICO	173
6.24. INTERCAMBIO ANIÓNICO PARA REMOVER NITRATOS	173
6.25. DESMINERALIZACIÓN POR INTERCAMBIO IÓNICO	174
6.26. ADSORCIÓN EN CARBÓN ACTIVADO	174
6.27. OXIDACIÓN	174
6.28. FLUORACIÓN	175
6.29. DEFLUORACIÓN	176
6.30. ESTABILIZACIÓN QUÍMICA DEL AGUA	176
6.31. PROTECCIÓN CATÓDICA	177
6.32. AJUSTE DE pH	178
6.33. PRINCIPALES EQUIPOS PARA POTABILIZACIÓN	178
6.33.1. Dosificadores	178
6.34. MEDIDORES DE FLUJO	180
6.34.1. Métodos e instrumentos para la medición de flujo	181
7. PROCESOS PARA LODOS	187
7.1. TIPOS DE LODO DE COAGULANTES	187
7.1.1. Lodos provenientes del ablandamiento	189
7.1.2. Lodos provenientes de la remoción de Fe y Mn	191
7.1.3. Lodos de presedimentación	191
7.1.4. Salmueras gastadas	191
7.1.5. Lodos del lavado de filtro	191
7.2. MÉTODOS Y PROCESOS DE DIGESTIÓN	191
7.2.1. Acondicionamiento de lodos	192
7.2.2. Métodos de desaguado	192
7.3. RECUPERACIÓN DE REACTIVOS	196
8. PROYECTO ESTRUCTURAL DE PLANTAS POTABILIZADORAS	197
8.1. INTRODUCCIÓN	197
8.2. ESTRUCTURAS	197
8.2.1. Edificación	198
8.2.2. Depósitos	199

8.3. ANÁLISIS DE SISMO Y VIENTO	200
8.3.1. Sismo	200
8.3.2. Viento	202
9. INSTRUCTIVO PARA EL USO DE LAS HOJAS DE CÁLCULO	205
9.1. INTRODUCCIÓN	205
9.2. SISTEMA DE CÁLCULO	205
9.3. DESCRIPCIÓN GENERAL DEL PROCESO DE CÁLCULO	206
9.4. DESCRIPCIÓN DE LAS ACTIVIDADES	208
9.4.1. Datos generales	208
9.4.2. Cálculo del filtro	208
9.4.3. Cálculo del Sedimentador	212
9.4.4. Cálculo del floculador	214
9.4.5. Cálculo del dispositivo de mezcla rápida	215
9.4.6. Cálculo del equipo de cloración	216
9.4.7. Cálculo del equipo para dosificación de productos químicos	216
9.4.8. Cálculo de la línea de interconexión del sedimentador al filtro	216
9.4.9. Cálculo del soplador para el lavado con aire	216
10. EJEMPLO DE CÁLCULO DE UNA POTABILIZADORA DE AGUA SUPERFICIAL DE 250 I/S DE CAPACIDAD UTILIZANDO LAS HOJAS DE CÁLCULO	217
10.1. INTRODUCCIÓN	217
10.2. ANÁLISIS PRELIMINARES	217
10.2.1. Cálculo del caudal de diseño	217
10.2.2. Pruebas de jarras	217
10.2.3. Características de los medios filtrantes	217
10.2.4. Velocidad de sedimentación y tasa de producción de lodo	218
10.3. PROCEDIMIENTO DE CÁLCULO	219
10.3.1. Datos generales	219
10.3.2. Cálculo del filtro	221
10.3.3. Cálculo de la interconexión sedimentador-filtro	233
10.3.4. Cálculo del sedimentador	233
10.3.5. Cálculo del floculador	240
10.3.6. Cálculo del dispositivo de mezcla rápida	242
10.3.7. Cálculo de la caja de distribución	244
10.3.8. Cálculo del sistema de cloración	245
10.3.9. Cálculo del sistema de dosificación de floculantes	248
10.3.10. Cálculo del soplador	249
11. FUNCIONAMIENTO Y COMPORTAMIENTO DE PLANTAS POTABILIZADORAS EN MÉXICO, CONFORME VISITAS TÉCNICAS REALIZADAS	250
11.1. INTRODUCCIÓN	250
11.2. VISITAS REALIZADAS A PLANTAS POTABILIZADORAS DE AGUA EN LA REPÚBLICA MEXICANA	250
11.3. CARACTERÍSTICAS DE LAS PLANTAS POTABILIZADORAS VISITADAS	251
11.4. DESCRIPCIÓN GENERAL DEL PROCESO	254
11.5. PROBLEMÁTICA PRINCIPAL DETECTADA, CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	255

11.5.1. Medición	255
11.5.2. Adición de reactivos	255
11.5.3. Precloración	256
11.5.4. Floculación	256
11.5.5. Sedimentador	256
11.5.6. Filtración	257
11.5.7. Manejo y tratamiento de lodos	257
11.5.8. Equipo electromecánico	258
11.5.9. Falta de etapas del proceso	258
11.5.10. Calidad del agua	259
11.5.11. Manual de operación	259
11.5.12. Pruebas piloto	259
11.5.13. Simulador	259

PRÓLOGO

El suministro de agua potable a las poblaciones de nuestro país es un servicio cuya responsabilidad está a cargo de los municipios, conforme a lo dispuesto en el artículo 115 Constitucional. Para tal fin, dentro de los ayuntamientos se constituyen organismos operadores de agua potable alcantarillado y saneamiento. Son éstos los responsables directos de abastecer el agua en cantidad suficiente y con una calidad que cumpla con la normativa aplicable, la cual está establecida en la Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA-1-1994, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.

Los procesos de potabilización están en función de la calidad del agua en las fuentes de captación, pudiendo ser tan sencillo como la desinfección, o involucrar diversas operaciones unitarias como oxidación, coagulación, floculación, sedimentación y filtración, además de la desinfección. En algunos casos, se llega a requerir intercambio iónico, ósmosis inversa o adsorción con carbón activado.

Tradicionalmente, los proyectos de plantas potabilizadoras, elaborados por empresas especializadas, presentaban variaciones y en algunos casos, una tendencia al sobreequipamiento y la automatización, así como a la inclusión de “obras de arte” en las estructuras de alimentación y recolección, lo que encarece y hace más lenta la construcción de las plantas.

Ante tal situación, en 1987, la Dirección General de Captaciones y Conducciones de Agua, adscrita a la Subsecretaría de Infraestructura Hidráulica, de la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, elaboró el “Manual de diseño de plantas potabilizadoras tipo de tecnología simplificada”, el cuál incluyó un procedimiento de cálculo diseñado para dimensionar un tren de potabilización básico con capacidad de 250 l/s, adecuado para el abastecimiento de una población de 75,000 habitantes. Con éste, se lograría la potabilización de las aguas más comúnmente presentes en las fuentes de abastecimiento del país, si bien no sería suficiente para ciertos casos, de allí el concepto de básico.

Con este diseño simplificado, se buscó estandarizar la forma de las unidades y los sitios de alimentación y recolección del agua; establecer los criterios de diseño más reconocidos y los intervalos de valores recomendados para los diversos parámetros. Se procuró incluir el mínimo de equipamiento, de allí que el floculador es del tipo hidráulico, en contraste con el mecánico que utiliza agitadores de paletas.

El manual fue aplicado para diseñar algunas plantas potabilizadoras como las de Culiacán, Sin., Piedras Negras, Coah., Cerro Azul Ver., y la de San Gaspar en Guadalajara, Jal. Después de más de 10 años de operación, estas instalaciones han probado la bondad del diseño y se han detectado mejoras.

En la actualidad, son muy distintas las condiciones a las que prevalecían en la época en que se realizó el manual; por una parte, la normativa aplicable en nuestro país es

más estricta, como un reflejo de la tendencia mundial a proteger la salud, a partir de nuevos conocimientos sobre los efectos que ciertas sustancias pueden tener sobre el ser humano; por otra parte, los avances tecnológicos en el proceso de potabilización son innegables, como puede citarse el empleo de los medios plásticos tubulares para mejorar la sedimentación, o la filtración. En cuanto a los avances informáticos, los paquetes de cómputo actuales hacen posible el diseño de hojas de cálculo más flexibles que permiten mejorar el dimensionamiento de las estructuras, a partir de facilitar la captura de los datos y la visualización de los resultados.

Durante el año 2000. la Gerencia de Ingeniería Básica y Normas Técnicas, adscrita a la Subdirección General Técnica de la Comisión Nacional del Agua, se abocó a la tarea de actualizar el manual de 1987 a partir de las premisas ya comentadas. El resultado es un manual adecuado y actualizado, y una serie de hojas de cálculo en software Excel, donde se han plasmado los criterios de diseño revisados y que permite dimensionar plantas potabilizadoras de diversas capacidades, con base en un arreglo modular propuesto para que la operación sea flexible y confiable.

El tren de potabilización básico comprende floculación, sedimentación, filtración y desinfección; se incluye la dosificación y alimentación de los reactivos (sulfato de aluminio y polielectrolito como coagulantes) y gas cloro en la desinfección. Con éste sistema se puede remover fundamentalmente la turbiedad, contaminación bacteriológica y disminución en los niveles de otros parámetros.

La adecuación y actualización del manual de diseño permite dimensionar las unidades e interconexiones así como establecer el perfil hidráulico general. El diseño estructural de las unidades, y el diseño electromecánico quedan fuera del alcance del mismo. Al respecto, para mayor detalle pueden consultarse los siguientes libros del Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento:

- Diseño Estructural de Recipientes
- Diseño, Selección e Instalación de Tubería de Acero para Líneas de Conducción de Agua Potable
- Selección e instalación de equipos de macromedición
- Diseño de instalaciones mecánicas
- Selección de equipo electromecánico

Es importante señalar que este libro tiene el propósito de servir como una herramienta básica para el diseño de plantas potabilizadoras, a partir del tren de potabilización mencionado; en virtud de que un diseño ejecutivo involucra la utilización de parámetros de diseño que deben obtenerse de pruebas realizadas sobre el agua que se habrá de potabilizar, el empleo, con fines prácticos, de valores tomados de la bibliografía, constituye una base que deberá ser complementada con los resultados de tales pruebas ya que por sí solos no constituyen una garantía de que habrá de cumplirse con la normativa aplicable.

INTRODUCCIÓN

El suministro de agua potable implica diversos aspectos entre los que se encuentra la adecuación de su calidad para consumo humano. Para ello se requiere encontrar la forma más conveniente de hacerlo, tanto desde el punto de vista técnico como del económico. Lo más común es efectuar el suministro de agua a partir de las denominadas fuentes convencionales, compuestas por las aguas subterráneas (acuíferos) y las superficiales (ríos, lagos y presas). Rara vez se acude a las no convencionales, que son los acuíferos salados, el agua de mar y el agua negra. Por su elevada calidad, se prefiere potabilizar aguas de acuíferos para los cuales basta con aplicar cloración y en algunos casos eliminar hierro y manganeso. En cambio, para aguas superficiales se requieren plantas potabilizadoras más complejas, que incluyen procesos como coagulación-floculación, sedimentación, filtración y por supuesto, desinfección con cloro.

Este libro describe los principales procesos para potabilizar agua de manera que un organismo operador pueda realizar un diseño preliminar característico. Se presentan los fundamentos teóricos para eliminar la dureza, hierro y manganeso aplicables a aguas subterráneas. También se menciona cómo desalar agua si ésta proviene de acuíferos salinos o del mar. Los procesos de coagulación floculación, sedimentación y filtración son descritos de forma que apliquen a cuerpos de aguas superficiales. La desinfección conforma una parte importante ya que aplica a todas las fuentes de suministro anteriormente mencionadas. A pesar de que en México, como en casi todo el mundo, la principal fuente de suministro de agua para consumo humano es la freática (70% de total), este libro incluye con mayor detalle la potabilización de fuentes superficiales por requerir de un mayor tratamiento (entendiéndose cuando se use el término tratamiento como el conjunto de procesos unitarios necesarios para la potabilización y no referido a las plantas de tratamiento de aguas residuales, a menos que así se indique).

Por otra parte, debido a que durante la década de los años sesentas, se construyeron en el país la mayor parte de las plantas potabilizadoras para las aguas superficiales que existen y en su diseño se emplearon diversas tecnologías que no funcionaron de la forma planeada, este Libro contiene un programa de cálculo para un sistema de potabilización convencional de aguas superficiales. De hecho, este Libro constituye la actualización de una versión anterior editada por la SARH en 1987, el “Manual de diseño de plantas potabilizadoras tipo de tecnología simplificada”, cuyo objetivo era el de estandarizar criterios de diseño y operación en las plantas potabilizadoras, para reducir los costos de inversión, operación y mantenimiento. En esta nueva versión, tomando en cuenta los cambios del sector se integran los cambios normativos en materia de agua potable, se discuten las NOM’s relacionadas y se orienta a los organismos en torno a la selección de esquemas de potabilización más que en el diseño de cada uno de ellos.

En resumen, este Libro tiene los siguientes propósitos:

- Describir los principios de los principales procesos para la potabilización.
- Analizar los aspectos regulados por las normas relacionadas con el suministro de agua y sus consecuencias en la selección de un esquema de tratamiento.
- Proponer un procedimiento de cálculo estándar para obtener la ingeniería básica de una planta, fundamentalmente para la potabilización de una fuente superficial.
- Proporcionar planos digitalizados que sirvan de modelo para describir el funcionamiento y el perfil hidráulico del tipo de potabilizadora seleccionada.

Por ello el Libro se acompaña de un software con el proceso de cálculo. En los primeros capítulos del Libro se presentan los aspectos teóricos para diseñar plantas potabilizadoras de agua superficial y subterránea y en los últimos, se describe el procedimiento para el empleo del programa de cómputo el cual se elaboró en una serie de hojas de cálculo del Software Excel para diseñar una planta potabilizadora con gasto entre 50 a 500 l/s.

1. ANTECEDENTES

El artículo 115 constitucional establece que los servicios de agua potable son responsabilidad de los municipios quienes casi siempre los realizan a través de un organismo operador, quien tiene la función de buscar y seleccionar fuentes de suministro, definir los sistemas de captación y determinar los esquemas de potabilización y distribución del agua, entre otras cosas. Por su alta calidad, los organismos operadores casi siempre recurren al empleo de agua subterránea (aproximadamente 70 %). Por este motivo, del agua suministrada en el país (309,7 m³/s) un alto porcentaje se reporta como desinfectado (93%) y sólo una parte (25%) “potabilizado”, entendiéndose por ello que el agua entra en algún proceso más completo y que incluye desinfección (Tabla 1.1).

Tabla 1.1 Resumen del estado del tratamiento del agua entregada a la población, con datos de la CNA, 1999

Concepto	l/s	Por ciento del total
Total de agua suministrada	309 744	100
Total de agua desinfectada	287 147	93
Total de agua que entra en procesos de Potabilización que pueden abarcar más que la desinfección	78 157	25
Total de agua que no recibe tratamiento alguno	22 597	7

Fuente: CNA, 2001

De hecho, el artículo 115 constitucional va más allá de la simple obligación de llevar agua entubada a las casas ya que menciona que el agua debe ser potable. El suministro de agua de buena calidad para consumo humano es fundamental para la salud y el bienestar de la población, por ello la Secretaría de Salud ha emitido normas para establecer las características del agua para uso y consumo humano (MODIFICACIÓN a la NOM-127-SSA1-1994), las condiciones para demostrar su cumplimiento (NOM-014-SSA1-1993 y NOM-179-SSA1-1998) y los requisitos que deben cumplir los sistemas de abastecimiento para consumo humano públicos y privados (NOM-012-SSA1-1993); las que se vigilarán por la Secretaría de Salud y los demás niveles de gobierno en sus respectivos ámbitos de competencia, en coordinación con la Comisión Nacional del Agua. El instrumento para cumplir con la calidad del agua son las plantas potabilizadoras, es decir el conjunto de procesos y operaciones unitarias que hacen que un agua sea potable y que pueden ir desde una simple cloración hasta el empleo de procesos muy complejos. Actualmente, en México de las 390 plantas que están inventariadas, 324 operan con un gasto tratado de 78.2 m³/s, lo que representa el 25.2% del volumen de agua suministrada a nivel nacional (que se estima en 309.7 m³/s). La Tabla 1.2 muestra el inventario de potabilizadoras por estado y por proceso, de acuerdo con la CNA para 1999; no incluye los sistemas compuestos únicamente por desinfección (cloración). De esta tabla se desprende que son los procesos de clarificación convencional (coagulación floculación) así como los de filtración los que más se emplean y por ello, constituyen la parte más importante del procedimiento de cálculo.

Tabla 1.2 Plantas potabilizadoras por estado y por proceso

Estado	AB		CA		CC		CP		DE		DF		FD		FL		ME		TOTAL	
	Núm	Q	Núm	Q	Núm	Q l/s	Núm	Q	Núm	Q	Núm	Q	Núm	Q	Núm	Q	Núm	Q	Núm	Q l/s
Aguascalientes					1	18													1	18
Baja California					15	6234	1	150					3	2300					19	8684
Baja California Sur									1	0.1									1	0.1
Campeche	1	500			21	25													3	525
Coahuila					3	1100													3	1100
Colima																				
Chiapas					2	1000	2	1500											4	2500
Chihuahua					3	520	1	300											4	820
Distrito Federal					2	525					2	700							4	1225
Durango			2	16													10	4,5	12	205
Guanajuato					2	400													2	400
Guerrero	1	300			5	880	3	2440					1	50	2	280			12	3950
Hidalgo					2	100													2	100
Jalisco					16	13231	1	60											17	13291
Estado de México					4	19675	1	100			1	50							6	19825
Michoacán					2	1320	1	8											3	1328
Morelos																				
Nayarit					1	50	2	180											3	230
Nuevo León					4	2015							3	12320	2	100			9	14435
Oaxaca					3	401					2	650	1	100					6	1151.3
Puebla							1	20											1	20
Querétaro					2	24													2	24
Quintana Roo	6	1290																	6	1290
San Luís Potosí					3	539	2	20					3	360			1	0.3	9	918,8
Sinaloa					100	4808	7	495					5	23	24	354			136	5680
Sonora					30	4709							1	6					31	4712
Tabasco					15	2545	4	1330											19	3875
Tamaulipas			2	16	33	11453	15	298					5	1215					53	12966
Tlaxcala																				
Veracruz					10	5995							1	150					11	6145
Yucatán	9	4195					2	550											11	4745
Zacatecas																				
Total	17	6285			260	11567	43	7451			5	1400	23	16524	28	734	11	4,8	390	109981,8

AB: Ablandamiento
DE: Desaladora
ME: Membrana
Fuente: CNA, 1999.

CP: Clarificador de patente
FL: Filtro lento

FD: Filtración Directa

CA: Carbón Activado
CC: Clarificador convencional
DF: Desferrizadora

2. SUMINISTRO DE AGUA POTABLE

Como se mencionó, el artículo 115 Constitucional establece que es responsabilidad de los municipios el suministro de los servicios de agua potable. Para llevar a cabo esta tarea se requiere, desde el punto de vista técnico, realizar lo siguiente:

- Identificar y proteger la(s) fuente(s) de suministro de la contaminación.
- Realizar obras de captación y transportar el agua.
- Potabilizar.
- Vigilar la calidad del servicio.
- Mantener y operar las redes de distribución a los usuarios.
- Suministrar una adecuada atención a los usuarios (desde cobrar el líquido hasta realizar la administración necesaria del sistema).

Todas estas tareas son importantes y de ellas depende dar un buen servicio, en términos de:

- Calidad: El agua debe cumplir con el criterio de “potabilidad” establecido en la normatividad correspondiente.
- Cobertura: Se debe suministrar el agua a toda la población, actualmente todavía no se tiene el 100 % de la cobertura.
- Cantidad: Se debe suministrar un volumen mínimo (agua en bloque) para que el usuario cuente con su dotación. Se estima que ésta es de 150 l/hab (considera el agua que se pierde por fugas).
- Continuidad: porcentaje del tiempo durante el cual se dispone de agua (diariamente, semanalmente o estacionalmente).
- Precio: la tarifa que pagan los consumidores domésticos debe ser acorde con el servicio que se proporciona y con el costo.

En conjunto, estos cinco indicadores constituyen una guía cuantitativa para comparar la eficiencia de los organismos abastecedores de agua y proporcionan a los consumidores una medida objetiva de la calidad del servicio. En este Manual, se abordará con detalle una metodología para potabilizar el agua. Sin embargo, para su correcta aplicación es preciso que el lector entienda y conozca las diferentes cualidades de las principales fuentes de abastecimiento, que llevan a la aplicación o no de una determinada tecnología.

2.1. IMPORTANCIA DE LA CALIDAD DEL AGUA EN EL SUMINISTRO

A lo largo de la historia, el hombre ha recurrido a los cuerpos de agua para abastecerse de este recurso así como para eliminar sus propios desechos, lo que ha provocado que con el paso del tiempo la cantidad y tipo de residuos que se liberan en los cursos de agua se hayan incrementado y diversificado, al mismo tiempo que la calidad original del agua se ha degradado transformándose así en origen y vehículo de diversas enfermedades.

Si bien, actualmente se discute sobre si se debe o no seguir suministrando agua de calidad potable a los usuarios para que éstos la empleen en usos que no requieren tan alta calidad, la realidad es que la Constitución así lo exige y por tanto los organismos operadores y las autoridades correspondientes deben continuar haciendo lo necesario para cumplir con este nivel de calidad.

Básicamente, existen dos tipos de enfermedades relacionadas con el agua en función del tipo de elementos contaminantes presentes; las producidas por agentes biológico-infecciosos (microorganismos) que se manifiestan en forma rápida y las producidas por agentes químicos, que en general, tardan en manifestarse.

2.1.1. Enfermedades de origen biológico-infeccioso

Los microorganismos causantes de las denominadas “enfermedades hídricas” provienen principalmente de las heces humanas o animales (Tabla 2.1). La infección ocurre por el contacto entre el hombre y el agente infeccioso en alguna de las fases del ciclo del uso del agua, es decir, que puede presentarse durante las actividades cotidianas (bañarse, lavar, cocinar, etc.), las actividades agrícolas, durante la potabilización, o bien, al consumirse.

La presencia de estos microorganismos en el agua tiene diversas causas entre las que se encuentran la falta de protección de las fuentes de abastecimiento, la contaminación biológica por infiltración de aguas negras al sistema de distribución, escurrimientos de agua contaminada hacia los mantos freáticos, las deficiencias en el acondicionamiento del agua, o bien, la falta de higiene de los usuarios, entre otras.

En países como el nuestro, son los agentes biológico-infecciosos los de mayor preocupación por el nivel de salud de la población, la falta de tratamiento de las aguas residuales municipales y las diversas rutas de infección que intervienen a través del agua (alimentos, bebidas, aspiración y respiración). Por ello, la prioridad esencial en cualquier sistema de potabilización del agua, independientemente de la fuente de suministro, es la desinfección.

En México, aún cuando por medio del Programa Agua Limpia se ha incrementado el suministro de agua desinfectada, las enfermedades gastrointestinales son el principal problema de salud en el país siendo los niños menores de 5 años el grupo más vulnerable a este tipo de padecimientos que provocan diarrea aguda y, en ocasiones, muerte por deshidratación.

Más aún, investigaciones recientes demuestran que la ausencia de los indicadores tradicionales de potabilidad (coliformes fecales y coliformes totales) y la presencia de cloro en concentraciones de hasta 0.5 mg/l, no aseguran la ausencia de patógenos en el agua de ciudades como la de México, donde se han encontrado rotavirus y *helicobacter pílora* (responsable de úlcera y cáncer del estómago, Massari et al., 2000). Cabe destacar que estos mismos estudios demuestran que no existe correlación entre la presencia de patógenos en el agua de suministro y el estado de

salud de una población en particular pues, en general, la mayor parte de la gente no consume el agua de la llave sino que emplea agua embotellada para estos fines.

Tabla 2.1 Enfermedades relacionadas con el agua

Grupo de enfermedades	Comentario	Enfermedades que producen
Enfermedades transmitidas por el agua (water-borne diseases).	En este grupo de enfermedades el agua actúa como un vehículo pasivo del agente infeccioso al ser ingerido en el agua contaminada. Se producen debido a una pobre calidad de la potabilización del agua para uso y consumo humano.	Cólera Tifoidea Disentería bacilaria Hepatitis infecciosa Leptospirosis Giardiasis Gastroenteritis
Enfermedades debidas a la carencia de agua (water-washed diseases).	Se relacionan con la falta de higiene personal y el uso de agua de baja calidad en las actividades diarias como lavar y bañarse. También dependen de la insuficiencia de recursos para la disposición adecuada de residuos humanos.	Infecciones de los ojos y la piel Conjuntivitis Salmonelosis Tracoma Fiebre paratifoidea Ascariasis
Enfermedades causadas por agentes infecciosos esparcidos por el contacto y/o ingestión de agua (water-related diseases).	Estas enfermedades se producen cuando parte del ciclo de vida de un agente infeccioso tiene lugar en un medio acuático.	Fiebre amarilla Malaria Arbovirus Dengue
Enfermedades causadas por agentes infecciosos, ingeridos en diversos alimentos (pescado) que están en contacto con agua contaminada.	Este grupo de enfermedades son producidas al ingerir alimentos contaminados por la bioacumulación de ciertos contaminantes o por microorganismos que habitan en el agua.	Clonorsiacis

Fuente: Hofkes (1983) y AWWA (1990)

2.1.2. Enfermedades producidas por agentes químicos

Estas enfermedades son provocadas por la ingesta de elementos y compuestos químicos que entran al agua por vías naturales o antropogénicas, y, dependiendo de la composición química, dosis y tiempo de exposición, provocan respuestas negativas de diversa magnitud por el organismo. Cuando dicha respuesta ocurre en forma inmediata (24 a 48 h después de la exposición) se denomina efecto agudo pero si ocurre después de un largo periodo (10 a 20 años) se debe a un efecto por exposición crónica. En ambos casos, los efectos pueden ser o no reversibles, dependiendo de su naturaleza y severidad, así como del órgano afectado. Debido a la amplia gama de compuestos (naturales o antropogénicos) que pueden presentarse en el agua, actualmente no se han identificado cuáles son todos los agentes. De los tipos de efectos que se pueden presentar resaltan los carcinogénicos, los mutagénicos y los teratogénicos.

Particularmente en México, la contaminación del agua con tóxicos ha ido en aumento, los de mayor preocupación son metales, diversos compuestos orgánicos volátiles, pesticidas y nitratos. Su presencia se debe a lixiviación, fugas en el almacenamiento subterráneo de productos industriales, nitrificación de agua residual, arrastre de contaminantes por el agua de lluvia, escurrimientos agrícolas y operaciones mineras. Estas son actividades que aportan frecuentemente contaminantes difíciles de monitorear y que causan graves problemas de contaminación debido a que, en general, no se concentran en un área específica sino que se integran al ciclo hidrológico y se mantienen en movimiento hasta que se reintegran a otro ciclo. Para determinar si existen o no problemas de este tipo, es necesario medir.

2.2. FUENTES DE ABASTECIMIENTO

El agua, al igual que la energía, no se crea ni se destruye por lo que la cantidad total presente en el planeta es constante. Sin embargo, al nivel local la cantidad y, particularmente, la calidad no son constantes.

Por conveniencia, la humanidad ha hecho uso de las fuentes de mejor calidad para abastecer sus necesidades por requerir menor tratamiento para su uso. Éstas, las subterráneas y superficiales, se conocen como fuentes convencionales y se prefieren a las no convencionales (agua de mar y aguas residuales). Sin embargo, la falta de tratamiento de las aguas residuales ha hecho que las primeras se mezclen con las aguas negras a través del ciclo hidrológico y así las fuentes convencionales día a día experimenten un mayor grado de contaminación. A continuación se analizan las principales características del agua contenida en los cuerpos de agua subterráneos y superficiales y se relacionan con las necesidades de tratamiento que implican.

2.2.1. Aguas subterráneas

Las aguas subterráneas constituyen la principal fuente de abastecimiento en nuestro país. Se forman a partir del agua que precipita y percola al suelo, por acción de la gravedad hasta alcanzar un estrato impermeable y constituir un acuífero (Figura 2.1). Se caracterizan por tener un patrón de flujo relativamente estable en términos de dirección y velocidad. Esta última es del orden de 10^{-10} a 10^{-3} m/s, en función de la porosidad y permeabilidad del material geológico (aunque en formaciones de tipo cárstico o fracturadas pueden alcanzar valores de varios metros por segundo, como consecuencia, el mezclado es pobre.

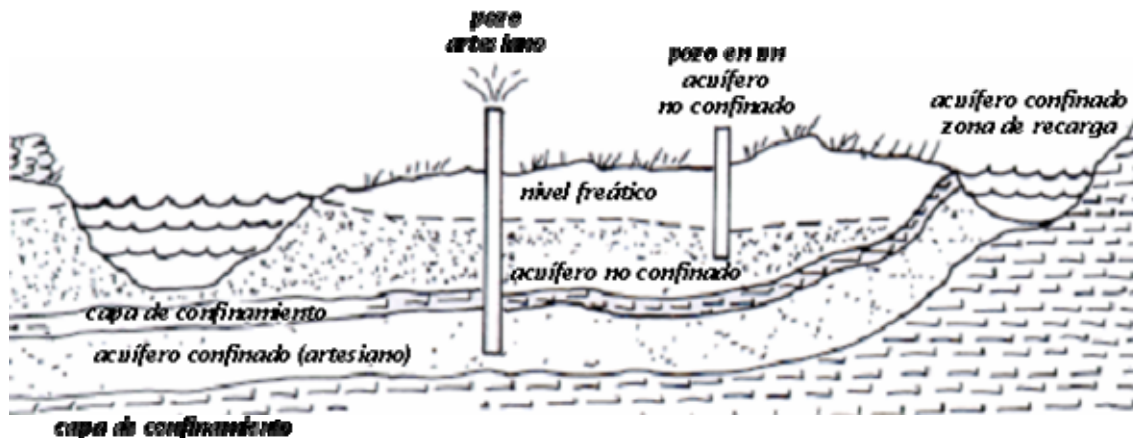


Figura 2.1 Acuíferos confinados y no confinados (Stewart 1990)

Por lo general, los acuíferos por estar cubiertos, presentan una buena calidad de agua, libre de sólidos suspendidos. Con excepción de las áreas donde la infiltración de aguas contaminadas ocurre muy rápidamente o en un corto trayecto, las aguas subterráneas no tienen problemas de contaminación. También, es común que estén libres de patógenos. Por ello, no requieren grandes sistemas de potabilización y la simple desinfección (cloración) es suficiente.

Por otra parte, la calidad de los acuíferos depende también de la capacidad del agua para disolver compuestos del suelo mientras fluye al infiltrarse o durante su almacenamiento (que puede ser hasta de cientos de años). Por ello, el agua subterránea contiene un mayor número de iones disueltos, entre los que se encuentran cationes (calcio, magnesio, sodio, potasio, hierro y manganeso) y aniones (carbonatos, bicarbonatos, sulfatos y cloruros). Estos componentes se reflejan en problemas para el abastecimiento como los que ocurren por las “aguas duras”, conductividad elevada y alteraciones estéticas ocasionadas por el hierro (Fe) y manganeso (Mn).

En términos de volumen de agua potable los acuíferos confinados son menos importantes que los no confinados. Sin embargo, dada la alta demanda de agua potable son una fuente de gran valor. Los acuíferos confinados son los más viejos (la edad se relaciona con la salinidad, exceso de hierro y manganeso, problemas de gases y ausencia de oxígeno disuelto) y se caracterizan por un menor contenido de nitratos y contaminantes orgánicos como los pesticidas (Gray, 1994).

2.2.2. Aguas superficiales

El agua superficial se define como cualquier cuerpo de agua abierto a la atmósfera susceptible de fluir o permanecer en reposo como corrientes, ríos, lagunas, lagos y embalses. Estas fuentes se alimentan de la precipitación directa, o bien, por la descarga de agua de algún manto freático.

En las corrientes y ríos (con velocidad entre 0.1 y 1 m/s) el volumen de agua varía debido a la precipitación y derrames accidentales, además, son susceptibles de introducir y transportar contaminantes hacia la red de suministro del agua potable. Por otro lado, los lagos y embalses, pueden ser considerados como ríos de flujo lento (velocidad entre 0.001 y 0.01 m/s). Esta retención del agua hace que sea más clara debido a que la actividad microbiana actúa para remover materia orgánica y las fluctuaciones físicas y el proceso de sedimentación separan el material particulado. Es decir, el almacenamiento del agua implica mejoras en la calidad, lo que llega a reducir el tratamiento antes del suministro. Sin embargo, esto se complica por dos factores que deterioran considerablemente la calidad. El primero se refiere a que en aguas en reposo se favorecen las poblaciones de algas, y segundo, la profundidad de los lagos y embalses puede generar un sistema estratificado térmicamente, en particular durante los meses de verano con ausencia de oxígeno.

Las aguas superficiales son por lo general menos duras, tienen mayor concentración de oxígeno disuelto y no contienen ácido sulfhídrico. Su temperatura es variable en función del año y la profundidad de la captación. En contrapartida, son fácilmente contaminables, tienen alta actividad biológica, color, turbiedad, sólidos en suspensión, materia orgánica y material flotante por lo que el tratamiento principal que se les aplica es la remoción de partículas (Jiménez, 2001).

La extracción de fuentes superficiales no debe interferir con las actividades normales asociadas a ese cuerpo de agua y debe asegurar un abastecimiento constante con calidad. Para mantener la integridad de los cuerpos se debe calcular un flujo mínimo en época de escasez y mantenerlo para todo el año. El límite a dicha extracción está en función de: (1) la protección de la calidad biológica del río; (2) la dilución de las descargas municipales e industriales, (3) asegurar el uso normal del cuerpo y (4) permitir un adecuado flujo.

2.2.3. Comparación de la calidad de las aguas superficiales y subterráneas

A manera de resumen en la Tabla 2.2 se presentan las principales diferencias existentes entre las aguas superficiales y las subterráneas. Se puede observar que en las aguas superficiales hay una mayor variabilidad, tanto de las sustancias y parámetros presentes, como de sus concentraciones, debido principalmente a la exposición del agua, lo que provoca que cambie su composición de acuerdo con las características del ambiente.

En general, se considera que es más económico potabilizar agua subterránea que agua superficial debido a su bajo costo de tratamiento.

Tabla 2.2 Principales diferencias entre las aguas superficiales y las aguas subterráneas

Características examinadas	Aguas superficiales	Aguas subterráneas
Temperatura	Variable según la época del año	Relativamente constante
Turbiedad (materia en suspensión)	Variable, a veces elevada	Baja o nula
Mineralización	Variable en función de los terrenos, precipitación, vertidos, etc.	Sensiblemente constante, generalmente mayor que en la superficie de la misma región
Hierro y manganeso divalentes en estado disuelto	Generalmente ausentes, salvo en el fondo de cuerpos de agua en estado de eutroficación	Generalmente presentes.
Dióxido de carbono	Generalmente ausente	Normalmente presente en gran cantidad
Oxígeno disuelto	Normalmente próximo a saturación	Ausencia total en la mayoría de los casos
Amonio	Presente sólo en aguas contaminadas	Presencia frecuente, sin ser un índice sistemático de contaminación
Ácido sulfhídrico	Ausente	Normalmente presente
Sílice	Contenido moderado	Contenido normalmente elevado
Nitratos	Poco abundante en general	Contenido a veces elevado, riesgo de metahemoglobinemia
Microorganismos	Bacterias (algunas patógenas), virus, plancton	Frecuentes ferrobacterias

Fuente: Degrémont, 1979

2.2.4. Calidad de las fuentes de agua en México

De acuerdo con la Red Nacional de Monitoreo (1987-1998), las fuentes de agua subterránea son las que presentan mejor calidad comparadas con las fuentes superficiales. En general, el agua subterránea presenta problemas por coliformes fecales, cloruros, amoníaco, color, pH, alcalinidad, sólidos disueltos y conductividad eléctrica.

3. ABASTECIMIENTO Y NORMATIVIDAD

Es indispensable conocer suficientemente las leyes y normas relativas al suministro de agua potable ya que ellas definen las funciones y responsabilidades de quienes suministran el servicio y constituyen la base para que la autoridad competente determine si se está prestando o no el servicio debido. En este aspecto el marco normativo está conformado por:

- **Artículo 115 constitucional.**
- **NOM 012-SSA1-1993**, "Requisitos sanitarios que deben cumplir los sistemas de abastecimiento de agua para uso y consumo humano públicos y privados".
- **NOM-014-SSA1-1993**, "Procedimientos sanitarios para el muestreo de agua para uso y consumo humano en sistemas de abastecimiento de agua públicos y privados".
- **MODIFICACIÓN** a la Norma Oficial Mexicana **NOM-127-SSA1-1994**, Salud Ambiental. Agua para uso y consumo humano. "Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización," (publicada en el DOF en Noviembre de 2000)¹.
- **NOM-179-SSA1-1998**, "Vigilancia y evaluación del control de calidad del agua para uso y consumo humano, distribuida por sistemas de abastecimiento público."

Adicionalmente, se presentan sucintamente otras normas relacionadas de menor importancia. Se recomienda la lectura completa de todas las normas por el personal responsable de la calidad del agua de los organismos operadores, las que han sido publicadas en el Diario Oficial de la Federación.

3.1. ARTÍCULO 115 CONSTITUCIONAL

Este artículo se encuentra en el Título quinto de la Constitución Política de nuestro país y se refiere a las atribuciones y responsabilidades de los estados de la federación y del Distrito Federal. En el párrafo III, inciso a) se establece que los municipios tendrán a su cargo el otorgamiento de los servicios públicos de agua potable, drenaje, alcantarillado, tratamiento y disposición de sus aguas residuales. El párrafo IV señala que los municipios administrarán libremente su hacienda y que por ello podrán tener (fracción, c) ingresos derivados de la prestación de servicios a través del establecimiento de tarifas.

¹ En todos los casos se menciona la NOM-127-SSA1-1994 se estará haciendo referencia a la MODIFICACIÓN a la NOM-127-SSA1-1994

3.2. NORMAS OFICIALES MEXICANAS (NOM's)

Las cuatro NOM's citadas son responsabilidad del Sector Salud quien las vigila en coordinación con la Comisión Nacional del Agua. Estas normas se desarrollaron con la idea de que el agua es un factor fundamental para reducir el riesgo de transmitir diversas enfermedades, particularmente las gastrointestinales y que para asegurar su calidad se requiere controlar el sistema de abastecimiento así como a sus operadores. Se entiende por sistemas de abastecimiento el conjunto intercomunicado de fuente, construcciones, instalaciones y equipos de las obras de captación, plantas cloradoras, plantas potabilizadoras, tanques de almacenamiento y regulación, cárcamos de bombeo, líneas de conducción, redes de distribución y tomas domiciliarias.

3.2.1. **NOM-012-SSA1-1993**

El objetivo de la NOM es establecer los requisitos sanitarios que deben cumplir los sistemas de abastecimiento de agua para uso y consumo humano públicos y privados para proteger el agua de contaminación. Para las plantas potabilizadoras, esta norma específica que:

- Deben estar protegidos mediante cercas de mallas de alambre o muros con la altura y distancia suficiente que impida la disposición de desechos sólidos, líquidos o excretas y el paso de animales.
- Sólo se debe permitir el acceso a personal autorizado.
- Se deben mantener siempre aseadas y pintadas de acuerdo con los códigos de colores correspondientes en sus diferentes edificios de dosificación de reactivo, laboratorios, máquinas, almacenes, etc. Además, los pisos, lambrines y paredes deben ser recubiertos con materiales de fácil limpieza.
- Los edificios o casetas destinados al almacenamiento y aplicación de desinfectantes, sea cloro, compuesto de cloro u otros productos químicos deben mantener el piso seco y ventilación adecuada que permita circulación cruzada del aire.

Además, la norma señala que debe preservarse la calidad bacteriológica del agua en cualquier parte del sistema, hasta en los puntos más alejados de la red de distribución mediante una desinfección continua y permanente que garantice la existencia de cloro residual libre entre 0.5 a 1.0 mg/l. Esto debe cumplirse aún en el caso de fallas mecánicas, eléctricas o paros por mantenimiento o cualquier otra causa.

La vigilancia del cumplimiento de esta Norma corresponde a la Secretaría de Salud y a los gobiernos de las entidades federativas en sus respectivos ámbitos de competencia, en coordinación con la Comisión Nacional del Agua.

3.2.2. NOM-014-SSA1-1993

La NOM-014 tiene por objeto establecer los procedimientos sanitarios para el muestreo bacteriológico y fisicoquímicos de agua para uso y consumo humano en los sistemas de abastecimiento de agua públicos y privados. También, establece los criterios para manejo, preservación y transporte de muestras. La norma es de observancia obligatoria para los encargados de los sistemas de abastecimiento de agua para uso y consumo humano; corresponde a la Secretaría de Salud y a los gobiernos de las entidades federativas en sus respectivos ámbitos de competencia y en coordinación con la Comisión Nacional del Agua, su vigilancia.

3.2.2.1. Selección de puntos de muestreo

Los puntos de muestreo deben ser definidos para cada caso, tomando en consideración los siguientes criterios:

- a) Ser representativos de las diferentes fuentes de agua que abastecen el sistema y estar ubicados uniformemente a lo largo del mismo, evitando lugares susceptibles de contaminación, como:
 - Puntos muertos,
 - Zonas de baja presión,
 - Zonas con antecedentes de problemas de contaminación,
 - Zonas con fugas frecuentes,
 - Zonas densamente pobladas y con alcantarillado insuficiente,
 - Tanques de almacenamiento abiertos y carentes de protección, y
 - Zonas periféricas del sistema más alejadas de las instalaciones de tratamiento.

- b) Estar localizados en diversos puntos del sistema de distribución y en proporción al número de ramales. Como mínimo debe haber un punto de muestreo inmediatamente a la salida de las plantas potabilizadoras.

Las muestras deben ser etiquetadas indicando sitio, fecha y hora de muestreo, temperatura ambiente y del agua, pH, cloro residual, análisis por efectuar, técnicas de preservación, y observaciones relativas a la toma de muestra y nombre de la persona que realiza el muestreo.

3.2.2.2. Indicaciones para el análisis bacteriológico

Preparación de los frascos de muestreo.

Los envases para la muestra deben ser de vidrio de boca ancha con tapón esmerilado o tapa roscada, polipropileno o bolsas estériles con cierre hermético y capacidad de 125 ó 250 mL. Todos los envases se deben esterilizar en estufa a 170 °C por un tiempo mínimo de 60 min. o en autoclave a 120 °C durante 15 min. previo a lo cual se debe cubrir el tapón con papel resistente. Cuando se muestrea agua con

cloro residual se debe adicionar 0.1 mL de tiosulfato de sodio al 3% por cada 125 mL.

Toma de muestra

a) En bomba de mano o grifo del sistema de distribución:

- Debe limpiarse la salida del agua con una torunda de algodón impregnada con una solución de hipoclorito de sodio a razón de 100 mg/l.
- Debe dejarse correr el agua aproximadamente 3 min. o hasta que el contenido de la tubería ha sido totalmente vaciado.
- Se quitan simultáneamente el tapón del frasco y el papel de protección cerca del orificio de salida, manejándolos como unidad, evitando que se contaminen y con el tapón hacia abajo.
- Se toma la muestra sin pérdida de tiempo y sin enjuagar el frasco. Se deja un espacio para agitación previa al análisis (aproximadamente 10% de volumen del frasco).
- Efectuada la toma de muestra, nuevamente se coloca el tapón y el papel de protección al frasco.

No se deben tomar muestras en grifos que presenten fugas entre el tambor y el cuello, ya que el agua puede correr por la parte exterior y contaminar la muestra. Deben removerse los accesorios o aditamentos externos como mangueras, boquillas y filtros de plástico o hule antes de tomar la muestra.

b) En un cuerpo de agua superficial o tanque de almacenamiento:

- Se deben lavar manos y antebrazos con agua y jabón.
- Se quita el papel de protección evitando que se contamine y se sumerge el frasco con el cuello hacia abajo hasta una profundidad de 15 a 30 cm. Se abre y endereza.
- Efectuada la toma de muestra, se tapa y saca el frasco del agua y coloca el papel de protección.

Debe evitarse tomar la muestra de la capa superficial o del fondo, donde puede haber nata o sedimento y en el caso de captación en cuerpos de agua superficiales, no deben tomarse muestras muy próximas a la orilla o muy distantes del punto de extracción. Si existe corriente en el cuerpo de agua, la toma de muestra debe efectuarse con la boca del frasco en contracorriente.

Para tanques de almacenamiento si no es posible tomar la muestra como se indica, debe procederse como si se tratara de un pozo profundo.

c) En pozo profundo con grifo.

Para tomar la muestra se abre la válvula de una tubería de desfogue y se deja correr el agua por un mínimo de 3 min., se procede de manera similar a lo señalado en el inciso (a), para toma en bomba de mano o grifo del sistema de distribución.

d) En pozo somero o fuente similar.

- Si no es posible tomar la muestra con la extensión del brazo, se debe atar al frasco un sobrepeso usando el extremo de un cordel limpio.
- Se quita simultáneamente el tapón y el papel de protección, evitando que se contaminen.
- Se mantiene el cuello del frasco hacia abajo y se toma la muestra bajando el frasco dentro del pozo y desenrollando el cordel lentamente, se debe evitar que el frasco toque las paredes del pozo.
- Efectuada la toma se coloca el tapón y el papel de protección al frasco.

3.2.2.3. Indicaciones para el análisis fisicoquímico

Los envases de plástico o vidrio de 2 L deben estar perfectamente lavados y enjuagados con agua destilada o desionizada y contar con tapones de cierre hermético. El volumen de muestra es el establecido en la Tabla 3..

Toma de muestra

a) En bomba de mano o grifo del sistema de distribución o pozo profundo.

- Debe dejarse correr el agua por 3 min o hasta que la tubería ha sido totalmente vaciada.
- El muestreo se realiza evitando que se contaminen el tapón, boca e interior del envase. Se cierra el envase y agita fuertemente para enjuagar, desechando esa agua. Se efectúa esta operación dos o tres veces más, procediendo enseguida a tomar la muestra.

b) En un cuerpo de agua superficial, tanque de almacenamiento, pozo somero o fuente similar, el procedimiento es igual al señalado para el análisis bacteriológico.

Tanto las muestras tomadas para bacteriología como para las pruebas fisicoquímicas deben colocarse en hielera con bolsas refrigerantes o de hielo para su transporte al laboratorio, a una temperatura entre los 4 y 10 °C y sin congelar las muestras. El periodo máximo que debe transcurrir entre la toma de muestra y el análisis bacteriológico es de 6 horas. Para el estudio fisicoquímico el periodo depende de la preservación empleada para cada parámetro como se indica en la Tabla 3.1

Tabla 3.1 Apéndice normativo de la NOM-014-SSA1-1993

DETERMINACIÓN	ENVASE	VOLUMEN MINIMO (mL)	PRESERVACION	DURACION
Alcalinidad total	P, V	200	4 a 10° C en oscuridad	14 d
Arsénico	P, V	200	4 a 10° C en oscuridad	14 d
Bario	P, V	100	4 a 10° C en oscuridad	28 d
Boro	P	100	No requiere	180 d
Cianuros	P, V	1000	NaOH a pH>12; 4 a 10° C en oscuridad	14 d
Cloruros	P, V	200	4 a 10° C en oscuridad	48 h
Color	P, V	100	4 a 10° C en oscuridad	48 h
Conductividad	P, V	200	4 a 10° C en oscuridad	28 d
Dureza total	P, V	100	4 a 10° C en oscuridad	14 d
Fenoles	P, V	300	H ₂ SO ₄ a pH<2 y refrigerar de 4 a 10° C	28 d
Fluoruros	P, V	300	4 a 10° C	28 d
Fosfatos	V	100	Enjuagar con ácido nítrico 1:1 y de 4 a 10° C	48 h
Magnesio	P, V	100	Refrigerar de 4 a 10° C	28 d
Metales en general	P, V	1000	Enjuagar con HNO ₃ 1 + 1; adicionar HNO ₃ a pH<2; para metales disueltos, filtrar inmediatamente y adicionar HNO ₃ a pH<2	180 d
Nitratos	P, V	100	4 a 10° C en oscuridad	48 h
Nitritos	P, V	100	4 a 10° C en oscuridad	48 h
Nitrógeno amoniacal	P, V	500	H ₂ SO ₄ a pH<2 y de 4 a 10° C y en oscuridad	28 d
Nitrógeno orgánico	P, V	500	H ₂ SO ₄ a pH<2 y de 4 a 10° C y en oscuridad	28 d
Oxígeno consumido en medio ácido	P, V	300	4 a 10° C en oscuridad	48 h
Plaguicidas	S	1000	De 4 a 10° C; adicionar 1000 mg/l de ácido ascórbico si se detecta cloro residual.	7 d; Si se extraen los plaguicidas con solventes duran hasta 40 días.
Sodio	P, V	100	4 a 10° C en oscuridad	28 d
Sólidos	P, V	1000	4 a 10° C en oscuridad	7 d
Sulfatos	P, V	100	4 a 10° C en oscuridad	28 d
Sustancias activas al azul metileno	P, V	200	4 a 10° C en oscuridad	48 h
Turbiedad	P, V	100	4 a 10° C en oscuridad	48 h

P : plástico

S : vidrio enjuagado con solventes orgánicos; interior de la tapa del envase recubierta con teflón

V : vidrio

3.2.3. Modificación a la NOM 127-SSA1-1994

Con fecha 22 de noviembre de 2000 fue publicada en el Diario Oficial de la Federación la modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud Ambiental. “Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización”. Esta norma define, básicamente, dos cosas:

- a) Los límites permisibles para el agua potable en cuanto a sus características microbiológicas, físicas, organolépticas, químicas y radiactivas.
- b) Los tratamientos de potabilización.

La norma aplica a todos los sistemas de abastecimiento públicos y privados y a cualquier persona física o moral que distribuya agua en el territorio nacional. La vigilancia de su cumplimiento corresponde a la Secretaría de Salud en coordinación con los gobiernos estatales, municipales, el Gobierno del Distrito Federal, las Comisiones Estatales de Agua y Saneamiento y la Comisión Nacional del Agua, en sus respectivos ámbitos de competencia.

3.2.3.1. Límites permisibles

Características microbiológicas

El contenido de organismos resultante del examen de una muestra simple de agua, debe ajustarse a lo establecido en la Tabla 3.2 Las unidades de medida deberán reportarse de acuerdo a la metodología empleada. El análisis se puede realizar mediante la técnica de tubos múltiples (en ese caso se reporta NMP/100 mL), o bien, por el método de filtración por membrana (en ese caso se señalan UFC/100 mL), o por otro método.

Tabla 3.2 Límites permisibles de características microbiológicas

Característica	Límite permisible
Organismos coliformes totales	Ausencia o no detectables en ninguna muestra
E. coli o coliformes fecales u organismos termotolerantes	Ausencia o no detectables. En sistemas de abastecimiento de localidades con una población mayor de 50 000 habitantes; estos organismos deberán estar ausentes en el 95% de las muestras tomadas en un mismo sitio de la red de distribución, durante un periodo de doce meses de un mismo año.

Bajo situaciones de emergencia, las autoridades competentes podrán establecer los agentes biológicos nocivos a la salud que se deban investigar, como por ejemplo el *Vibrio cholerae*.

Características físicas y organolépticas

Las características físicas y organolépticas deberán ajustarse a lo establecido en la Tabla 3.3.

Tabla 3.3 Límites permisibles de características físicas y organolépticas

Característica	Límite permisible
Color	20 unidades de color verdadero en la escala de platino-cobalto.
Olor y sabor	Agradable (se aceptarán aquellos que sean tolerables para la mayoría de los consumidores, siempre que no sean resultado de condiciones objetables desde el punto de vista biológico o químico).
Turbiedad	5 unidades de turbiedad nefelométricas (UTN) o su equivalente en otro método.

Características químicas

El contenido de constituyentes químicos deberá ajustarse a lo establecido en la Tabla 3.4 Los límites se expresan en mg/l, excepto cuando se indique otra unidad.

Tabla 3.4 Límites permisibles de características químicas

Parámetro, en mg/l	Límite permisible
Aluminio	0.20
Arsénico (Nota 2)	0.05
Bario	0.70
Cadmio	0.005
Cianuros (como CN ⁻)	0.07
Cloro residual libre	0.2 a 1.50
Cloruros (como Cl ⁻)	250.00
Cobre	2.00
Cromo total	0.05
Dureza total (como CaCO ₃)	500.00
Fenoles o compuestos fenólicos	0.3 ⁽¹⁾
Hierro	0.30
Fluoruros (como F ⁻)	1.50
Parámetro, en mg/l	Límite permisible

**Tabla 3.4 Límites permisibles de características químicas
Continuación**

Hidrocarburos aromáticos, µg/l	
Benceno	10.00 ⁽²⁾
Etilbenceno	300.00 ⁽²⁾
Tolueno	700.00 ⁽²⁾
Xileno (tres isómeros)	500.00 ⁽²⁾
Manganeso	0.15
Mercurio	0.001
Nitratos (como N)	10.00
Nitritos (como N)	1.00 ⁽¹⁾
Nitrógeno amoniacal (como N)	0.50
pH (potencial de hidrógeno) en unidades de pH	6.5 – 8.5
Plaguicidas, µg/l:	
Aldrín y dieldrín (separados o combinados)	0.03
Clordano (total de isómeros)	0.20 ⁽³⁾
DDT (total de isómeros)	1.00
Gamma-HCH (lindano)	200
Hexaclorobenceno	1.00 ⁽¹⁾
Heptacloro y epóxido de heptacloro	0.03
Metoxicloro	20.00
2.4 – D	30.00 ⁽³⁾
Plomo	0.01 ⁽³⁾
Sodio	200.00
Sólidos disueltos totales	1000.00
Sulfatos (como SO ₄ ²⁻)	400.0
Sustancias activas al azul de metileno (SAAM)	0.50
Trihalometanos totales	0.20
Yodo residual libre	0.2 a 0.5 ⁽²⁾
Zinc	5.0

(1) El nuevo valor es mayor en relación con la norma anterior. Para fenoles o compuestos fenólicos era de 0.001 mg/l, para nitritos como N de 0.05 mg/l y para hexaclorobenceno de 0.01µg/l.

(2) Nuevo parámetro.

(3) El nuevo valor es menor. Para clordano y sus isómeros era de 0.3 µg/l, 2,4 D era de 50.00 µg/l, para Pb de 0.025 µg/l.

Los límites permisibles de metales se refieren a su concentración total en el agua, la cual incluye los suspendidos y los disueltos.

En cuanto al límite permisible para arsénico, la norma establece que será ajustado en forma anual, de conformidad con la Tabla 3.5.

En caso de que en el sistema de abastecimiento no se use cloro o sus derivados para la desinfección, la autoridad sanitaria determinará cuando debe añadirse, para mantener un residual en la línea de distribución.

Tabla 3.5 Cumplimiento gradual para el As

Límite permisible, mg/l	Año
0.045	2001
0.040	2002
0.035	2003
0.030	2004
0.025	2005

Características radiactivas

El contenido de constituyentes radiactivos deberá ajustarse a lo establecido en la Tabla 3.6.

Tabla 3.6 Límites permisibles de características radiactivas

Característica	Límite permisible, bq/l
Radiactividad alfa global	0.56 ⁽¹⁾
Radiactividad beta global	1.85 ⁽²⁾

(¹) El valor anterior era de 0.1 Bq/l

(²) El valor anterior era de 1.0 Bq/l

3.2.3.2. Tratamientos para la potabilización del agua

La norma señala que los procesos por emplear deben ser justificados a partir de estudios de calidad y pruebas de tratabilidad realizados al nivel de laboratorio para asegurar su efectividad. Pero, también menciona que se deben aplicar los señalados en la Tabla 3.7 o los que resulten de las pruebas de tratabilidad. La norma también

menciona que la selección de los métodos de prueba para la determinación de los parámetros definidos en esta Norma, es responsabilidad de los organismos operadores que serán aprobados por la Secretaría de Salud a través del área correspondiente.

Tabla 3.7 Tratamientos para la potabilización del agua según los contaminantes de acuerdo con la Modificación a la NOM-127-SSA1-1994

Contaminante(s)	Tratamientos
Contaminación microbiológica (Bacterias, helmintos, protozoarios y virus).	Cloro, compuestos de cloro, yodo, ozono, luz ultravioleta; plata iónica o coloidal; coagulación-sedimentación-filtración; filtración en múltiples etapas.
Características físicas y organolépticas (Color, olor, sabor y turbiedad).	Oxidación-coagulación-floculación-sedimentación-filtración; adsorción en carbón activado.
Arsénico.	Coagulación-floculación-sedimentación-filtración; intercambio iónico u ósmosis inversa.
Aluminio, bario, cadmio, cianuros, cobre, cromo total y plomo.	Coagulación-floculación-sedimentación-filtración; intercambio iónico u ósmosis inversa.
Cloruros.	Intercambio iónico, ósmosis inversa o evaporación.
Dureza.	Ablandamiento químico o intercambio iónico.
Fenoles o compuestos fenólicos.	Oxidación-coagulación-floculación-sedimentación-filtración; adsorción en carbón activado u oxidación con ozono.
Fierro y/o manganeso.	Oxidación-filtración, intercambio iónico u ósmosis inversa.
Fluoruros.	Alúmina activada, carbón de hueso u ósmosis inversa.
Hidrocarburos aromáticos.	Oxidación-filtración o adsorción en carbón activado.
Mercurio.	Coagulación-floculación-sedimentación-filtración; adsorción en carbón activado granular u ósmosis inversa cuando la fuente de abastecimiento contenga hasta 10 µg/l. Adsorción en carbón activado en polvo cuando la fuente de abastecimiento contenga más de 10 µg/l
Nitratos y nitritos.	Intercambio iónico o coagulación-floculación-sedimentación-filtración.
Nitrógeno amoniacal.	Coagulación-floculación-sedimentación-filtración, desgasificación o desorción en columna.
pH	Neutralización.
Plaguicidas.	Adsorción en carbón activado granular.
Sodio.	Intercambio iónico.
Sólidos disueltos totales.	Coagulación-floculación-sedimentación-filtración y/o intercambio iónico.
Sulfatos.	Intercambio iónico u ósmosis inversa.
Sustancias activas al azul de metileno.	Adsorción en carbón activado.
Trihalometanos.	Oxidación con aireación u ozono y adsorción en carbón activado granular.
Zinc	Evaporación o intercambio iónico.

3.2.4. NOM-179-SSA1-1998

Esta norma, responsabilidad de la Secretaría de Salud, se propone mejorar el control sanitario del agua para uso y consumo humano distribuida por sistemas de

abastecimiento público. Por ello, establece los requisitos y especificaciones que deberán observarse en las actividades de control de la calidad del agua para consumo humano y la necesidad de que las autoridades competentes cuenten con programas estructurados para evaluar a los sistemas de abastecimiento de manera que se garantice el suministro de agua potable a la población. Determina como requisitos en sistemas de abastecimiento de localidades con una población de 50.000 habitantes o menor, lo señalado en las Tabla 4.8, 4.9 y 4.10. Los resultados de los análisis se deben conservar en archivo, durante tres años como mínimo y estar a disposición de la autoridad competente, cuando ésta lo solicite.

Para sistemas con más de 50 000 habitantes, el organismo operador debe contar con un Certificado de Calidad Sanitaria del Agua, otorgado por la Secretaría de Salud, siendo el propio organismo el responsable del cumplimiento de los Programas de Análisis de Calidad del Agua, de la inspección de las instalaciones hidráulicas, del mantenimiento y de la capacitación. El avance de estos programas debe ser registrado en bitácoras actualizadas o archivo y estar disponible para la autoridad competente, cuando ésta lo solicite, durante un mínimo de cinco años, al igual que los resultados de los análisis de agua.

Tabla 3.8 Programa de análisis de calidad de agua según la NOM 179-SSA1-1998

Determinación de cloro residual libre en red de distribución		
Población abastecida No. de habitantes	Muestras por numero de habitantes	Frecuencia
≤2 500	1/≤2 500	Semanal
2 501 a 50 000	1/5 000	semanal
50 001 a 500 000	5/50 000	Semanal
>500 000	1/50 000	Diaria (siete días/semana)

Tabla 3.9 Programa de análisis de calidad de agua según la NOM 179-SSA1-1998

Examen microbiológico en red de distribución		
Población abastecida No. de habitantes	Muestras por número de habitantes	Frecuencia
<50 000	1/<50 000	semanal
50 001 a 500 000	1/50 000	semanal
>500 000	1/250 000	diaria

Tabla 3.10 Programa de análisis de calidad de agua según la NOM 179-SSA1-1998

Análisis fisicoquímico y examen microbiológico			
Sitio de muestreo	Número de muestras	Frecuencia	Parámetros a determinar Tabla No 17
En la entrada a red de distribución proveniente de:			
Fuente de abastecimiento superficial	1	Trimestral	Ver Tabla 4.11
Fuente de abastecimiento subterránea	1	Semestral	Ver Tabla 4.11
Mezcla de dos o más tipos de fuentes y/o tanque de almacenamiento y regulación	1	Semestral (Trimestral si incluye fuentes superficiales)	Ver Tabla 4.11
Planta potabilizadora	1	Trimestral	Ver Tabla 4.11

Se considera que la potabilización debe operar de forma que el agua en la red de distribución, incluyendo los puntos más alejados, contenga cloro residual libre entre 0.2 a 1.5 mg/l de conformidad con la NOM-127-SSA1-1994, cumpliendo además con el examen microbiológico señalado por la misma NOM: “Los organismos coliformes totales no deben ser detectables en ninguna muestra de 100 mL; en sistemas para 50 000 habitantes; estos organismos, deberán estar ausentes en el 95% de las muestras tomadas en un mismo sitio de la red de distribución, durante un periodo de doce meses de un mismo año. El agua abastecida por el sistema de distribución no debe contener E. coli o coliformes fecales u organismos termotolerantes en ninguna muestra de 100 mL”.

Conforme a esta norma, las autoridades locales, en el ámbito de su competencia deben establecer con una periodicidad anual los programas de vigilancia y los organismos operadores deben incluir en su Programa de Análisis de Calidad del Agua, un análisis inicial en época de estiaje por única vez, en todas las fuentes de abastecimiento y efluentes de plantas potabilizadoras, que incluya todos los parámetros especificados en la Tabla 3.11 de este libro.

Si a juicio de la autoridad, el agua de un sistema de abastecimiento pone en riesgo la salud de los consumidores ésta puede ordenar que la distribución se suspenda o se condicione, hasta que se dé al agua el tratamiento adecuado o, en su caso, se localice otra fuente apropiada.

El responsable del organismo operador debe informar sobre casos de contingencias relativas a la calidad del agua a la autoridad sanitaria competente cuando ésta constituya un riesgo a la salud humana.

Tabla 3.11 Apéndice normativo A de la NOM 179-SSA1-1998

Determinación	En la entrada a sistema de distribución proveniente de:		Mezcla de dos o más tipos de fuentes y/o tanques de almacenamiento y regulación	Planta potabilizadora
	Fuente superficial	Fuente subterránea		
Color	X	X	X	X
Olor y sabor	X	X	X	X
Turbiedad	X	X	X	X
Aluminio *				X
Arsénico	X	X	X	X
Bario *				
Cadmio	X	X	X	X
Cianuros *				
Cloruros	X	X	X	X
Cobre *				
Cromo total *				
Dureza total *		X	X	X
Fenoles o compuestos fenólicos *	X			
Hierro	X	X	X	X
Fluoruros *		X	X	
Benceno *				
Etilbenceno *				
Tolueno *				
Xileno (tres isómeros) *				
Manganeso	X	X	X	X
Mercurio *				
Nitratos	X	X	X	X
Nitritos	X	X	X	X
Nitrógeno amoniacal	X	X	X	X
pH (potencial de hidrógeno)	X	X	X	X
Aldrín y dieldrín (separados o combinados) *				X
Clordano (total de isómeros) *				X
DDT (total de isómeros) *				X
Gamma HCH (lindano) *				X

Tabla 3.11 Apéndice normativo A de la NOM 179-SSA1-1998 (continuación)

Determinación	En la entrada a sistema de distribución proveniente de:		Mezcla de dos o más tipos de fuentes y/o tanques de almacenamiento y regulación	Planta potabilizadora
	Fuente superficial	Fuente subterránea		
Hexaclorobenceno *				X
Heptacloro y epóxido de heptacloro *				X
Metoxicloro *				X
Sodio *				
Sólidos disueltos totales	X	X	X	X
Sulfatos *		X	X	X
Sustancias activas al azul de metileno (SAAM) *	X			X
Trihalometanos totales *				
Zinc *				
Especiales de acuerdo a las características de la fuente	X	X	X	X

3.3. OTRAS NORMAS

La Tabla 3.12 contiene otras normas relacionadas con los procesos de potabilización de agua y que se refieren básicamente a los métodos analíticos por emplear así como a sistemas no convencionales de distribución de agua potable.

Tabla 3.12 Otras normas relacionadas con la potabilización del agua

NMX-AA-108-SCFI-2001	"Determinación de cloro libre y cloro total"
NOM-013-SSA1-1993	"Requisitos sanitarios que debe cumplir la cisterna de un vehículo para el transporte y distribución de agua para uso y consumo"
NOM-112-SSA1-1994	"Determinación de bacterias coliformes. Técnica del número más probable"
NOM-117-SSA1-1994	"Bienes y Servicios. Método de prueba para la determinación de cadmio, arsénico, plomo, estaño, cobre, hierro, zinc y mercurio en alimentos, agua potable y agua purificada por espectrometría de absorción atómica"

4. SIGNIFICADO DE LOS PARÁMETROS CONTENIDOS EN LA MODIFICACIÓN A LA NOM-127- SSA1-1994

En la práctica, es muy importante que quien opera un sistema o seleccione una potabilizadora entienda y conozca el significado de los parámetros que contiene la norma de agua potable. Este capítulo tiene esa finalidad y sigue la presentación de los parámetros que la norma considera; en el Anexo A.2 se encuentra la versión completa de esta norma. En la mayoría de los casos se incluyen los valores guía de la Organización Mundial de la Salud (OMS) y en ciertos casos la clasificación del Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer (CIIC).

4.1. CARACTERÍSTICAS MICROBIOLÓGICAS

4.1.1. Coliformes totales

Los coliformes totales son ampliamente utilizados a nivel mundial como indicadores de potabilidad por ser fáciles de detectar y cuantificar. El término abarca bacterias de tipo bacilos², Gram negativas que crecen en presencia de sales biliares o de otros compuestos con propiedades similares de inhibición y que fermentan lactosa a 35-37°C produciendo ácido, gas y aldehído en un plazo de entre 24 y 48 horas. Esta definición aplica aún cuando en la práctica ha sido modificada parcialmente por el empleo de técnicas más modernas de detección. La prueba detecta tanto especies de agua contaminada como otras abundantes en la naturaleza que se multiplican fácilmente en agua de buena calidad, por lo que en realidad no sirve como indicador definitivo de un agua inapropiada para consumo ni de patógenos. Así mismo, los coliformes totales sirven para establecer si una agua ha sido adecuadamente potabilizada si arroja resultados negativos a la salida de una planta, de la misma forma que los coliformes fecales lo pueden hacer. Sin embargo, si se requiere saber si hay o no contaminación fecal se debe hacer la prueba específica. Los coliformes totales son eliminados del agua mediante procesos de desinfección como la cloración, radiación UV y ozonización. El valor guía de la OMS y el de la NOM-127 es en ambos casos de ausente en 100 ml.

4.1.2. Coliformes fecales

Los coliformes fecales son todos los bacilos cortos que difieren del grupo coliforme total por su capacidad para crecer a una temperatura de entre 44 y 45 °C. Abarca los géneros *Escherichia* y parte de algunas especies de *Klebsiella*, *Enterobacter* y *Citrobacter*. De ellos, sólo *E. Coli* es específicamente de origen fecal y se encuentra siempre presente en las heces de humanos, otros mamíferos y gran número de aves. Los coliformes fecales no se encuentran en aguas y suelos que no han estado sujetos a contaminación fecal. Por ello desde el punto de vista de la salud, el grupo coliforme fecal es mucho más útil que el total, pues se relaciona con la probabilidad de encontrar patógenos excretados. Las ventajas de este grupo como indicador son:

² Bacilo: cualquier bacteria en forma de bastoncillo

- El 95 % dan una respuesta positiva a la prueba de temperatura.
- Pueden estar ausentes, si la contaminación no es de origen fecal.
- Sobreviven menos tiempo en la naturaleza que los totales por lo que permiten suponer contaminación reciente si se encuentran en altas concentraciones.
- Son más exigentes que los coliformes totales para reproducirse en el ambiente extraintestinal.
- Los procedimientos de laboratorio para su cuantificación son relativamente sencillos. Sin embargo, algunas cepas dan respuesta negativa a la prueba de temperatura en el laboratorio.
- Tienen la capacidad de reproducirse en aguas ricas en nutrimentos, en sedimentos y aún en aguas poco contaminadas; algunas cepas de *Escherichia coli* sobreviven menos tiempo que *Salmonella* en aguas a bajas temperaturas y otras son patógenas al hombre.

El valor guía de la OMS y el de la NOM-127 es en ambos casos de ausente en 100 ml.

Los coliformes fecales al igual que los totales, son eliminados mediante procesos de desinfección. Cabe mencionar que la filtración rápida elimina aproximadamente el 80% de estas bacterias coliformes en tanto que la lenta logra niveles de potabilidad, aunque esta última trabaja a velocidades mucho menores a las utilizadas en el proceso en estudio.

4.1.3. Limitaciones de los indicadores de contaminación microbiológica seleccionados en la Modificación a la NOM-127-SSA1

Debe quedar claro que no existe un indicador ideal de contaminación microbiológica pues no hay dos microorganismos que se comporten de igual manera, y día a día se determinan nuevos grupos de patógenos que no son simulados por los dos grupos de bacterias que menciona la norma. La ausencia de coliformes fecales y totales, en particular, no es indicadora de la ausencia de virus algunos protozoarios y helmintos, debido a que éstos pertenecen a otro grupo de microorganismos que responden de manera diferente a la desinfección.

En cuanto a virus, hay más de 120 tipos capaces de infectar al hombre y de ser eliminados en las heces. Un gramo de heces humanas puede contener hasta 109 diferentes partículas infecciosas virales, independientemente de que el individuo presente alguna manifestación clínica de la enfermedad. Los virus no se multiplican en el medio ambiente, no obstante, pueden sobrevivir por varias semanas, especialmente si las temperaturas son bajas (< de 15 °C). Los grupos patógenos de importancia como contaminantes de agua incluyen: adenovirus, enterovirus (poliovirus y virus de la hepatitis A), reovirus y virus causantes de diarrea, especialmente rotavirus y virus tipo Norwalk.

La gastroenteritis viral aguda es una enfermedad muy común que se presenta en forma endémica o epidémica y afecta a sujetos de todas las edades. Después de la vía de transmisión respiratoria, la ruta oral-fecal es la segunda en importancia y es precisamente por la cual se transmiten las enteritis virales. La gastroenteritis no bacteriana se presenta en todo el mundo, en particular, en los países en vías de desarrollo y en la población infantil. Las enfermedades virales se presentan abruptamente y se manifiestan por diarrea, náusea, vómito, fiebre baja, dolores abdominales, de cabeza y musculares, anorexia, y malestar general. Sin embargo, la identificación de los virus es muy compleja por lo que no se consideran en la mayor parte de las normas de potabilización.

Entre las bacterias que tampoco son simuladas por los coliformes fecales y totales se encuentran los Estreptococos fecales, microorganismos que son muy resistentes a la sequía por lo que pueden ser útiles para realizar controles después de colocar nuevas tuberías o de reparar los sistemas de distribución, así como para detectar la contaminación de aguas subterráneas o superficiales por escorrentía superficial. El hábitat normal de los estreptococos fecales es el tracto gastrointestinal de animales de sangre caliente. Provoca malestares estomacales como la diarrea, vómito y náuseas. Éste género ha sido reportado junto con *Helicobacter pylori* (causante de las úlceras y cáncer de estómago) como presentes en ausencia de coliformes fecales en agua de la Ciudad de México, con cloro residual (Mazari et al., 2001).

Otro grupo, difícilmente simulado por las dos bacterias mencionadas es el de los protozoarios que incluye varias especies de importancia médica. Por ejemplo, *Entamoeba histolytica* (causante de amibiasis y abscesos hepáticos), *Naegleria fawleri* (4 661 casos de meningoencefalitis), *Giardia lamblia* (responsable de las giardiasis). En 1998 se reportaron en México 1 257 245 casos tan solo de amibiasis intestinal.

Finalmente, los helmintos o lombrices son animales pluricelulares heterótrofos, muchos de los cuales requieren uno o más intermediarios en su ciclo de vida. Los coliformes fecales y los totales definitivamente no son indicadores de su presencia o ausencia, sin embargo se considera que los helmintos no se encuentran en agua potable o en fuentes empleadas para el suministro ausentes de turbiedad.

4.2. CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y ORGANOLÉPTICAS

Las características físicas y organolépticas se refieren, en general, a mediciones indirectas de componentes químicos presentes en el agua que pueden o no ser tóxicos. Dentro de este tipo de parámetros se encuentran aquellos relacionados con la calidad estética cuya importancia reside en que el agua debe agradar a los consumidores y no provocarles desconfianza ni perjuicios en sus instalaciones o bienes.

4.2.1. Color

El color es importante, ya que da una indicación rápida de la calidad del agua. Además, junto con el olor y el sabor determina la aceptación por parte del consumidor. Hay dos tipos de color: el verdadero, producido por sustancias disueltas y que es el parámetro considerado en la norma; y el aparente, provocado por el color verdadero más el efecto de los sólidos en suspensión.

El color en el agua de abastecimiento puede ser originado por la presencia de iones metálicos como el hierro y el manganeso, las sustancias húmicas (materia orgánica proveniente de suelos turbosos) y el plancton o las algas. Cuando el agua tiene 15 unidades de color verdadero (con un umbral de 3 para ciertas personas) no es aceptada por el público. Además, el color afecta negativamente la eficiencia de la desinfección. El valor guía de la OMS es de 15 unidades mientras que el de la norma mexicana es de 20 unidades, en la escala platino cobalto.

Para eliminar el color aparente se aplica la coagulación-floculación seguida por sedimentación. La cantidad de coagulante depende de la concentración inicial del color y del pH óptimo (generalmente ácido). En el caso del color verdadero, se recurre a sistemas más complejos como la absorción en carbón activado, oxidación y filtración en zeolitas, según sea el origen del color.

4.2.2. Olor y sabor

A la percepción combinada de las sustancias detectadas por los sentidos del gusto y el olor, suele llamársele sabor. Los problemas de sabor con frecuencia son la causa principal de las quejas por parte del consumidor. Los cambios en el sabor y olor normal del agua de abastecimiento público pueden derivarse de una variación en la calidad de la fuente o por la deficiencia en el proceso de potabilización.

El olor y el sabor son producidos tanto por compuestos inorgánicos como orgánicos volátiles y lábiles que se encuentran en el agua desde su origen, como resultado de procesos biológicos, por contaminación humana o por la interacción de compuestos durante la potabilización. El olor y el sabor se deben a un amplio número de compuestos (más de 5 000) y su presencia no es un indicador directo de la existencia de sustancias dañinas.

En agua potable, los compuestos que causan olor y sabor son orgánicos e inorgánicos dependerá de los niveles de concentración en que se encuentren para poder ser percibidos. También participan algunos microorganismos.

El contenido de sales en el agua debe ser similar al de la saliva para no percibir sabor, sin embargo ello corresponde a una apreciación individual que dificulta establecer valores límites. Se estima que el 50% de la población percibe un mal sabor cuando hay contenidos de cloruro de sodio de 465 mg/l, de magnesio de 47 mg/l y de calcio de 350 mg/l. En cuanto a los iones, se estima que en agua destilada el Fe en concentración de 0.05 mg/l, el cobre en 2.5 mg/l, el manganeso en 3.5 mg/l

y el Zinc en 5 mg/l confieren un sabor desagradable. De todos los compuestos anteriores, el que mayores problemas causa en la práctica es el hierro.

Entre los compuestos orgánicos que producen olor y sabor se encuentran las sustancias húmicas, ácidos hidrofílicos, ácidos carboxílicos, péptidos, aminoácidos, carbohidratos e hidrocarburos. Las concentraciones en las que se perciben varían en un intervalo muy amplio, de mg/l a nanogramos por litro.

En cuanto a los organismos que con mayor frecuencia causan problemas de sabor y olor están los actinomicetos, varios tipos de algas y, algunos, protozoarios y hongos. Las algas verdeazules o cianofitas producen compuestos con olores y sabores como la geosmina, el metilisoborneol, y el cardin-4-n-1-ol. De hecho, cualquier alga produce una gran variedad de compuestos orgánicos volátiles y no volátiles que incluyen alcoholes alifáticos, aldehídos, cetonas, ésteres, tioésteres y sulfuros. Ocasionalmente, otras bacterias, hongos y nematohelminthos producen olor y sabor. Entre ellos están las ferrobacterias, algunas especies de pseudomonas (olor a pantano), y microorganismos varios que transforman el azufre a partir de aminoácidos, metitilol y dimetilsulfuros.

Entre los compuestos antropogénicos que producen olor y sabor se encuentran diversos solventes de hidrocarburos halogenados, que se caracterizan por ser además muy persistentes.

También parte de los compuestos que producen olores y sabores pueden ser generados durante el tratamiento mismo del agua, por microorganismos, o la interacción de los reactivos añadidos (coagulantes, polímeros, cloro, etc.). Los halógenos, y en particular el cloro, provocan olores y sabores, cuya magnitud depende fuertemente del pH del agua. El ácido hipocloroso, el ión hipoclorito y las mono y dicloroaminas tienen umbrales de olor que varían entre 0.15 y 0.65 mg/l.

Como se mencionó, el significado principal del olor y sabor se relaciona con la aceptabilidad del público. En términos de riesgo, lo que importa es saber a qué se debe y, en especial, si el olor y sabor de un agua varía con el tiempo, ya que puede implicar la aparición de algún compuesto tóxico. Por la amplia variedad de incertidumbre en este tema, la OMS no estableció un valor guía para el olor y sabor basado en aspectos de salud, sino lo hizo en términos de la aceptabilidad que es como también es considerado dentro de la norma mexicana de potabilidad.

La eliminación del olor y del sabor se asocia con el tipo de compuesto que la origina. El más común en aguas de suministro se debe al sulfuro de hidrógeno, el cual se elimina mediante aireación. Otros compuestos más estables en agua como el hierro requieren oxidación y sedimentación-filtración. El ozono es el método más eficaz para controlar los olores y sabores de origen orgánico, sin embargo puede originar. Subproductos con sabor de fruta y olores de naranjas provenientes de aldehídos alifáticos. El ozono combinado con carbón activado tiene una gran eficacia para remover olores y sabores causados por compuestos orgánicos. Otra opción es la oxidación con cloro (en dosis superior al punto crítico), dióxido de cloro, agua

oxigenada o permanganato de potasio, seguidos casi siempre de filtración. También, es posible combinar la oxidación con la adsorción en carbón activado.

4.2.3. Turbiedad

La turbiedad incrementa el color aparente del agua y se debe a la presencia de materia suspendida orgánica e inorgánica como la arcilla, sedimentos, plancton y organismos microscópicos. Lo que se mide como turbiedad es la pérdida de luz transmitida a través de la muestra por difracción de los rayos al chocar con las partículas, y por ello depende no sólo de su concentración sino también de su tamaño y forma.

En general, las partículas que producen turbiedad varían entre 1nm a 1mm y provienen de la erosión de suelos y materiales. La importancia sanitaria de la turbiedad radica en que por sus componentes arcillosos y orgánicos adsorben otros compuestos como plaguicidas, metales y microorganismos que ellos sí pueden ser dañinos. Particularmente, la turbiedad fomenta un mayor desarrollo de los microorganismos ya que sirve de superficie para que éstos se alimenten y reproduzcan. Además, la turbiedad protege a los microorganismos de los desinfectantes, que se meten adentro de las partículas por lo que se recomienda clorar agua sólo con niveles inferiores a 5 UTN. Este valor corresponde al de la guía de la OMS y a la norma de agua potable. En caso de no eliminar la turbiedad se pueden encontrar coliformes fecales en agua con cloro libre residual de hasta 0.5 mg/l.

Por lo regular, la turbiedad de las aguas subterráneas es muy baja (< 5 UTN) en tanto que la de los cuerpos superficiales es mucho mayor, e incluso muy altas (hasta valores > 1000 UTN) y además variable.

Para remover la turbiedad se emplea la coagulación-floculación, seguida de sedimentación y filtración. En caso de el agua contenga una turbiedad > 100 UTN se puede aplicar un paso previo de sedimentación.

4.3. CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS

De manera natural, el agua contiene sustancias inorgánicas, que comúnmente se utilizan para el consumo humano como es el caso del arsénico, selenio, cromo, cobre, molibdeno, níquel, zinc y sodio. Algunas de ellas son elementos esenciales en la nutrición de hombre. Otras forman parte de los ciclos naturales, como los nitratos y nitritos dentro del ciclo del nitrógeno. Sin embargo, cuando se altera el equilibrio de estos elementos debido a su exceso o carencia, también se modifica la calidad del cuerpo de agua y puede limitar su uso. En cada caso se mencionan procesos para la disminución de la concentración que deberán ser investigados más a fondo y probados antes de su aplicación.

4.3.1. Aluminio (Al)

A pesar de que el aluminio no existe naturalmente en forma elemental, es uno de los metales más abundantes en la superficie terrestre ($\approx 8\%$) y en el agua. Está presente en suelos, plantas y tejidos animales. Es un elemento de uso muy común en la industria y en las casas, sirve como antiácido, analgésico, antitranspirante, aditivo de alimentos, y en las vacunas. Entra al organismo por los consumos de té, preservadores, colorantes, emulsificadores, polvo para hornear y productos de uso frecuente en la cocina. Los compuestos del Al son también comúnmente utilizados para la potabilización del agua.

Su metabolismo en el cuerpo humano es poco conocido, al parecer el Al inorgánico se absorbe mal y se excreta casi completamente en la orina. Aunque su ingesta no parece ser dañina, sus compuestos han sido asociados con desórdenes neurológicos sin haber aún una confirmación certera de ello. Esto, junto con el hecho de que el Aluminio entra en contacto con el hombre por diversos medios y en grandes concentraciones, hicieron que la OMS estableciera un valor guía sólo para controlar los efectos sobre el sistema de distribución. De hecho, este valor (de 0.2 mg/l, igual a la norma de agua potable) se considera sólo para seleccionar la fuente pues nunca se trata el agua para reducir el contenido de aluminio.

4.3.2. Arsénico (As)

El arsénico es un elemento común en la corteza y, por tanto, en agua y alimentos. Las altas concentraciones en el agua superficial son consecuencia de la disolución de minerales y menas, efluentes industriales y el lavado de la atmósfera. En aguas subterráneas el contenido se debe a la composición geológica del suelo, donde se llegan a reportar concentraciones de varios mg/l. La ingesta de arsénico es similar entre la cantidad que proviene del agua y la de los alimentos.

El arsénico inorgánico es clasificado por el CIIC en el grupo 1 (Anexo A.1), es decir es carcinógeno. Por ello, la OMS ha establecido un valor guía provisional de 0.01 mg/l, que quizá es más estricto de lo necesario. La NOM 127 SSA1 establece un valor inicial de 0.05 mg/l que va disminuyendo anualmente hasta llegar a 0.025 mg/l en el año 2005.

La toxicidad del arsénico es función del compuesto en que se encuentre: los arsenatos [As (V)], son más tóxicos que los arsenitos [As (III)] y la arsenita.

A bajas concentraciones, el arsénico se acumula en el organismo y los efectos que produce no permiten identificar fácilmente el origen del problema. Una dosis de 5 a

50 mg de trióxido de arsénico es tóxica y 120 mg causan la muerte. Un resumen de los efectos tóxicos del As se muestra en la Tabla 4.1.

Los primeros síntomas de intoxicación aguda incluyen dolor abdominal, vómito, diarrea, dolor muscular y debilidad con enrojecimiento de la piel. Estos síntomas son

frecuentemente seguidos por entumecimiento y hormigueo de las extremidades, calambres musculares y la aparición de tumores. Los signos crónicos de intoxicación por As ingerido en agua contaminada incluyen lesiones dérmicas, neuropatías periféricas, cáncer en la piel y muerte vascular periférica. Se han observado enfermedades cardiovasculares en niños que han ingerido agua con 0.6 mg/l de As durante 7 años.

Tabla 4.1 Resumen de los efectos tóxicos del arsénico

Concentración	Comentario
0 a 10 µg/l	Sin efectos.
10 – 200 µg/l	Concentración tolerable, con bajo riesgo de cáncer en la piel.
200 – 300 µg/l	Posibles lesiones en piel. Se incrementa el riesgo de contraer cáncer en la piel después de un largo periodo de exposición.
300 – 600 µg/l	Posibles efectos adversos en personas sensibles; la exposición durante un corto periodo no tiene efectos. Lesiones en la piel que incluyen hiperpigmentación después de un largo periodo.
600 – 1000 µg/l	Aparecen síntomas de envenenamiento crónico como lesiones en piel e hiperpigmentación después de un largo periodo de exposición.
1000 – 10 000 µg/l	Puede provocar cáncer y muerte.
> 10 000 µg/l	Muerte por envenenamiento agudo.

Para remover el arsénico se aplica:

- Coagulación con hidróxidos metálicos, el sulfato férrico, cloruro férrico y alumbre con eficiencias de remoción del orden del 98 al 99%. Para altas concentraciones se recomienda una coprecipitación en etapas, no es usual en potabilización.
- Adsorción sobre carbón activado o alúmina activada.
- Intercambio iónico con resinas de base fuerte y débil para eliminar tanto arsenatos como arsenitos con eficiencias del 82 al 100%.
- Nanofiltración u ósmosis inversa.

4.3.3. Bario (Ba)

El bario es un elemento común de la naturaleza (el 16^{avo}) pero su presencia en agua es sólo al nivel de trazas. Se encuentra en suelos, rocas y en los depósitos de minas de plomo y zinc; también se halla en tejidos de plantas y animales. Algunas aguas superficiales y marinas contienen bario y se ha llegado a encontrar concentraciones de hasta 1.6 mg/l. En forma natural, el bario existe como carbonato.

Las emisiones de bario en el aire provienen de mineras y refineras. El uso de combustibles fósiles puede liberarlo. La detonación de armamento nuclear en la atmósfera es una fuente de bario radiactivo.

La variabilidad de la ocurrencia del bario en agua embotellada es de 0.007 a 0.660 mg/l y en aguas subterráneas de 0.007 a 1.16 mg/l, mientras que para agua tratada es más homogénea (de 0.013 a 0.140 mg/l). Los niveles de bario no se afectan de manera significativa durante el transporte del agua.

En general, la principal fuente de exposición al bario son los alimentos. Los efectos tóxicos generados en adultos con dosis menores a 0.2 a 0.5 mg/kg son gastroenteritis aguda y la pérdida de reflejos con parálisis muscular progresiva. La dosis considerada letal para el ser humano oscila entre 550 y 660 mg, lo que para una ingesta sólo por agua equivale a una concentración de 225 a 330 mg/l.

Al parecer, el bario puede ocasionar efectos severos en el corazón, los vasos sanguíneos y los nervios. La OMS establece un valor guía de 0.7 mg/l que es igual al de la norma.

El bario se elimina del agua por coagulación-floculación-sedimentación-filtración en un 90%, si se encuentra formando parte de los sólidos en suspensión. Si está en forma soluble se remueve por precipitación como sulfato de bario al agregar sulfuro de sodio o como carbonato si se eleva el pH entre 10 y 10.5. En ambos casos la eficiencia es del orden del 98%. El intercambio iónico tiene eficiencias cercanas al 100%, al igual que la ósmosis inversa y la electrodiálisis.

4.3.4. Cadmio (Cd)

Se encuentra en las menas de zinc como greenockita (CdS) y otavita (CdCO₃). El cadmio forma fuertes ligaduras con las partículas del suelo, los sedimentos y la materia orgánica. La actividad volcánica es la principal fuente natural de liberación de cadmio. También se encuentra en diversos alimentos, de donde se estima proviene una ingesta diaria de 10 a 35 µg. El hábito de fumar y la contaminación del aire son importantes rutas de exposición.

El Cd se introduce en los cultivos por el riego agrícola con agua contaminada y por el empleo de tubería y tanques de almacenamiento galvanizados con zinc, donde existe como parte de la aleación.

Hay una presencia difusa del elemento en la naturaleza debido a su participación como componente de fertilizantes y a la contaminación local del aire.

El CIIC lo clasifica como un carcinógeno del grupo 2A pero cuando es absorbido por inhalación ya que no hay pruebas suficientes de su efecto al ingerirlo. La exposición al cadmio a largo plazo en seres humanos (sin tiempo y dosis específicas), ya sea por inhalación o ingestión, causa disfunción renal. El valor guía de la OMS es de 0.003 mg/l y el de la NOM 0.005 mg/l.

La absorción de los compuestos del cadmio depende de su solubilidad. Este elemento se bioacumula principalmente en los riñones y tiene una vida media en los seres humanos prolongada, de 10 a 35 años. Los primeros síntomas que provoca

son parecidos a los del reumatismo y de la neuritis, los huesos se ablandan y duelen mucho. Con frecuencia ocurren fracturas y los pacientes se ven obligados a permanecer en cama. La concentración crítica es aproximadamente de 200 mg/kg que se alcanza con un consumo diario de 0.175 mg/l en 50 años.

El cadmio se elimina del agua por coagulación-floculación-sedimentación-filtración con hidróxidos metálicos a pH entre 9.5 y 12.5. Otros procesos que se emplean, son el intercambio iónico (el cual permite recuperar el metal), la ósmosis inversa y la electrodiálisis.

4.3.5. Cianuros (CN⁻)

Los cianuros interfieren con la disponibilidad de oxígeno en las células por la inhibición de la oxidasa, una enzima necesaria para transportar el oxígeno celular. Los efectos cuando se consumen altas dosis incluyen constricción del tórax, náusea, vómito, mareo, dolor de cabeza, palpitaciones, hipernea, disnea, bradicardia, inconciencia, convulsiones y muerte. En bajas concentraciones y con un consumo prolongado, los cianuros afectan la tiroides y el sistema nervioso.

Se ha comprobado que 4,7 mg de CN⁻ al día no provoca efecto alguno por lo que se puede beber 2 L de agua por día con un valor máximo permisible de 2.35 mg/l sin riesgo. Sin embargo, el valor guía de la OMS es de 0.07 mg/l, que es igual al de la NOM.

La cloración alcalina oxida parcialmente los cianuros a cianato (CNO⁻) que es 20 veces menos tóxico, o completamente a dióxido de carbón (CO₂) y nitrógeno (N₂). El principal problema asociado con la eliminación del cianuro es la presencia del hierro soluble que actúa como interferencia. El agua con alta concentración de cianuros se trata por descomposición electrolítica y recuperación evaporativa, procesos que no son rentables para la potabilización. También es posible removerlos con intercambio iónico, ósmosis inversa y coagulación-floculación-sedimentación-filtración.

4.3.6. Cloro residual libre

En este caso, la NOM-127 SSA1-1994 establece un valor para el contenido de cloro residual libre no como un límite máximo sino como la cantidad mínima que debe haber en el agua de distribución para asegurar que durante su transporte del sitio de potabilización al usuario no haya contaminación por patógenos. Este valor fue establecido con base en estudios sobre recrecimiento de coliformes fecales así como por la sensibilidad de algunos patógenos comunes. Sin embargo, si el agua contiene partículas en suspensión puede haber un residual de cloro a pesar de haber coliformes fecales. Es de destacar que el cloro, como todo desinfectante, tiene un efecto adverso en la salud humana. La OMS ha establecido un valor guía de 5 mg/l el que reconoce como muy estricto. Este valor se entiende como a no sobrepasar manteniendo un residual de entre 0.5 a 1 mg/l. El residual establecido por la norma mexicana es de 0.2 a 1.5 mg/l. Por el costo mismo del cloro, no es común encontrar agua sobreclorada.

Los umbrales de sabor y olor del cloro son de 5 y 2 mg/l en agua destilada respectivamente. De hecho, la mayor parte de las personas perciben el sabor del cloro y de sus productos secundarios (cloraminas) por debajo de 5 mg/l e incluso hasta de 0.3 mg/l. Residuales de entre 0.6 y 1 mg/l comienzan a crear problemas de aceptación.

4.3.7. Cloruros (Cl⁻)

Los cloruros son compuestos de cloro con otro elemento o radical, presentes en casi todas las aguas naturales y en un amplio intervalo de concentraciones. De los más abundantes y estables son el cloruro de sodio (sal común) y en menor grado el de calcio y magnesio. Los cloruros provienen de la disolución de rocas basálticas y sedimentarias así como de efluentes industriales.

La concentración promedio de cloruro en el agua de mar es de 19,000 mg/l. En ríos y lagos es menor de 50 mg/l, pero puede aumentar si hay descargas de agua contaminada. En aguas subterráneas el contenido es de 6 mg/l.

Los principales problemas causados por un exceso de cloruros se relacionan con la aceptabilidad durante el suministro. Los umbrales de sabor del cloruro dependen del catión asociado y son del orden de 200 a 300 mg/l para el potásico, sódico y cálcico. Concentraciones mayores a 250 mg/l son objetables y de 500 mg/l confieren un sabor francamente desagradable.

A pesar de que los cloruros no implican un daño a la salud, la ingestión de sal puede ser perjudicial. Pero, la principal fuente es la comida. Un exceso de cloruro de sodio genera enfermedades del corazón y del riñón.

Un contenido elevado de cloruros (por arriba de 200 mg/l para agua caliente y de 600 mg/l en agua fría y en función de la alcalinidad) eleva la tasa de corrosión de los sistemas de distribución y puede, además, hacer que incremente el contenido de metales en el agua por este efecto. El valor guía de la OMS y el de la NOM son iguales a 250 mg/l.

El cloruro, por ser muy soluble, es muy difícil de eliminar, y de hecho ello se evita a menos que se trate de un sistema para desalar agua. En este caso aplican los procesos de membrana (ultrafiltración y ósmosis inversa), el intercambio iónico y la destilación. Esta última se considera rentable para fines de suministro cuando es efectuada por métodos solares.

4.3.8. Cobre (Cu)

Es un nutriente esencial y la ingesta diaria recomendada es de 1 a 3 mg. Su deficiencia se asocia con la anemia. En concentraciones mayores, es tóxico y puede generar severos daños gastrointestinales e incluso, en exceso, la enfermedad de Wilson (degeneración hepatolenticular) que es fatal. Debido a que es un buen conductor eléctrico, el cobre es ampliamente utilizado en la industria eléctrica y en aleaciones con otros metales. Los compuestos orgánicos del cobre se utilizan como fungicidas, insecticidas, catalizadores y para elaborar pigmentos.

Se encuentran vastas cantidades de cobre en la corteza terrestre, así como en el agua de mar. Su presencia es común en agua de bebida en concentraciones menores a 20 µg/l, pero su almacenamiento en tuberías de cobre -frecuentemente empleadas en el sistema de distribución puede fácilmente elevar esta concentración. De hecho, la fuente principal de Cu en el agua de suministro es la corrosión de tuberías y la adición de sales de Cu para el control del crecimiento de las algas.

Aguas subterráneas duras con elevado contenido de oxígeno disuelto y contenido de dióxido de carbono superior a 5 mg/l corroe la tubería de cobre. Las aguas superficiales con materia orgánica tienen un efecto similar. El cobre es más peligroso en aguas blandas que en duras; la forma Cu^{2+} es la más tóxica. Además, en condiciones ácidas (< 6,5) y de baja dureza (< 60 mg/l) la tubería se corroe, particularmente si el agua es caliente. El cobre dificulta el uso de agua para fines domésticos pues incrementa la tasa de corrosión de accesorios de hierro galvanizado y de acero. En concentraciones de 1 mg/l produce manchas rojizas en la ropa al ser lavada y si es de 5 mg/l crea depósitos de óxido en los grifos y da un mal sabor al agua. El valor guía provisional de la OMS, basado en criterios sanitarios, es de 2 mg/l que también protege de los problemas de aceptabilidad. Este valor es igual al de la NOM -127.

Se evita la presencia del cobre en el agua mediante su ablandamiento, por coagulación-floculación-sedimentación-filtración y se elimina una vez presente por medio de ósmosis inversa o intercambio iónico, procesos que resultan muy costosos para este fin.

4.3.9. Cromo total (Cr)

El cromo está ampliamente distribuido en la corteza terrestre con valencias de 2⁺ a 6⁺. En general, los alimentos parecen ser la principal fuente de ingesta de este elemento. Las concentraciones totales en el agua de bebida son habitualmente inferiores a 0.002 mg/l, aunque se han notificado concentraciones de hasta 0.120 mg/l. Las principales fuentes de cromo en el agua son la industria de cromado (tríóxido de cromo), el empleo de conexiones cromadas en circuitos de enfriamiento de agua y de acondicionamiento de aire, los catalizadores de síntesis orgánica y la industria fotográfica. Además, hay una cantidad significativa en la lluvia y el mar.

El cromo es un elemento esencial para mantener la salud del cuerpo pero a altas concentraciones puede ser tóxico. El CIIC clasifica al cromo VI en el grupo I, pero sólo ha sido demostrado su poder carcinógeno por inhalación. El cromo III está en el grupo 3 por la insuficiente evidencia de carcinogenicidad, tanto en humanos como en animales. La OMS y la NOM 127 establecen un valor de cromo total de 0.05 mg/l.

La toxicidad del cromo es función de su estado de oxidación, ya que el trivalente no es tóxico, en tanto que el hexavalente sí lo es (Tabla 4.2). En agua potable, agua clorada o aerada, el cromo VI es la forma predominante y el cromo III rara vez se encuentra.

Para controlar el cromo es suficiente con reducirlo de su estado tóxico (valencia de VI) al no tóxico (valencia de III), ello se realiza con SO_3 , sosa cáustica o cal que forman un precipitado de hidróxidos a pH entre 8,5 y 9,5, con eficiencias superiores al 99%. El Intercambio iónico es eficiente y económico si se emplea para recuperar el metal. Las resinas catiónicas remueven cromo trivalente, mientras que las aniónicas remueven cromatos y dicromatos pero ello debe ser realizado a un pH menor de 4, para preservar la resina del ataque oxidante del ácido crómico, lo que encarece el proceso para fines de potabilización. Adicionalmente, el intercambio iónico y la ósmosis inversa permite remover el cromo total del agua; de acuerdo a la NOM-127 también se puede utilizar la coagulación-floculación-sedimentación-filtración.

Tabla 4.2 Resumen de los efectos tóxicos del cromo

Concentración	Comentario
0 – 0.05 mg/l	No se observan efectos adversos con esta exposición, no hay presencia de efectos estéticos. Riesgo mínimo de inducción de cáncer.
0.05 – 1.0 mg/l	Posible riesgo de inducción de cáncer gastrointestinal después de una larga exposición.
1.0 – 5.0 mg/l	Sabor desagradable, náuseas y se incrementa el riesgo de inducción de cáncer.
> 5.0 mg/l	Riesgo de toxicidad aguda.

Jiménez 2001

4.3.10. Dureza

La dureza representa la concentración de cationes metálicos multivalentes presentes en el agua. Es causada principalmente por las sales de Ca y Mg (en ese orden) y en menor grado por Al, Fe, Mn, Sr y Zn. Por la variedad de compuestos que intervienen, la dureza se expresa como una cantidad equivalente de CaCO_3 .

La dureza se clasifica en carbonatada (temporal) y no carbonatada (permanente). La primera es sensible al calor, precipita a altas temperaturas y equivale a la alcalinidad. Cuando el agua es "dura" significa que contiene sales incrustantes, dificulta la cocción de legumbres e impide la formación de espuma con el jabón.

No existe información contundente sobre los efectos en la salud por la dureza. Al parecer, el agua blanda provoca diarrea y se tienen indicios que una dura se relaciona con problemas cardiovasculares.

La dureza adquiere valores de cero a cientos de mg/l en función de la fuente de abastecimiento o el procesamiento que se haya dado al agua. Un agua con menos de 75 mg/l de CaCO_3 se considera blanda, entre 75 y 150 mg/l es moderadamente dura, de 150 a 300 mg/l es dura y más de 300 mg/l es extremadamente dura. Según el pH y la alcalinidad, la dureza superior a 200 mg/l puede provocar incrustaciones, en particular en sistemas donde circula agua caliente mientras que una dureza inferior a 100 mg/l puede conducir a problemas de corrosión. En general, las durezas elevadas se relacionan con aguas subterráneas mientras que valores bajos son característicos de aguas superficiales.

En cuanto al sabor, la aceptación por parte del público es muy variable pues el umbral varía entre 100 y 300 mg/l, según sea el anión asociado (por ejemplo la dureza de magnesio tiene un sabor más fuerte que la del calcio). En general, la gente tolera hasta 500 mg/l, que es el valor guía establecido por la OMS con fines estéticos y que es igual al de la NOM.

Al proceso de eliminar la dureza se le denomina “ablandamiento” y se realiza por diferentes métodos. El más usado es la precipitación del Mg^{2+} y del Ca^{2+} con cal y carbonato de sodio para producir hidróxidos y carbonatos. Por medio del intercambio iónico se logra un ablandamiento total y con el calentamiento se elimina la dureza temporal, pero estos dos métodos se realizan casi sólo a nivel doméstico.

4.3.11. Fenoles o compuestos fenólicos

Los compuestos fenólicos que se encuentran en las aguas superficiales son resultado de la contaminación antropogénica por una diversidad de productos industriales provenientes de la manufactura del acero, la destilación del coque, la refinación del petróleo y de operaciones químicas. También provienen de productos para tratar la madera, biocidas y de aguas municipales. En el agua subterránea se encuentran en áreas con estratos petroleros.

Los fenoles en presencia de cloro se transforman en clorofenoles (2-clorofenol, 2,4 diclorofenol y 2,4,6 triclorofenol) que son objetables debido a problemas de olor y sabor. Los umbrales respectivos son de 0.1, 0.3 y 0.2 $\mu\text{g/l}$ para el sabor y los de olor de 10, 40 y 300 $\mu\text{g/l}$. Estos umbrales están por debajo de los límites de toxicidad. La OMS establece un valor guía basado en criterios sanitarios sólo para el 2,4,6 triclorofenol y es de 200 $\mu\text{g/l}$ mientras que la NOM limita el contenido a 300 $\mu\text{g/l}$.

Los fenoles pueden eliminarse mediante oxidación con ozono y adsorción en carbón activado, ambos son procesos muy costosos, de acuerdo a la NOM-127 también se puede utilizar la coagulación-floculación-sedimentación-filtración.

4.3.12. Hierro (Fe)

El hierro es un elemento común en la corteza terrestre por lo que se encuentra naturalmente en el agua en concentraciones que van de 0.5 a 50 mg/l. Es un elemento esencial para la salud y sus requerimientos varían entre 10 y 50 mg/d en función de la edad, sexo y estado fisiológico. En el agua de consumo también puede estar presente debido a la utilización de coagulantes de Fe, o por la corrosión de tuberías.

El hierro con frecuencia se encuentra en agua subterránea y si ésta es anaerobia puede haber concentraciones de hasta varios miligramos por litro sin que el agua, esté coloreada o turbia. Sin embargo, al entrar en contacto con el oxígeno de la atmósfera el hierro ferroso se oxida a férrico y el agua adquiere un color café desagradable.

En concentraciones superiores a 0.3 mg/l el hierro mancha la ropa y las tuberías. Como sabor, el hierro es aceptado hasta en niveles de 1 a 3 mg/l. Además, provoca la aparición de bacterias que lo consumen y forman una biopelícula gelatinosa en tuberías y tanques que es rechazada por el consumidor. El criterio de la OMS es de 0.3 mg/l establecido con base en los aspectos estéticos y es igual al de la norma.

Para eliminar al hierro se emplean zeolitas o “greensand”, precipitación por oxidación con aire a pH de 7 a 7,5, sedimentación y filtración, con diversos oxidantes, intercambio iónico y ósmosis inversa.

4.3.13. Fluoruro (F)

El flúor representa 0.3 g/kg de la corteza terrestre. La concentración máxima presente en forma natural en el agua de abastecimiento rara vez excede de 5 mg/l aunque se llegan a encontrar valores hasta de 10 mg/l.

Se recomienda consumir F a razón de 0.7 a 3.4 mg/d en la comida o con el agua. La concentración óptima para evitar las caries en la población infantil es de 0.7 a 1.2 mg/l. Pero, concentraciones superiores a 4.0 mg/l provocan fluorosis dental (oscurecimiento del esmalte) y esquelética. El consumo de 8 a 20 mg/l de fluoruro durante un período largo afecta al sistema óseo. Con base en un consumo de 2 litros de agua por día, se considera que una dosis de 2000 mg/l es letal.

En caso de tener un exceso de flúor se puede disminuir por precipitación con cal, compuestos de magnesio (como dolomitas) y alumbre. La adsorción se usa para concentraciones bajas de fluoruros a escala doméstica; se emplea para ello la hidroxilapatita, resinas de intercambio iónico, la alúmina activada o el carbón de hueso. También los procesos de membrana como la ultrafiltración o la ósmosis inversa lo eliminan. El valor guía de las OMS y el de la NOM 127 es de 1.5 mg/l y se basa en aspectos sanitarios.

4.3.14. **Benceno**

El benceno es un hidrocarburo aromático que se utiliza principalmente para fabricar otros productos químicos orgánicos y forma parte de la gasolina. En agua aparece como consecuencia de la contaminación antropogénica y su concentración por lo general es menor de 5 µg/l.

El benceno afecta el sistema hematopoyético y puede producir leucemia. Una exposición aguda afecta al sistema nervioso central y si es continua produce cáncer. De hecho, forma parte del grupo 1 del CIIC. El valor guía de la OMS es de 10 µg/l, que es igual al de la NOM.

Para eliminarlo se emplea oxidación con ozono, seguido de filtración y/o adsorción en carbón activado; pueden ser utilizados procesos de membrana.

4.3.15. **Etilbenceno**

La presencia en el ambiente del etilbenceno se debe a la industria del petróleo y sus derivados. Como contaminante, se encuentra principalmente en aire y hay muy poco en agua.

El etilbenceno se absorbe por vía oral, cutánea y por inhalación almacenándose en el tejido adiposo. La toxicidad aguda por vía oral es baja. Se cuenta con poca información sobre su teratogenicidad, toxicidad de largo plazo y carcinogenicidad. La OMS estableció un valor guía, con la escasa información disponible, de 300 µg/l. Valor que sobrepasa el umbral de olor (de 2 a 130 µg/l) y el de sabor (72 a 200 µg/l). El valor guía es igual al de la norma mexicana.

El etilbenceno se elimina por oxidación con ozono, seguido de filtración y/o adsorción en carbón activado; pueden ser utilizados procesos de membrana.

4.3.16. **Tolueno**

El tolueno se utiliza principalmente como disolvente y en las mezclas de gasolina. Se han encontrado concentraciones del orden de µg/l en aguas superficiales, subterráneas y de bebida. Emisiones puntuales (como la fuga de ductos de gasolina o de petróleo) puede dar lugar a concentraciones elevadas. Fuera de estas condiciones la principal ruta de exposición es el aire contaminado y el cigarro.

La toxicidad aguda del tolueno por vía oral es baja. En casos de exposición ocupacional se han observado alteraciones del sistema nervioso central. El tolueno ejerce efectos embriotóxicos y fetotóxicos. El valor guía de las OMS es de 700 µg/l (igual al de la NOM) y es superior al umbral de sabor (40 a 120 µg/l) y al del olor (24 a 170 µg/l) el cual además es fragante acre, similar al del benceno.

El tolueno se elimina mediante oxidación con ozono, seguido de filtración y/o adsorción en carbón activado; pueden ser utilizados procesos de membrana.

4.3.17. Xileno (tres isómeros)

Los xilenos son componentes de la gasolina, disolventes e intermediarios químicos. Llegan al medio ambiente a través del aire ya que son volátiles. Se han encontrado xilenos en aguas superficiales, subterráneas y de bebida en concentraciones de hasta 8 µg/l. En aguas subterráneas contaminadas por emisiones puntuales, como rotura de ductos, la concentración puede ascender hasta varios mg/l.

La toxicidad de los xilenos absorbidos por vía oral es baja. No se han hallado pruebas convincentes de su teratogenicidad. Estudios de carcinogenicidad a largo plazo no han proporcionado pruebas de ésta y, las de mutagenicidad in vivo e in vitro han resultado negativas.

El valor guía de las OMS y el de la NOM-127 es de 500 µg/l. El umbral de sabor de los xilenos es de 300 a 1000 µg/l y de los isómeros de 20 a 1800 µg/l.

El xileno y sus isómeros se eliminan mediante oxidación con ozono, seguido de filtración y/o adsorción en carbón activado; pueden ser utilizados procesos de membrana.

4.3.18. Manganeso (Mn)

El manganeso es uno de los metales más abundantes en la corteza terrestre, que por lo general se encuentra junto con el hierro. El manganeso se asocia con cloruros, nitratos y sulfatos. Las concentraciones de manganeso disuelto en las aguas subterráneas y superficiales pobres en oxígeno pueden alcanzar varios miligramos por litro. En aguas oxigenadas, el manganeso forma sólidos insolubles que precipitan fácilmente. Acelera el crecimiento biológico en los sistemas de distribución, taponan tuberías, mancha la ropa, contribuye con los problemas de olor, color y sabor del agua potable.

El manganeso es un oligoelemento indispensable. El requerimiento diario es de 2 a 3 mg en adultos y puede llegar hasta 20 mg sin efectos perjudiciales.

Concentraciones por arriba de 0.1 mg/l (valor guía de la OMS) generan problemas estéticos como la coloración del agua y un incremento en la turbiedad. En México, la NOM-127 establece un valor de 0.15 mg/l.

Para remover el manganeso se emplea precipitación por oxidación a pH alto (>9,5). El sistema de remoción típico es oxidación seguida de coagulación-floculación, sedimentación y filtración. Los agentes oxidantes más comunes son cloruro, oxígeno y permanganato de potasio. Se elimina también con zeolitas a través de una filtración en medio mixto oxidado. El intercambio iónico se aplica si se encuentra en forma de

ión manganeso, la concentración de SDT es baja (< 500 ppm), el pH es bajo (< 8) y hay baja concentración de oxígeno disuelto.

4.3.19. Mercurio (Hg)

El mercurio natural se deposita en la corteza terrestre en cantidades de 2500 ton por año debido a la deposición de gases volcánicos y a la evaporación y condensación de agua de mar. Las fuentes antropogénicas también contribuyen a la deposición atmosférica. Los compuestos del mercurio orgánico son usados para tratar semillas; aunque, como fungicidas sus compuestos están prohibidos en muchos países.

Las tres principales especies de mercurio son: mercurio elemental Hg^0 ; el mercurio inorgánico Hg^{2+} ; y el mercurio metílico CH_3Hg^+ . El 99% del mercurio atmosférico existe en la forma de Hg^0 , sin embargo, el mercurio del suelo está en todas las formas químicas.

La concentración de mercurio inorgánico en las aguas superficiales y subterráneas, generalmente es inferior a 0.0005 mg/l. En el aire se tiene del orden de 2 a 10 ng/m³. El mercurio se encuentra normalmente presente en aguas marinas en concentraciones muy bajas. El mercurio metálico acumulado en el fondo de ríos o lagos se convierte lentamente en metilmercurio (CH_3Hg) y dimetil mercurio ($(CH_3)_2Hg$), que son muy tóxicos. Su principal vía de ingestión es por consumo de peces contaminados con este elemento ya que lo bioacumulan.

El mercurio metálico causa dermatitis por contacto, genera la enfermedad de Pink en los niños y sus vapores provocan la enfermedad de Kawasaki. La dosis a partir de la cual se comienzan a manifestar síntomas en el organismo es de 0.5 mg/l y se tienen problemas serios a partir de 6 mg/l.

Los efectos biológicos del mercurio orgánico dependen de la relación dosis-respuesta entre el metilmercurio y los organismos que lo ingieren. Para prevenir efectivamente el riesgo en el hombre y otros organismos se debe considerar a la atmósfera como una fuente, además de las otras posibles. La OMS no considera al mercurio metálico como carcinógeno pero establece un valor guía para el mercurio total de 0.001 mg/l que corresponde a lo que limita la NOM-127.

La selección de un método de tratamiento depende de la naturaleza y concentración inicial del mercurio, la presencia de interferencias y el grado de remoción que debe ser alcanzado. El intercambio iónico se usa para remover al mercurio inorgánico. Para ello, primero se forma el complejo de cloruro de mercurio por adición de cloro (para oxidar el mercurio metálico) y, posteriormente, se remueve dicho complejo en una resina de intercambio aniónico.

La coagulación-floculación utiliza reactivos como el sulfato de aluminio y las sales de hierro. Se aplica para remover mercurio orgánico e inorgánico con remociones del orden del 99%.

El mercurio iónico inorgánico se puede convertir a la forma metálica por reducción, la cual es separada por filtración. Los agentes reductores pueden ser el aluminio, el zinc, la hidrazina, el cloruro estanoso y el borohidruro de sodio. La principal ventaja de este método es la recuperación del mercurio metálico, sin embargo, su eficiencia de remoción es baja (<50%).

La eficiencia del tratamiento con carbón activado depende de la concentración y forma del mercurio, dosis y tipo de carbón, así como del tiempo de contacto entre el carbón y el agua. Al incrementar este último se mejora la remoción de mercurio orgánico e inorgánico; se llega a eliminar el orgánico con eficiencias de 85 a 99% cuando las concentraciones de mercurio son altas (0.01 a 0.10 mg/l). Sin embargo, para concentraciones menores de 0.001 mg/l la eficiencia decae hasta 70%. Se puede emplear también un proceso de ósmosis inversa.

4.3.20. Nitratos y nitritos

Los nitratos y los nitritos son iones presentes en la naturaleza intercambiables entre ambos a través de un gran número de reacciones químicas y biológicas. Los nitritos (NO_2) y nitratos (NO_3) se expresan, por lo general, en términos de nitrógeno oxidado total (NO_x). En las aguas superficiales y subterráneas, las concentraciones ascienden por lo general a unos cuantos mg/l. En particular, en aguas subterráneas, su concentración se ha incrementado como resultado de la lixiviación de los fertilizantes que emplean nitrato de amonio. Los nitratos son reducidos a nitritos por la ausencia de oxígeno. Esta reacción puede llevarse a cabo de una manera parcial o completa.

Las aguas que contienen una elevada cantidad de nitratos son potencialmente dañinas debido a su reducción en nitrito el cual bloquea la hemoglobina y produce metahemoglobina. Este compuesto por sí mismo no es tóxico, pero reduce el transporte de oxígeno por la sangre en menores de 6 meses. De acuerdo con la OMS (1995) no ha habido ningún caso de metahemoglobinemia al consumir agua con más de 10 mg/l y se ha podido constatar en varias ocasiones que concentraciones hasta de 20 mg/l no tienen efectos en lactantes; más bien, los episodios de metahemoglobinemia han estado asociados con fuentes adicionales de nitratos así como por la presencia de enfermedades causadas por bacterias que bloquean la reacción que evita la reducción de los nitratos a nitritos.

Otro problema es la posible formación de nitrosaminas, las cuales son potencialmente carcinógenas en el tracto digestivo. Éstas se forman por la ingesta de nitritos, por la descomposición bacteriana de nitratos, que reaccionan con aminos secundarias y terciarias de los alimentos.

Existen diferentes métodos para eliminar los nitratos y nitritos como

- Nitrificación/desnitrificación biológica
- Desorción de amoníaco con aire (stripping),
- Intercambio iónico,

- Cloración hasta el punto de quiebre y
- Ósmosis inversa
- De acuerdo a la NOM-127 también se puede utilizar la coagulación-floculación-sedimentación-filtración

En la actualidad, sólo la nitrificación/desnitrificación biológica es considerada como relativamente rentable pero para agua residual. En agua potable no hay proceso que se considere rentable; cuando hay ese problema se cambia de fuente o en algunos países, se reparte agua embotellada a las familias con niños.

Los valores guías de la OMS son de 50 mg NO₃/l junto con 3 mg NO₂/l, pero establecidos en forma conjunta de manera que la suma de las razones entre la concentración de cada uno y su respectivo valor guía no sobrepase la unidad. La norma mexicana los limita por separado a los nitratos en 10 mg/l medidos como N y los nitritos a 1 mg/l, también como N.

4.3.21. Nitrógeno amoniacal

El nitrógeno amoniacal corresponde al N del NH₄⁺, que está en equilibrio con el NH₃, que es el amoniaco. El nitrógeno amoniacal no es tóxico pero el amoniaco sí lo es, en concentraciones rara vez encontradas en agua de suministro. Normalmente hay menos de 0.2 mg/l, pero en aguas subterráneas anaerobias puede ascender hasta 3 mg/l. El nitrógeno amoniacal proviene de los procesos metabólicos, agrícolas e industriales. Su presencia indica posible contaminación con aguas residuales.

De acuerdo con la OMS el amoniaco presente en agua potable no tiene una importancia inmediata para la salud por lo que no se propone un valor guía basado en criterios sanitarios. Sin embargo, por los problemas de olor (umbral de 1,5 mg/l), sabor (umbral del 35 mg/l) y su interferencia con la desinfección se establece un valor guía de 1,5 mg/l. En México, la norma estipula un valor de 0.5 mg/l. Su remoción generalmente se lleva a cabo mediante la desgasificación o desorción en columna, de acuerdo a la NOM-127 también se puede utilizar la coagulación-floculación-sedimentación-filtración.

4.3.22. pH (potencial de hidrógeno)

El pH es una variable importante en el manejo de la calidad del agua pues influye en los procesos químicos y biológicos. Mide el balance de acidez de una solución y se define como el logaritmo negativo en base 10 de la concentración del ión H₃O⁺. La escala de pH va del 0 al 14 (muy ácido a alcalino), el valor de 7 representa la neutralidad. En una agua no contaminada el pH es el controlador principal del balance entre el CO₂, CO₃⁼ y el HCO₃⁻, así como de otros compuestos naturales como los ácidos fúlvicos y húmicos.

En sistemas de abastecimiento uno de los principales propósitos para controlar el pH es reducir al mínimo la corrosión, que es consecuencia de las complejas relaciones

entre el pH, el CO₂, la dureza, la alcalinidad y la temperatura. Para ello, en general se mantiene el pH cercano a 7. La corrosión provoca la introducción de componentes en el agua no deseable que causan problemas de sabor y color y afecta la precipitación o solubilización de los metales.

Valores superiores de pH de 11 se relacionan con irritación ocular y agravación de trastornos cutáneos.

La OMS no establece un valor guía pero recomienda su control para una adecuada clarificación y desinfección del agua (para lo cual no debe ser mayor de 8).

La neutralización es el proceso que se emplea para ajustar el pH. Los reactivos y las cantidades que intervienen así como la economía del proceso dependen de las características del agua, principalmente de su alcalinidad.

4.3.23. Aldrín y dieldrín

Son plaguicidas clorados que se utilizan contra plagas que viven en el suelo, para preservar madera, y en el caso del dieldrín, contra insectos de importancia en salud pública. Ambos compuestos tienen una estrecha relación por su toxicología y modo de acción. El aldrín se convierte fácil y rápidamente en dieldrín en el medio ambiente y el organismo. El dieldrín es un compuesto orgánico del cloro muy persistente, de movilidad reducida en el suelo que se puede liberar a la atmósfera. Ocasionalmente, se encuentran en el agua y su presencia se debe a la aplicación directa en plantas y control de insectos acuáticos, por percolación y escurrimientos pluviales de zonas agrícolas, de aerosoles por aplicación aérea y por descargas industriales. Ambos insecticidas están prohibidos en México tanto en su importación, fabricación, formulación, comercialización y uso (DOF 3 de enero de 1991).

El aldrín y dieldrín son compuestos de elevada toxicidad crónica, aún en cantidades traza, con tendencia a acumularse en tejidos, grasos, tienen una elevada persistencia en el suelo y los alimentos y capacidad para la biomagnificación en las redes tróficas. Causan desórdenes en el sistema nervioso central, náusea, vómito, temblores, ataxia, falta de coordinación muscular, convulsiones epilépticas, daño renal, albuminuria, hematuria y falla respiratoria.

El valor guía de la OMS para agua potable es de 0.03 µg/l que es igual al de la norma.

Ambos compuestos se eliminan por oxidación con ozono pero con formación de subproductos y mediante adsorción con carbón activado granular.

4.3.24. Clordano (total de isómeros)

El clordano y sus isómeros (cis y trans) son insecticidas y herbicidas organoclorados de amplio espectro. Su uso en México está restringido exclusivamente para el control de termitas (CICOPLAFEST, 1998). Son muy resistentes a la degradación química y bioquímica, y quedan fijos en el suelo pasando muy difícilmente al agua subterránea, donde sólo se han encontrado en raras ocasiones. Su presencia se debe a una aplicación directa en plantas y control de insectos acuáticos, escurrimientos pluviales de zonas agrícolas, aerosoles por aplicación aérea y por descargas industriales. Están catalogados en el grupo 2 B del CIIC, no son genotóxicos aunque ocasionan problemas hepáticos. El valor guía de la OMS es de 2 µg/l y el de la norma de 0.2 µg/l.

Se eliminan por oxidación con ozono y adsorción con carbón activado granular.

4.3.25. DDT (total de isómeros)

Es un insecticida organoclorado muy resistente a la degradación química y bioquímica. En el agua su presencia se debe a la aplicación directa en plantas y control de insectos acuáticos, escurrimientos pluviales de zonas agrícolas, de aerosoles por aplicación aérea y descargas industriales. Es muy útil para controlar vectores del paludismo y bajo esas circunstancias se estima que sus beneficios son superiores a los riesgos que representan. Por su alto riesgo para la salud humana, su elevada persistencia y propiedades de bioacumulación, este plaguicida sólo puede ser usado por las dependencias del ejecutivo en campañas sanitarias.

El DDT tiene una elevada toxicidad crónica, aún en cantidades traza, con tendencia a acumularse en tejidos grasos. Tiene una elevada persistencia en el suelo y los alimentos y capacidad para la biomagnificación en las redes tróficas. Se clasifica por el CIIC en el grupo 2B por su inadecuada evidencia de carcinogenicidad en humanos pero con suficiente en animales. El valor guía de la OMS es de 2 µg/l en tanto que la norma mexicana es de 1 µg/l. Se elimina por oxidación con ozono y mediante adsorción en carbón activado granular.

4.3.26. Gamma-HCH lindano

El lindano o γ -hexaclorociclohexano es un insecticida y acaricida usado desde hace mucho tiempo. Adicional a su uso agrícola, se emplea en salud pública y como conservador de madera. Su uso en México está restringido por la CICOPLAFEST.

El lindano es un compuesto persistente, ubicuo que aún cuando tiene poca afinidad por el agua se ha detectado en ella. La exposición principal es por los alimentos. Se clasifica por el CIIC en el grupo 2B por su inadecuada evidencia de carcinogenicidad en humanos pero con suficiente para animales. Es potencialmente teratogénico irritante dérmico, ocular y de mucosas. Se puede absorber a través de la piel. Genera

debilidad, náusea, vómito, diarrea, temblores, convulsiones, disnea y colapso circulatorio.

El valor guía de la OMS es 2 µg/l que es igual al de la norma. Se elimina por oxidación con ozono y mediante adsorción en carbón activado granular.

4.3.27. **Hexaclorobenceno (HCB)**

Es un fungicida selectivo de uso poco frecuente en la actualidad. Su presencia en el ambiente se debe a que es un producto secundario de varios compuestos químicos. Se halla en forma de impurezas en algunos plaguicidas o constituye uno de sus metabolitos (del lindano, en particular). El HCB es absorbido fuertemente por el suelo y sedimentos. Su vida media se mide en años. Es un contaminante ubicuo que se libera fácilmente a la atmósfera. Es resistente a la degradación y tiene un gran potencial de acumulación en los tejidos. Se considera que la principal fuente son los alimentos y no se ha detectado en agua de consumo. Perteneció al grupo 2B del CIIC. Irrita los ojos, piel, mucosas y el tracto respiratorio superior. El valor guía de la OMS y el de la norma son iguales a 1 µg/l.

Se elimina por oxidación con ozono y mediante adsorción en carbón activado granular.

4.3.28. **Heptacloro y epóxido de heptacloro**

Es un insecticida organoclorado de amplio espectro, cuyo uso se ha prohibido o restringido en muchos países. El heptacloro es bastante persistente en el suelo, donde se transforma en su epóxido, que es muy resistente a la biodegradación. Tanto el heptacloro como su epóxido se adhieren a las partículas del suelo y se desplazan por ello muy lentamente. Ambos, se han encontrado en agua de bebida en concentraciones de nanogramos por litro, aunque la principal ruta de exposición son los alimentos. Se clasifica por el CIIC en el grupo 2B por su inadecuada evidencia de carcinogenicidad en humanos y en animales. La exposición prolongada se ha asociado con lesiones hepáticas y efectos tóxicos del sistema nervioso central. El valor guía de la OMS es de 0.03 µg/l, que es igual a la norma.

Se elimina por oxidación con ozono y mediante adsorción en carbón activado granular.

4.3.29. **Metoxicloro**

El metoxicloro es un insecticida utilizado en las hortalizas, frutas, árboles, forraje y animales de granja. Se disuelve mal en agua y es sumamente inmóvil en la mayor parte de los suelos agrícolas. En condiciones normales de uso, el metoxicloro no parece ser perjudicial para el medio ambiente, no obstante se ha detectado ocasionalmente en el agua de bebida. En México está restringido por la CICOPLAFEST desde 1998. Está clasificado por el CIIC en el grupo 3 por su

inadecuada evidencia de carcinogenicidad en humanos y en animales. El valor guía de la OMS y el de la norma es de 20 µg/l. Se elimina por oxidación con ozono y mediante adsorción en carbón activado granular.

4.3.30. **2,4 D (ácido 2,4 diclorofenoxiacético)**

Este ácido es un herbicida utilizado para el control de malezas de hoja ancha, pre y postemergente. Es poco persistente pues su vida media antes de biodegradación es de una a varias semanas en agua y de días a seis semanas en suelo. Rara vez se encuentra en agua y si está presente las concentraciones son pequeñas. Pertenece al grupo 2B de la clasificación del CIIC.

Presenta efectos tóxicos, con tendencia a acumularse en los tejidos. El valor guía de la OMS y el de la norma es de 30 µg/l. Al igual que los otros plaguicidas, se elimina por oxidación con ozono y mediante adsorción en carbón activado granular.

4.3.31. **Plomo (Pb)**

En el agua de lluvia se puede encontrar plomo en concentraciones de 40 a 300 µg/l, en zonas de alta densidad automovilística. Pero, debido al retiro del tetraetilo de plomo de las gasolinas, estos valores están en descenso. En los océanos el plomo ha ido en aumento de 0.01 mg/l a 0.07 en 75 años.

Las fuentes comunes de ingestión del plomo son los alimentos, el aire, el humo de tabaco y el empleo de barro vidriado. El plomo presente en el agua de la llave procede, en cierta medida de las fuentes de suministro hasta en valores de 5 mg/l (en la corteza terrestre hay alrededor de 0.017 mg/kg) pero sobre todo de la propia fontanería que contiene plomo y que lo libera por corrosión. Su contenido depende de varios factores, en particular del pH, temperatura, dureza del agua y tiempo de residencia del agua en la tubería. El agua blanda y ácida es la que mejor disuelve el plomo (plumbosolvencia). La presencia de carbonato limita la solubilidad del plomo en tanto un pH menor de 8 la favorece. Las tuberías de plomo aún son comunes en las viviendas viejas y se sigue utilizando en las juntas para la tubería de cobre.

El CIIC clasificó al plomo y sus compuestos inorgánicos en el grupo 2B. Sus sales son muy tóxicas para invertebrados pero afortunadamente son poco solubles además de que la presencia de otros compuestos reduce su biodisponibilidad por precipitación.

El plomo se considera como un veneno fuerte y bioacumulativo. Los efectos de toxicidad aguda son: anorexia, vómito, malestar general y convulsiones (debido al incremento de la presión intercraneal). Niños con toxicidad crónica muestran pérdida de peso, debilidad y anemia. El plomo se transfiere a través de la placenta y los niños absorben de 4 a 5 veces más que los adultos. El envenenamiento por plomo orgánico afecta al sistema nervioso central, asimismo tiene efectos gastrointestinales y cardiovasculares; daño renal y hepático.

Se puede ingerir durante varias semanas agua que contenga de 2 a 4 mg/l de plomo sin presentar ningún síntoma, pero su empleo durante tres meses resulta dañino. El consumo de 15 mg/l de plomo durante varias semanas puede ser fatal. Concentraciones de 0.05 mg/l se consideran fisiológicamente seguras para el hombre.

El valor guía de la OMS y el de la norma es de 0.01 mg/l, aunque se entiende que por el problema económico que represente el cambio de la plomería habrá niveles superiores durante varias décadas en el agua y para que no sean muy altos conviene tratar el agua para evitar la corrosión al máximo, lo que se logra manteniendo el pH entre 8 y 8,5,

La precipitación del plomo se realiza a pH entre 9.2 y 9.5, la eficiencia para la formación de precipitados decrece rápidamente a valores extremos de pH. Los reactivos empleados son la cal o los hidróxidos, las cenizas de sosa y los fosfatos. El tratamiento con cal produce un lodo de buena sedimentación mientras que con sosa cáustica se requiere filtración. La eficiencia por precipitación más sedimentación excede del 99%. La forma orgánica del plomo no es fácil de eliminar por precipitación por lo que debe previamente transformarse con cloración. El intercambio iónico y la ósmosis inversa se usan para plomo orgánico e inorgánico. El efluente se trata a un pH entre 5.0 y 5,2 eliminando el plomo hasta en un 99,9%. El plomo orgánico se remueve con resinas de intercambio catiónico de ácido fuerte.

4.3.32. Sodio (Na)

Es el catión principal en la biosfera y constituye el 2,83% de la corteza terrestre. Se encuentra sólo en estado combinado, en sales extremadamente solubles por lo que está en altas concentraciones en toda agua. En océanos y lagos salinos se encuentra como cloruro de sodio, NaCl, y en menor grado como carbonato de sodio, Na₂CO₃, y sulfato de sodio, Na₂SO₄.

El sodio es un constituyente natural de los tejidos de plantas y animales. Se asocia con la alta presión en la sangre y enfermedades del corazón si es consumido en exceso. Sin embargo, la falta de evidencia certera así como el hecho del elevado consumo de sodio en los alimentos, han hecho que la OMS no establezca un valor guía para el agua con base en la salud.

La concentración umbral del sabor depende del anión asociado con el sodio y de la temperatura. A temperatura ambiente el umbral es de 200 mg/l, que es el valor que se recomienda con fines estéticos por la OMS y la NOM de México.

La sal se elimina mediante intercambio iónico o procesos de membrana como la ósmosis inversa y nanofiltración, procesos que son rentables en zonas costeras donde el agua dulce es escasa.

4.3.33. **Sólidos disueltos totales (SDT)**

Se entiende por sólido disuelto todo residuo que queda después de filtrar en membranas de 1.2 μm de poro y evaporar el agua a 103°C. Contiene compuestos muy variados por lo que se dice que es una prueba global. Los sólidos incluyen tanto las sales inorgánicas (carbonatos, bicarbonatos, cloruros, sulfatos, fosfatos y nitratos de sodio, potasio, calcio, magnesio y hierro) como materia orgánica.

El intervalo usual de sólidos disueltos totales en agua de abastecimiento varía de 25 a 5 000 mg/l, en función de la geología local. La concentración normalmente deseable es de 200 mg/l.

La conductividad varía directamente con la cantidad de sólidos disueltos, principalmente por las sales minerales, por lo que se considera una medida indirecta de éstos que es muy útil en campo por su rapidez y sencillez. La conductividad o conductancia específica es una medida de la habilidad del agua para conducir la corriente eléctrica. Las unidades de medida son el inverso de ohms (expresan resistencia) y se denominan mhos o microsiemens ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en el SI (Sistema internacional).

Los sólidos disueltos pueden tener importantes efectos en el sabor. Se considera que menos de 600 mg/l no se perciben aunque contenidos muy bajos producen un agua insípida. Por arriba de 1 200 mg/l el agua comienza a ser rechazada. Asimismo, los sólidos disueltos promueven la corrosión. Para evitar en los últimos problemas la OMS recomienda no exceder 1000 mg/l, que es igual al valor de la norma.

Cuando el agua tiene iones (sodio, magnesio o sulfato, por ejemplo) la reducción de los sólidos disueltos totales se logra mediante la ósmosis inversa, la electrodiálisis, la destilación y el intercambio iónico; de acuerdo a la NOM-127 también se puede utilizar la coagulación-floculación-sedimentación-filtración seguido de alguno de los anteriores métodos. Tanto el intercambio iónico y la electrodiálisis son aplicables para concentraciones por arriba de 5 000 mg/l de SDT, mientras que la destilación y la ósmosis para valores inferiores.

4.3.34. **Sulfatos (SO_4^{2-})**

Los sulfatos están presentes en forma natural en diversos minerales. La concentración en aguas naturales varía en un intervalo de pocos mg/l hasta cientos de mg/l y contribuyen a la dureza no carbonatada.

Los sulfatos son comunes en los acuíferos y pueden ser utilizados como fuente de oxígeno por bacterias “sulfatorreductoras” que lo convierten en ácido sulfhídrico.

El sulfato es uno de los aniones menos tóxico, sin embargo altas concentraciones provocan catarsis, deshidratación e irritación gastrointestinal. También, imparten sabor al agua y cuando se combinan con el magnesio (sulfato de magnesio-sal de

Glauber) o sodio (sulfato de sodio-sal de Epsom) tienen un efecto laxativo. Por lo anterior la OMS sugiere no exceder o vigilar fuentes con más de 500 mg/l, con fines estéticos. En México se limita el valor a 400 mg/l.

Los sulfatos se eliminan mediante coagulación-floculación-sedimentación-filtración y precipitación o mediante procesos de intercambio iónico u ósmosis inversa.

4.3.35. Sustancias activas al azul de metileno

Aunque pueden ser varias las sustancias activas al azul de metileno, son los detergentes quienes dominan en esta prueba. Éstos son compuestos tensoactivos sintéticos cuya presencia se debe a vertidos urbanos e industriales.

El principal problema para el agua de consumo es el sabor que los detergentes imparten, ya que el umbral es muy bajo. La norma limita el valor a 0.5 mg/l; la OMS no lo considera.

Para eliminar los detergentes se emplea la espumación, la ozonización con dosis muy altas y el carbón activado (con eficiencias del 50 % en dosis 12,5 a 25 mg/l de agua, según la naturaleza de los detergentes y el tipo de decantador utilizado). Cuando hay picos de concentración o se requiere llegar a un residual muy pequeño (0.01 mg/l) se aplica ozono en combinación con carbón activado, aunque ello se justifica económicamente sólo si hay presencia simultánea de otros contaminantes.

4.3.36. Trihalometanos

Son compuestos con un solo átomo de carbono donde los hidrógenos son sustituidos total o parcialmente por halógenos, principalmente cloro y bromo (impureza del cloro comercial). Generalmente, los cuatro compuestos formados son: cloroformo (triclorometano), diclorobromometano, dibromoclorometano y bromoformo (tribromometano). Aun cuando regularmente se encuentran los cuatro, la OMS establece un valor guía para cada uno debido a que sus propiedades toxicológicas son diferentes y recomienda que la norma en cada país se establezca atendiendo a la relación:

$$\frac{C_{\text{bromoformo}}}{VG_{\text{bromoformo}}} + \frac{C_{\text{DBCM}}}{VG_{\text{DBCM}}} + \frac{C_{\text{DBCM}}}{VG_{\text{DBCM}}} + \frac{C_{\text{CLOROFORMO}}}{VG_{\text{CLOROFORMO}}} \leq 1 \quad (4.1)$$

donde:

C: concentración

VG: valor guía

En México se limita el valor total a 0.2 mg/l.

En la Tabla 4.3 se resumen las recomendaciones de la OMS para agua potable.

Tabla 4.3 Valores guías para los trihalometanos de la OMS y clasificación del CIIC

Compuesto	Grupo del CIIC	Valor guía OMS
Bromoformo	3	100 µg/l
Dibromoclorometano	3	100 µg/l
Bromodiclorometano	2B	60 µg/l
Cloroformo	2B	200 µg/l

Hay tres formas para controlar la presencia de trihalometanos en agua:

a) Remover los precursores de trihalometanos, a través de:

- Coagulación-floculación
- Oxidación química: ozono, dióxido de cloro, ozono en combinación con luz ultravioleta
- Adsorción por carbón activado
- Intercambio iónico

b) Remover los trihalometanos después de formados por medio de.

- Oxidación química: ozono, dióxido de cloro, ozono en combinación con luz ultravioleta
- Aireación
- Adsorción por carbón activado granular
- Intercambio iónico
- Degradación biológica

c) Usar desinfectantes que no contengan halógenos.

4.3.37. Yodo residual libre (I)

El Yodo se encuentra naturalmente en el agua en forma de yoduro, cuya oxidación durante el tratamiento deja trazas del elemento. Se utiliza ocasionalmente para desinfectar agua en campo o situaciones de emergencia.

El yodo es un elemento indispensable para la síntesis de las hormonas de la tiroides y se estima que se debe ingerir entre 80 y 150 µg/d. Debido a las necesidades de este elemento la OMS no estableció un valor guía para el yodo. En México se establece un residual de 0.2 a 0.5 mg/l.

4.3.38. Zinc (Zn)

El zinc abunda en la corteza terrestre en el orden de 0.02% en peso. Es un oligoelemento indispensable que se encuentra prácticamente en todos los alimentos y en el agua de bebida en forma de sales o complejos orgánicos. La principal fuente de zinc es la alimentación.

El Zn entra al agua de consumo por el deterioro de tuberías de hierro galvanizado y por la dezincificación del latón, en tales casos se encuentra además plomo y cadmio, como parte de las impurezas de la materia prima. El agua de bebida que contiene zinc en concentraciones superiores a 5 mg/l puede no ser aceptada por los consumidores ya que da un sabor astringente y una apariencia opalescente. Para evitar estos problemas la OMS recomienda no sobrepasar 3 mg/l; en México se limita el contenido a 5 mg/l.

El zinc se remueve del agua por precipitación en condiciones alcalinas, los reactivos comúnmente empleados son los hidróxidos metálicos. La adición de cal es el método más generalizado y funciona a un pH de 10; tiene el inconveniente de que también precipita sulfato de calcio lo que incrementa la cantidad producida de lodos. La clarificación y/o filtración requiere la determinación del valor óptimo de pH para cada tipo de agua y la remoción previa de los sólidos suspendidos. El intercambio iónico y la recuperación evaporativa se emplean para recuperar el metal.

4.4. CARACTERÍSTICAS RADIATIVAS

Los elementos radiactivos o radionúclidos emiten partículas para lograr la estabilidad dentro del núcleo del átomo. Hay básicamente tres tipos de radiaciones: α (positiva), β (negativa) y γ (sin carga). La Tabla 4.4 muestra los principales emisores de radiaciones α y β .

Tabla 4.4 Emisiones de radiaciones α y β

Radionúclido	Dosis, millisievert (mS)
Emisores alfa (0.1Bq/l)	
²¹⁰ Po	0.045
²²⁴ Ra	0.006
²²⁶ Ra	0.016
²³² Th	0.130
²³⁴ U	0.003
²³⁸ U	0.003
²³⁹ Pu	0.04
Emisores beta (1Bq/l)	
⁶⁰ Co	0.005
⁸⁹ Sr	0.003
⁹⁰ Sr	0.020
¹⁹¹ I	0.080
¹³¹ I	0.016
¹³⁴ Cs	0.014
¹³⁷ Cs	0.009
²¹⁰ Pb	0.95
²²⁸ Ra	0.20

Los compuestos radioactivos pueden entrar al agua por causas naturales o por fuentes antropogénicas. Muchos arroyos y pozos recogen la radiactividad al contacto con los minerales que la contienen y después percolan a las aguas subterráneas.

Por lo regular, son pocos los casos de niveles alarmantes de radiactividad en el agua de consumo y ello sucede en un número limitado de acuíferos bien identificados. La contribución del agua potable a la exposición total es muy reducida y se debe, en gran medida, a radionúclidos de origen natural pertenecientes a la serie de degradación del torio y el uranio.

Los valores guías de la OMS son para la radiactividad alfa global de 0.1 Bq/l y para la beta de 1 Bq/l, estos valores en la norma mexicana son de 0.56 y 1.85, respectivamente.

La radioactividad se elimina en forma natural en depósitos de almacenamiento.

En caso de tener que controlarla se puede:

- Eliminar el radón mediante absorción en carbón activado granular.
- Ablandar con cal elimina el radio 226 y 228 en un 80 a 90% (pH 9.5 a 11) y el uranio en un 85 a 90 % a pH 10.6 a 11.5.
- Aplicar la coagulación-floculación combinada con sedimentación, para remover del 92 a 95 % de uranio dependiendo del tipo de coagulante.
- Precipitar para remover entre el 85 y 96% de radio 226 y 228 a pH de 9.5 a 11

- Aplicar el intercambio iónico para el radio 226 y el 228 con 80 a 97% de eficiencia en resinas básicas y resinas aniónicas para eliminar del 93 al 97% del uranio.
- La ósmosis inversa elimina el 99% de uranio a pH 7 y la hiperfiltración el 90% de radio 226 y 228 a pH 5.5 a 6.

Ninguno de los procesos anteriores aplican en potabilización, pues normalmente fuentes con problemas radiactivos son poco usuales y no se usan para suministro.

5. CONSIDERACIONES PARA UN SISTEMA DE POTABILIZACIÓN

En este capítulo se presentan las principales consideraciones para que los organismos operadores cuenten con una planta potabilizadora adecuada a sus necesidades. Es muy importante que un organismo operador tenga claro qué requiere y por qué, así como el procedimiento para obtenerlo. Para ello precisa realizar estudios previos, análisis y discusiones con especialistas antes de iniciar el proceso de licitación para construir la planta.

5.1. DEFINICIÓN DEL OBJETIVO

El objetivo de un sistema de potabilización es producir, a partir de una fuente de suministro dada, agua con calidad acorde con la Modificación a la norma NOM-127-SSA1-1994 en forma confiable y a un costo razonable. Para lograrlo, es preciso combinar una serie de procesos y operaciones unitarias que remuevan los compuestos considerados como contaminantes y que estén presentes en la fuente de suministro. Un sistema adecuado depende de la calidad original del agua, la suficiencia financiera del organismo operador, el nivel de capacitación de los operadores y la tratabilidad del agua. Por ello, existen diversas combinaciones de procesos y operaciones que conducen a resultados diferentes, no sólo en cuanto a calidad del agua sino en lo que se refiere a la confiabilidad del proceso y al costo.

En cuanto a la calidad, el objetivo de la potabilización es producir agua:

- Segura, sin compuestos químicos y/o organismos patógenos que pongan en riesgo la salud de los consumidores.
- Aceptable, que no tenga un sabor o color desagradable.
- Clara, libre de materia suspendida y turbiedad.
- Razonablemente blanda, es decir, que los usuarios no requieran grandes cantidades de detergentes y jabones para la ducha, lavar ropa y trastes.
- No corrosiva al sistema de distribución.
- Con bajo contenido orgánico, para evitar crecimiento biológico en el sistema de distribución y afectar la calidad del agua.

En general, el cumplimiento de lo anterior se logra al cumplir los estándares establecidos por el gobierno a través de sus leyes y normas, información que fue presentada en el capítulo 4.

5.2. DATOS BÁSICOS

Una planta potabilizadora es parte de un sistema de abastecimiento, el cual puede contar con una o varias potabilizadoras y hacer uso de diversos tipos de fuentes de suministro. el presente libro trata los aspectos relacionados con la planta potabilizadora, los datos mínimos por definir son:

- Periodo de planeación
- Área de abastecimiento
- Capacidad máxima diaria
- Crecimiento a futuro
- Fuente de suministro
- Sitio de ubicación
- Financiamiento

5.2.1. Periodo de planeación

Se emplea el mismo periodo que el usado para el sistema de abastecimiento, el cual usualmente varía entre 10 y 20 años. Es importante mencionar que el crecimiento de algunas regiones puede acortar dicho periodo pero también los cambios en las actividades económicas de la región (migración y cierre de industrias) pueden provocar el efecto contrario y dejar sobredimensionada la planta.

5.2.2. Área de abastecimiento

Consiste en definir geográficamente qué zonas recibirán el agua producida por la potabilizadora y definir a grosso modo las características de la población. Durante este análisis se pueden incluso definir áreas que sean ocasionalmente servidas.

5.2.3. Tamaño de la planta potabilizadora

La capacidad de la planta de potabilización se determina por la demanda diaria máxima así como por la demanda futura del área servida. Si bien la construcción puede llevarse a cabo por etapas es necesario tener presente cuál es el tamaño máximo deseado para prever el terreno suficiente y contar con la flexibilidad necesaria en los procesos.

Para un sistema nuevo, la demanda máxima diaria es obtenida a partir de datos de las comunidades que muestran su historia, características y tendencias de desarrollo. En caso de una expansión de una planta existente, la mejor estimación se obtiene de las propias tendencias del sistema. Para determinar la capacidad diaria máxima per capita se multiplica la demanda diaria máxima per capita por la población estimada por ser servida durante el periodo de diseño.

Otros factores que afectan la selección del tamaño de la planta son la seguridad de la fuente de abastecimiento y el costo efectivo para abastecer el agua de una planta de gran tamaño comparada con dos o tres de menor tamaño en diferentes ubicaciones y a diferentes alturas.

5.2.4. **Crecimiento futuro**

Existen diversos métodos para predecir el crecimiento o abatimiento de la población futura que determinan cómo se debe planear la evolución de la potabilizadora. Se sugiere consultar literatura específica para este tema.

5.2.5. **Fuente de abastecimiento**

La fuente de agua que puede ser superficial (ríos, lagos o embalses artificiales), subterránea, o bien, provenir de fuentes no convencionales (agua residual o agua de mar). El tipo de fuente determina la calidad a la cual se va a enfrentar el sistema de potabilización. La evaluación y selección de la fuente debe además considerar:

- Cantidad de agua que se puede obtener actualmente y a futuro.
- Calidad del agua.
- Condiciones climáticas.
- Problemas potenciales para construir una obra de toma.
- Seguridad de operación y suministro.
- Posibilidad de contaminación futura de la fuente, y
- Facilidad de expansión futura.

5.2.6. **Sitio de ubicación de la planta**

Es indispensable ubicar terrenos que posean las dimensiones apropiadas así como el que cumpla con las características básicas de mecánica de suelos y de topografía para realizar una obra de la naturaleza que se planea. Cuando existen diversas opciones, su comparación se realiza atendiendo a criterios como distancia a la obra de toma, posibilidad de arreglo de los procesos unitarios, impacto ambiental del proyecto y el método de distribución del agua (gravedad o bombeo). Algunos de los siguientes puntos deben ser revisados para evaluar el sitio de la planta:

- Disponibilidad de área
- Localización geográfica
- Información obtenida de estudios geológicos
- Disponibilidad de energía eléctrica y servicios
- Accesibilidad a vías de comunicación
- Costos de construcción a partir de índices
- Seguridad de operación y con los vecinos, y
- Posibilidad de expansiones futuras.

La mayor parte de esta información se obtiene de bancos de datos, mapas y planos existentes.

5.2.7. **Financiamiento**

Existen diversos métodos para financiar la construcción de una planta potabilizadora, que continuamente cambian en cuanto a sus requisitos por lo que se sugiere consultar literatura especializada y actualizada para este tema.

5.3. ESTUDIOS PRELIMINARES

Una vez que se ha decidido construir una planta, seleccionado el sitio y definido la fuente de abastecimiento se debe realizar estudios de mayor detalle como:

- Calidad del agua
- Pruebas de tratabilidad

Con lo que se podrá seleccionar los esquemas de tratamiento y determinar el sistema de potabilización a utilizar en la planta potabilizadora.

5.3.1. **Calidad del agua**

Es preciso conocer la calidad del agua y su variabilidad, si ocurre, con suficiente detalle para seleccionar los procesos útiles. Conviene que ello sea en forma previa a las pruebas de tratabilidad para que sea esta información la que determina cuáles se deban realizar. Para definir la calidad, lo ideal sería que para cualquier tipo de agua como mínimo se determinen todos los parámetros que conforman la NOM-127-SSA1-1994 para ver cuáles se encuentran fuera de ella y en qué magnitud. Como ello no siempre es posible, y en ocasiones incluso resulta innecesario, a continuación se dan algunas recomendaciones.

5.3.1.1. Cuerpos subterráneos

Debido a que este tipo de fuente se caracteriza por ser de calidad constante el monitoreo, se puede realizar a partir de muestras simples y puntuales. Conviene llevar a cabo al menos dos muestreos, en diferentes días y añadir el número de confirmaciones necesarias sobre parámetros específicos hasta no tener una desviación entre los datos del 5 al 10%, sin considerar la precisión del análisis. Para aguas subterráneas, los análisis por determinar serían los indicados en la primera columna de la Tabla 5.1 donde se clasifican los parámetros en las siguientes tres categorías:

- **Indispensables:** Aquellos que se deben hacer desde un inicio y que determinan no sólo el tipo de tratamiento sino que incluso pueden conducir a un cambio en la selección de la fuente.
- **No indispensables:** Aquellos que por estar relacionados con otros parámetros o que no son determinantes para la selección de un tipo de tratamiento pueden ser evaluados durante las pruebas de tratabilidad.

- Eventuales: Aquellos cuya presencia se relaciona con cierto tipo de suelos y condiciones geohidrológicas y que pueden no ser considerados, a juicio de un especialista que posea información sobre la calidad del agua en pozos vecinos, el tipo de suelo o la historia de la región. Se señala que en esta lista puede haber parámetros que resulten indispensables.

Tabla 5.1 Análisis para determinar la calidad del agua de una fuente subterránea

Muestreo inicial	Muestreo complementario	
Indispensables		
Coliformes fecales	Fenoles o compuestos fenólicos	
Color	2.4 – D	
Turbiedad	Tolueno	
COT	Xileno (tres isómeros)	
Dureza total (como CaCO ₃)	Trihalometanos totales	
Fierro	Nitrógeno amoniacal	
Nitrógeno total	Nitrógeno orgánico	
Manganeso	Sustancias activas al azul de metileno (SAAM)	
Nitratos		
Nitritos		
PH		
Sólidos disueltos totales		
Sulfatos (como SO ₄ =)		
Benceno		
Etilbenceno		
Potencial para la formación de trihalometanos		
No indispensables		
Coliformes totales		Sodio
Eventuales		
Aluminio	Olor	
Arsénico	Sabor	
Bario	Aldrín y dieldrín (separados o combinados)	
Cadmio	Clordano (total de isómeros)	
Cianuros (como CN ⁻)	DDT (total de isómeros)	
Cloruros (como Cl ⁻)	Gamma-HCH (lindano)	
Cobre	Hexaclorobenceno	
Cromo total	Heptacloro y epóxido de heptacloro	
Fluoruros (como F ⁻)	Metoxicloro	
Mercurio		
Plomo		
Yodo residual libre		
Zinc		
Radiactividad alfa global		
Radiactividad beta global		

Tabla 5.2 Análisis para determinar la calidad en cuerpos de aguas superficiales

Muestreo inicial	Muestreo complementario	
Indispensables		
Coliformes fecales	Etilbenceno	
Turbiedad	Tolueno	
Aluminio	Xileno	
COT ⁽¹⁾	Benceno	
Fenoles	Nitritos	
Mercurio	Nitrógeno orgánico	
Nitrógeno total	Nitrógeno amoniacal	
Nitratos		
pH		
Sólidos totales ⁽¹⁾		
Sólidos disueltos		
Sustancias activas al azul de metileno		
Potencial para la formación de trihalometanos ⁽¹⁾		
No indispensables		
Coliformes totales		
Eventuales		
Color	Olor	
Arsénico	Sabor	
Bario	Aldrín y dieldrín (separados o combinados)	
Cadmio	Clordano (total de isómeros)	
Cianuros	DDT (total de isómeros)	
Cobre	Gamma-HCH (lindano)	
Dureza	Hexaclorobenceno	
Fierro	Heptacloro y epóxido de heptacloro	
Fluoruros	Metoxicloro	
Manganeso		
Sulfatos		
Yodo residual libre		

⁽¹⁾ No son considerados por la NOM 127-SSA1-1994

5.3.1.2. Cuerpos superficiales

La Tabla 5.2 muestra, de la misma forma que para las aguas subterráneas, los parámetros por considerar para la caracterización de una fuente superficial. En cuanto al número de muestras conviene, por la variabilidad de estas fuentes, hacer un mayor número de determinaciones. Para cuerpos estancos (lagos y presas) se debe caracterizar el agua en las dos estaciones (lluvias y secas) y a diferentes profundidades (dos a tres), incrementando el número de muestreos en el sitio donde se colocará la obra de captación. En cuerpos en movimiento, aparte de las dos estaciones, el muestreo se realiza en forma puntual a una distancia máxima en profundidad de 1 m. Lo relevante es tener muestras puntuales para diversas horas del día (6 por día), evaluar la variabilidad a lo largo del día y así como consideran las dos épocas del año (lluvias y secas). Se considera que en total debe haber al menos diez datos.

5.3.2. Pruebas de tratabilidad

Concluida la caracterización del agua e incluso durante la parte final de este proceso se pueden realizar las pruebas de tratabilidad. Éstas consisten en someter el agua a los procesos y operaciones que se supone puedan eliminar o reducir los contaminantes que exceden la norma. Conviene a priori no eliminar procesos y efectuar una amplia comparación en laboratorio para ahorrar durante la construcción y operación de la planta potabilizadora. Las pruebas de tratabilidad son independientes de la aplicación de una determinada tecnología o marca ya que éstas sirven para definir si un determinado mecanismo de remoción aplica para los fines deseados y no tiene nada que ver con la forma ingenieril en la cual el mecanismo es puesto en práctica. Para dar un ejemplo, considere la adsorción (que es el mecanismo) el cual puede ser realizado en resinas sintéticas, zeolitas o en carbón activado. En la Tabla 5.3 se relacionan los principales procesos de tratamiento empleados para potabilizar con las pruebas de tratabilidad por desarrollar en laboratorio. La tarea aquí del organismo operador consiste en encargar la realización de dichas pruebas a universidades, centros de investigación, consultoras y a ciertos laboratorios con suficiente capacidad técnica. Para ayudar en este proceso, se incluye la Tabla 5.4 la cual proporciona una idea aproximada del costo y tiempo que toma realizar las pruebas de tratabilidad, así como el nivel técnico del laboratorio que debe realizarlas. Debe tenerse en mente que los costos señalados en la Tabla 5.4 representan un orden de magnitud y en ningún caso constituyen una cotización, la cual deben ser presentada y sustentada por los laboratorios interesados mostrando mano de obra, costos por análisis y construcción de pilotos. De acuerdo al objetivo de este libro en el Anexo A.3 se describe con detalle la realización de la prueba de tratabilidad para los procesos físico-químicos, conocida con el nombre de “Prueba de Jarras”.

Tabla 5.3 Objetivo del tratamiento y pruebas de tratabilidad

Objetivo	Proceso/ Tecnología	Mecanismo de remocion	Prueba de tratabilidad
Remoción de coliformes fecales y totales	Cloración	Oxidación	Determinación de la dosis de cloro y del tiempo de contacto
	Ozonización	Oxidación	Determinación de la dosis de ozono
	Luz Ultravioleta	Recombinación del DNA	Determinación de la dosis de luz en W/s.cm ²
Remoción de color, olor y sabor	Filtración en carbón activado	Adsorción	Determinación de isotermas
	Ozonización	Oxidación	Determinación de dosis y tiempo de contacto
Remoción de sólidos suspendidos y de turbiedad	Filtración ascendente, descendente, en arena, multicapa, etc. Microcribas	Filtración	Pruebas en filtro piloto para determinar la pérdida de carga máxima admitida, la distribución del perfil de pérdida de carga, la profundidad recomendable del lecho, la duración de la corrida y las condiciones de lavado.
	Coaguladores de lecho de lodos, coaguladores convencionales. Flotación con aire disuelto.	Coagulación-floculación	Pruebas de jarras para determinar dosis y tiempos óptimos tanto para el coagulante como el floculante
	Sedimentación convencional Sedimentación de alta tasa.	Aceleración debida a la gravedad	Es poco común realizar pruebas de tratabilidad para este proceso, en caso de hacerlo se usan los estudios en columna de sedimentación para determinar la carga másica aceptable así como la carga hidráulica recomendable en combinación con la altura crítica de sedimentación.
Remoción de dureza	Ablandamiento con cal, sosa y cal. Remoción selectiva de carbonato, tratamiento en partes	Precipitación	Determinación de dosis en pruebas de jarras
	Intercambio iónico Desmineralización	Adsorción	Isotermas
	Filtración con zeolitas	Adsorción	Isotermas

Tabla 5.3 Objetivo del tratamiento y pruebas de tratabilidad (continuación)

Objetivo	Proceso/ Tecnología	Mecanismo de remocion	Prueba de tratabilidad
Remoción de Hierro y Manganeseo	Aireación	Oxidación	Determinación de la tasa de aplicación de aire
	Filtración en zeolitas. Intercambio iónico	Adsorción y oxidación	Determinación de las isotermas de Langmuir o de Freundlich para definir la cantidad de zeolitas por emplear
	Ablandamiento	Precipitación	Determinación de dosis para ablandar y remover Fe y Mn
Ajuste de pH	Acidificación o basificación	Neutralización	Curvas de neutralización
Remoción de sólidos disueltos	Osmosis inversa	Filtración en superficie selectiva	Determinar el Índice de filtración en membranas, determinación de la membrana óptima en cuanto a la composición y durabilidad
	Ultra filtración	Filtración en superficies activas	Determinación del índice de filtrabilidad, rechazo y tipo de membrana
	Electrodialisis	Separación iónica	Comportamiento de los iones al pasar una corriente eléctrica, y capacidad eléctrica de la solución.
Remoción de compuestos orgánicos	Coagulación floculación	Coagulación	Pruebas de jarras
	Ozonización	Oxidación	Dosis y tiempo de contacto
	Carbón activado	Adsorción	Isotermas de Freundlich o Langmuir
Remoción de Metales	Precipitación	Precipitación	Prueba de jarras o precipitación
Remoción de Trihalometanos	Carbón activado	Adsorción	Isotermas de Langmuir o de Freundlich
Control de la Corrosión	Ajuste de pH	Neutralización	Pruebas de neutralización
	Adición de CO ₂	Estabilización	Cantidad de CO ₂ transmitido y tasa para estabilizar la solución
	Protección catódica	Estabilización eléctrica	Comportamiento en laboratorio del Fe y su deposición en electrodos
Remoción de gases	Aireación	Desorción	Pruebas de desorción en columnas para determinar la tasa de aireación

Tabla 5.4 Duración de las pruebas de tratabilidad y costo aproximado

Proceso/ Tecnología	Prueba de tratabilidad	Nivel del laboratorio	Duración	Costo
Cloración	Determinación de la dosis de cloro y del tiempo de contacto	Medio	1 a 2 semanas	5 000 a 10 000
Ozonización	Determinación de la dosis de ozono para desinfectar	Alto	1 a 2 semanas	10 000 a 30 000
	Determinación de dosis de ozono para eliminar color, olor y sabor	Alto	3 a 5 semanas	20 000 a 100 000 según se trate de color, olor o sabor
	Para remoción de compuestos orgánicos	Alto	4 a 10 semanas	50 000 a 250 000. según tipo de compuestos involucrados
Luz ultravioleta	Determinación de la dosis de luz en W/s.cm	Alto	1 a 2 semanas	10 000 a 20 000
Filtración ascendente, descendente, en arena, multicapa, etc.	Pruebas en filtro piloto para determinar pérdida de carga máxima, distribución del perfil de la pérdida de carga, profundidad recomendable del lecho, duración de las corridas y condiciones de lavado	Medio	1 a 2 meses	50 000 a 100 000. según sean el número de medios que se desee probar
Coaguladores de lecho de lodos, coaguladores convencionales	Para remoción de turbiedad y sólidos suspendidos realizar pruebas de jarras para determinar dosis, tiempo y pH óptimos para la floculación, gradiente y dosis y tipo de polímero óptimo	Medio	2 a 4 semanas	30 000 a 100 000 según sea el número de coagulantes y polielectrolitos por analizar
Proceso/ Tecnología	Prueba de tratabilidad	Nivel del laboratorio	Duración	Costo
Adsorción en carbón activado	Para remoción de compuestos orgánicos como los húmicos realizar pruebas de jarras haciendo un amplio estudio de las dosis y combinaciones coagulante-polímero	Alto	4 a 6 semanas	100 000 a 250 000 según tipo de contaminantes

**Tabla 5.4 Duración de las pruebas de tratabilidad y costo aproximado
(continuación)**

Proceso/ Tecnología	Prueba de tratabilidad	Nivel del laboratorio	Duración	Costo
Sedimentación	Es poco común realizar pruebas de tratabilidad para este proceso, en caso de hacerlo se usan los estudios en columna de sedimentación para determinar la carga másica aceptable así como la carga hidráulica recomendable en combinación con la altura crítica de sedimentación	Medio	1 a 2 semanas	10 000 a 15000
Ablandamiento con cal, sosa cal. Remoción selectiva de carbonato, tratamiento por partes	Determinación de la dosis de reactivos y sus combinaciones óptimas. Estudio para definir la conveniencia de combinar la precipitación con la coagulación	Alto	4 a 6 semanas	30 000 a 100 000 según el número de tecnologías por probar así como reactivos y sus combinaciones.
	Para remoción de hierro y de manganeso. Determinación de dosis de reactivos y conveniencia de combinar con coagulación. Evaluar el efecto de interferencias	Alto	4 a 6 semanas	30 000 a 100 000 según el número de tecnologías por probar así como reactivos y sus combinaciones.
Proceso/ Tecnología	Prueba de tratabilidad	Nivel del laboratorio	Duración	Costo
Intercambio iónico	Para remoción de dureza, determinar isoterma, cantidad de resina y tiempo de vida	Alto	2 a 6 semanas	20 000 a 100 000
	Para desmineralización	Alto	2 a 6 semanas	40 000 a 150 000

Proceso/ Tecnología	Prueba de tratabilidad	Nivel del laboratorio	Duración	Costo
Filtración con zeolitas	Para ablandamiento Determinación de las isotermas de Langmuir o de Freundlich para definir la cantidad de zeolitas por emplear	Medio	2 a 6 semanas	20 000 a 100 000
Aireación	Para remoción de Hierro y manganeso, determinar la tasa de aireación, altura adecuada y tiempo de contacto	Alto	4 a seis semanas	100 000 a 200000
	Para desgasificación, determinar la tasa de desorción y la de aireación	Alto	4 a 6 semanas	100 000 a 200 000
Ósmosis Inversa	Determinar el Índice de filtración en membranas, determinación de la membrana óptima en cuanto a la composición y durabilidad	Alto	6 semanas a 6 seis meses como mínimo si se desea conocer la duración de la membrana	50 000 (si sólo se determina el índice de filtración en diferentes membranas) hasta 350 000 para efectuar una prueba en un modelo físico
Ultrafiltración	Determinar el Índice de filtración en membranas, determinación de la membrana óptima en cuanto a la composición y durabilidad	Alto	6 semanas a 6 seis meses como mínimo si se desea conocer la duración de la membrana	50 000 (si sólo se determina el índice de filtración en diferentes membranas) hasta 350 000 para efectuar una prueba en un modelo físico
Proceso/ Tecnología	Prueba de tratabilidad	Nivel del laboratorio	Duración	Costo
Electrodiálisis	Determinar la magnitud del campo y tiempos alternos de aplicación para la eficiencia requerida	Alto	2 a 4 semanas	50 000 a 100 000
Carbón activado	Para remoción de materia orgánica determinar isotermas y compara costos entre diversos tipos de carbón activado	Alto	4 a seis semanas	50 000 a 150 000
	Para remoción de trihalometanos, determinar isotermas y compara diversos tipos de carbonos	Alto	4 a seis semanas	150 000 a 300 000

**Tabla 5.4 Duración de las pruebas de tratabilidad y costo aproximado
(continuación)**

Proceso/ Tecnología	Prueba de tratabilidad	Nivel del laboratorio	Duración	Costo
Precipitación	Para remoción de metales determinar dosis de reactivos y combinaciones óptimas	Medio	2 a 4 semanas	50 000 a 100 000
Ajuste de pH	Determinar curvas de neutralización	Bajo	1 a 2 semanas	5 000 a 10 000
Adición de CO ₂	Determinar tasa de aireación y coeficientes de transferencia	Medio	2 a 4 semanas	25 000 a 100 000
Protección catódica	Determinar en un piloto el comportamiento	Medio	2 a 6 seis semanas	25 000 a 150 000

5.3.3. Procesos de remoción

A continuación se menciona de forma general los procesos y las tecnologías para cumplir con los objetivos derivados de la NOM-127-SSA-1.

5.3.3.1. Remoción de coliformes fecales y totales

Los procesos que se aplican, son los conocidos como de desinfección cuyo objetivo es remover microorganismos potencialmente dañinos empleando como indicadores los coliformes totales y fecales. La desinfección es una etapa fundamental e indispensable en todo esquema de potabilización de agua. Es siempre la etapa final de todo tratamiento y el único proceso aplicado a fuentes de elevada calidad. La desinfección puede realizarse aplicando métodos físicos (elevación de la temperatura, luz ultravioleta) o químicos en los que se usan sustancias llamadas desinfectantes, como son el cloro, el ozono y los iones metálicos. Un desinfectante ideal debe:

- Destruir todas las clases y cantidades de agentes patógenos.
- No ser tóxico para el hombre ni animales domésticos.
- No tener un sabor desagradable.
- Tener un costo razonable.
- Ser de manejo, transporte, almacenamiento y aplicación seguros.
- Proporcionar protección residual contra la posible contaminación en las líneas de conducción y tanques de almacenamiento.
- No reaccionar con los compuestos presentes en el agua para producir sustancias tóxicas.

Entre los factores que influyen en la acción de un desinfectante se encuentra para los agentes químicos el tiempo de contacto, temperatura, tipo y naturaleza del compuesto en tanto que para los físicos importa la intensidad, tiempo y naturaleza. De todos ellos, es el tiempo de contacto comúnmente la variable principal. Chick en 1908, estableció que existe una relación inversamente proporcional entre el número de microorganismos sobrevivientes a la acción de un desinfectante y el tiempo de contacto.

En todos los casos interviene también, el número y tipo de organismos así como su estado de desarrollo. Por ejemplo, las esporas de bacterias son extremadamente resistentes mientras que las bacterias en crecimiento son muy sensibles. A su vez, los protozoarios (como las amibas) son más resistentes que las bacterias (como los coliformes fecales).

En las potabilizadoras además debe ponerse atención en el tipo de proceso que se use para evitar la formación de compuestos no deseados, ello se logra removiendo los precursores de los organoclorados, quitándolos una vez formados, o bien, usando los desinfectantes no halogenados como ozono o luz ultravioleta. Sin embargo, debido al costo de los dos últimos, rara vez se usan en México y no debe quedar duda en cualquier organismo operador que lo correcto es desinfectar el agua aunque sea con cloro para evitar el riesgo de diseminar enfermedades hídricas en lugar de evitar los riesgos que provocan los compuestos organoclorados. Una forma empleada para evitar la aparición de organoclorados cuando hay materia orgánica presente en el agua y se tiene que usar la cloración consiste en añadir al agua nitrógeno amoniacal para producir cloraminas que por ser menos reactivas no atacan la materia orgánica pero realizan la desinfección en un mayor tiempo de contacto.

5.3.3.2. Remoción de color, olor y sabor

Puesto que estas propiedades se asocian comúnmente con la presencia de compuestos orgánicos son los procesos orientados a su eliminación los que se deben usar. Se emplean los procesos de aireación, oxidación (permanganato de potasio, ozonización, oxidación con ozono y peróxido de hidrógeno, dióxido de cloro o cloración) y adsorción (carbón activado en polvo y grano); de acuerdo a la NOM-127 también se puede utilizar la coagulación-floculación-sedimentación-filtración.

5.3.3.3. Remoción de Sólidos Suspendidos y de turbiedad

Los sólidos suspendidos y la turbiedad que generan son característicos de las aguas superficiales. Para su eliminación se recurre a la filtración del agua por la alta confiabilidad que este proceso tiene para producir una calidad constante. Sin embargo, debido a la variabilidad de los sólidos presentes en el agua, la presencia ocasional o no de elevadas concentraciones (superiores a 100 mg/l) y la presencia de sólidos muy finos se aplican en forma previa a la filtración procesos de coagulación-floculación para hacer más eficiente y rentable el proceso.

5.3.3.4. Remoción de dureza

Una dureza excesiva es controlada mediante el ablandamiento para lo cual se puede emplear la cal o la sosa para precipitar el calcio y magnesio. Al agua así tratada se le añade posteriormente dióxido de carbono para estabilizarla previo a una etapa de filtración.

El ablandamiento se usa para eliminar la dureza del agua que proviene de la disolución del Ca y Mg de formaciones geológicas. La aceptación por parte del público de la dureza varía, pero generalmente es rechazada a partir de 150 mg/l.

5.3.3.5. Remoción de hierro y manganeso

El hierro y manganeso son minerales comúnmente encontrados en el suelo, donde existen en la forma de óxidos que en el estado reducido son muy solubles por lo que su presencia es común en aguas subterráneas. Existen diversos métodos para removerlos, entre los que se encuentran: la oxidación con aire o agentes químicos (cloro y permanganato de potasio), la estabilización por medio de un agente secuestrante, el ablandamiento con cal, el intercambio iónico y la ósmosis inversa. En los casos que el proceso consiste en la formación de precipitados por oxidación el esquema se complementa con la filtración de partículas relativamente finas. El uso de zeolitas es hoy en día rentable.

5.3.3.6. Ajuste de pH

El ajuste de pH es importante realizarlo cuando su aplicación permite reducir el costo total de la potabilización por el empleo de los procesos. Esto es muy importante de destacar pues con frecuencia los especialistas recomiendan a los organismos operadores operar al pH óptimo basado en criterios de eficiencia que no consideran el aspecto económico. El costo de la neutralización se incrementa en forma directa con el contenido de alcalinidad del agua, que es la propiedad que le permite mantener su pH en un valor determinado.

5.3.3.7. Remoción de sólidos disueltos

La carencia de agua lleva día a día a tener que usar aguas saladas que provienen del mar o de acuíferos salinos. En este caso aplican los procesos de membranas, cuyos avances básicamente en la composición de las membranas han hecho que disminuyan los costos de operación considerablemente. Pero, para que esto sea cierto es preciso probar diversas membranas en laboratorios para definir cuál es la apropiada para el tipo de agua y ajustar adecuadamente el pretratamiento. Cabe mencionar que la selección no se puede realizar con el suficiente detalle a partir solamente de datos de caracterización, por lo que las pruebas de tratabilidad son indispensables.

Los procesos para eliminar sales con el objeto de potabilizar que se aplican son la destilación solar, la ósmosis inversa y la electrodiálisis. La destilación solar y la ósmosis son los más comunes para agua de mar, en tanto que la ósmosis y la electrodiálisis se aplican para acuíferos salados, o bien, cuando además de eliminar las sales se requiere remover sustancias tóxicas. Sin embargo, estos dos tienen la desventaja de tener un elevado consumo energético que aunado a métodos especiales para disponer la salmuera que producen conducen a costos aceptables sólo en condiciones muy particulares. La disposición de la salmuera, se puede facilitar si es posible regresarla al mar o inyectarla en pozos profundos.

El agua de mar tiene una salinidad que varía entre 35 000 y 40 000 mg/l (es decir 3.5 a 4 %) y la destilación es capaz de producir un agua con 100 mg/l (por debajo de los estándares requeridos). Se usan procesos de calentamiento de varias etapas (15 a 25). En comunidades rurales se aplican mecanismos de calentamiento solar que son rentables pero tienen una baja producción de agua.

5.3.3.8. Remoción de compuestos orgánicos

La remoción de compuestos orgánicos no solubles se realiza mediante coagulación floculación. En caso contrario se recurre a adsorción en carbón activado, oxidación con ozono y eventualmente a proceso de membrana, con costos crecientes en este mismo orden.

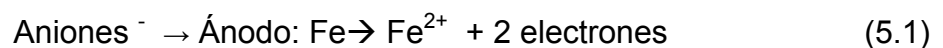
Debido a que la materia orgánica la componen gran variedad de compuestos con propiedades y efectos diversos es preciso analizar la composición de aguas con mayor detalle y realizar pruebas de tratabilidad para diferenciar la eficiencia y rentabilidad del proceso.

5.3.3.9. Remoción de metales

Este apartado no se refiere al control de Fe y Mn pues fueron tratados en forma específica. La remoción de metales solubles (básicamente Ba, Cd, Cu, Cr, Hg y Pb), se puede llevar a cabo mediante precipitación, que resulta costosa por el empleo de reactivos. Por ello, conviene determinar si los metales se encuentran formando parte de las partículas pues un proceso de coagulación-floculación entonces sí podrá separarlos en forma rentable.

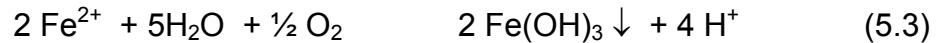
5.3.3.10. Control de la corrosión

Un material ferroso en contacto con agua o en presencia de humedad produce una corriente eléctrica causada por la acción de su superficie con el suelo o el agua. Las reacciones que ocurren se representan en las ecuaciones 1, 2 y 3. En el ánodo, el hierro se solubiliza para formar el ión ferroso y en el cátodo en presencia de oxígeno se forma el hidróxido correspondiente:





Posteriormente, si hay oxígeno, el Fe^{2+} se oxida hasta Fe^{3+} y precipita como un hidróxido rojo característico de la corrosión.



La tasa de corrosión es controlada por el contenido de oxígeno así como por su tasa de disolución. La difusión del oxígeno al ánodo es retardada por la presencia de herrumbre. Una corrosión avanzada provoca el rompimiento de tuberías y la coloración del agua que transporta.

La corrosión externa en tubería de hierro enterrado en suelo no corrosivo es controlada con una cubierta de carbón, brea o esmalte. En suelos corrosivos, las tuberías de hierro así como las juntas deben ser colocadas dentro de aditamentos de plástico o recubiertas con resinas. Las tuberías de plástico y de asbesto-cemento son resistentes a la corrosión.

Para controlar la corrosión interna se recubren las tuberías por dentro con una capa fina de mortero cemento o se mantiene una película fina de carbonato de calcio en su interior con un agua ligeramente incrustante.

5.3.3.11. Remoción de gases

Un proceso común es el empleo de la aireación como primer paso con el objeto de desorber los gases disueltos en el agua subterránea y añadirle oxígeno.

5.3.4. Selección del esquema de tratamiento

Concluidas las pruebas de tratabilidad se procede a analizar los resultados para definir cuáles son los procesos y sus combinaciones que permiten obtener el nivel deseado de tratamiento, con una elevada confiabilidad y a un costo razonable. Para la selección de los procesos debe tenerse presente que aún cuando se desee eliminar varios compuestos, parte de ello se hace por cuestiones relacionadas con la salud en tanto que otros se eliminan por factores estéticos o de la operación de los sistemas.

Con los procesos y operaciones seleccionados se integra un esquema de tratamiento. Hay que mencionar que cada operación o procesos se encuentra relacionado con los otros del esquema y por consiguiente influye de manera directa en la eficiencia global.

Debido a las características de las diversas fuentes de suministro se tienen esquemas diferentes para potabilización de aguas superficiales y subterráneas. La Figura 5.1 muestra las opciones más comunes para aguas que provienen de acuíferos: solamente desinfección mediante cloración, remoción de hierro y manganeso mediante oxidación con cloro o permanganato de potasio y

ablandamiento por precipitación; que generalmente, son más simples que las utilizadas para aguas provenientes de cuerpos superficiales (Figura 5.2).

En aguas subterráneas, el proceso más sencillo consiste de cloración para conferir al agua una capacidad desinfectante residual y protegerla contra contaminación dentro del sistema de distribución. En ocasiones, este proceso se complementa con la adición de flúor para evitar caries dental en la población, pero ello tiene un costo que debe ser considerado contra clorar la totalidad del agua que un Organismo Operador debe suministrar. Otras operaciones comunes se refieren al control del hierro y del manganeso así como a la eliminación de la dureza.

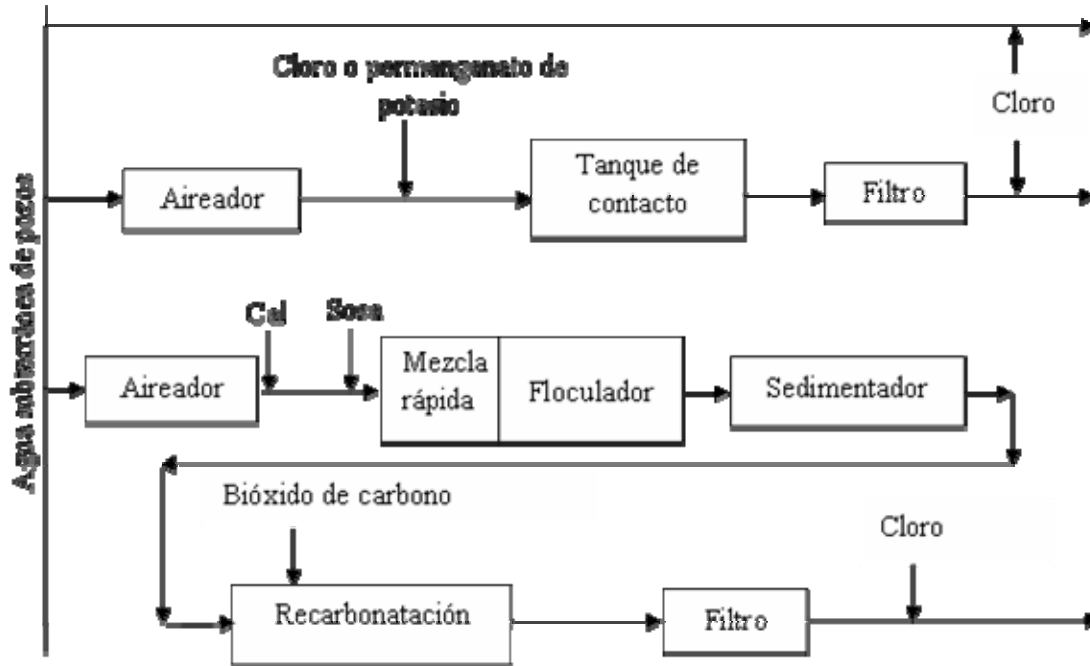


Figura 5.1 Diagramas de flujo de sistemas de potabilización típicos para agua subterránea: desinfección, remoción de hierro y manganeso y ablandamiento por precipitación (Hammer, 1986)

La Figura 5.2 muestra los esquemas comunes para aguas superficiales. Estos esquemas no contemplan la remoción de compuestos complejos, cada día más frecuentes en aguas superficiales debido a la falta del control de la contaminación. El proceso más usual es la clarificación química (o coagulación-floculación), seguida de sedimentación y filtración, desinfección. El coagulante más popular es la alúmina (sulfato de aluminio) añadido en compañía de un polímero, aunque en realidad existen más de una decena de opciones. Cuando hay problemas de sabor y olor se aplica el carbón activado. La precloración se usa sólo en los casos en que no se produzcan trihalometanos.

El agua que proviene de ríos por lo general es la que requiere esquemas más completos que en el caso de los cuerpos estancos, además de que deben ser muy flexibles y capaces de manejar variaciones diarias y estacionales importantes.

Usualmente, la primera etapa que emplean es la desarenación para remover sedimentos gruesos y la materia orgánica sedimentable. En muchos casos se emplean dos etapas de coagulación y sedimentación para proveer esta flexibilidad. Las unidades pueden ser operadas en serie o en paralelo e incluso cambiar la operación de una de ellas para ablandar el agua en ciertas temporadas del año.

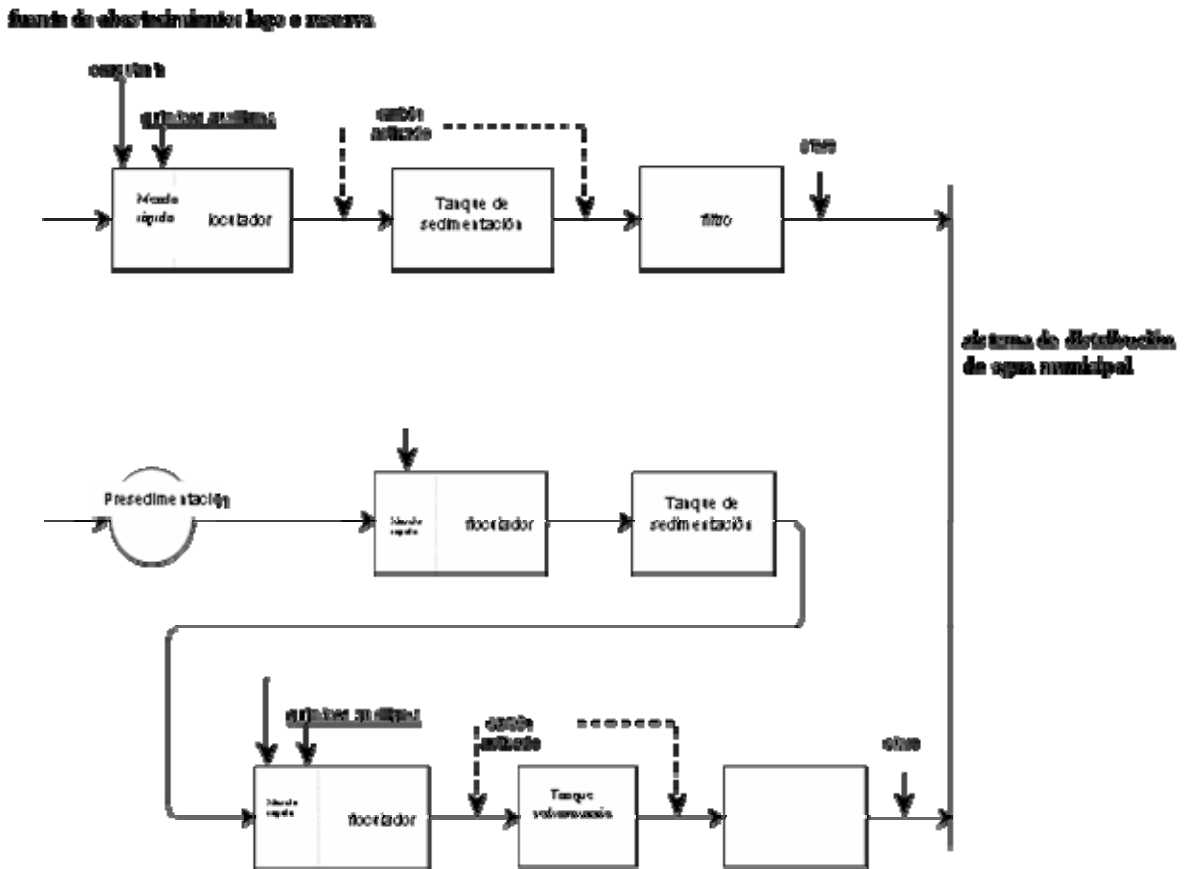


Figura 5.2 Sistemas de potabilización típicos para aguas superficiales

5.4. DETERMINACIÓN DEL SISTEMA DE POTABILIZACIÓN

Como puede deducirse, la calidad intrínseca de los cuerpos de agua es el factor a partir del cual se derivan los demás aspectos implicados, entre ellos el tren de potabilización que se aplicará al agua de la fuente de suministro (subterráneo y superficial).

5.4.1. Arreglos de sistemas de potabilización

La Tabla 5.5 presenta los procesos de tratamiento del agua recomendados para cada parámetro.

Una vez definidos los posibles procesos unitarios que deberán usarse en función de la calidad del agua que se tenga, se procede a diseñar un tren de potabilización. Los arreglos que se pueden trazar son variados y únicamente se presentan algunos de ellos. Por esta razón es importante caracterizar la fuente de agua y establecer los métodos idóneos para obtener la calidad de agua adecuada para abastecer al consumidor y que éste quede satisfecho.

Tabla 5.5 Resumen de los diferentes procesos de tratamiento empleados para la remoción de contaminantes

PARÁMETRO	PROCESOS																	
	Ads	Clor	Co- Fl	Dest	Electd	Filt	Inter I	Neu	N-DesN	Osm Inv	Oxid	Prec	Red	Sed	Temp	Ultraf	Abia	Aer
Coliformes fecales		x				x												
Estreptococos fecales		x				x												
Arsénico	x		x				x			x		x						
Bario			x		x		x			x		x						
Cadmio			x		x		x			x								
Cianuro		x	x				x			x								
Cloruros				x			x			x								
Cobre			x				x			x							x	
Cromo			x				x			x			x					
Fluoruro	x									x		x				x		
Hierro						x	x			x	x	x		x				
Manganeso						x	x			x	x	x		x			x	
Mercurio	x		x				x			x		x	x					
Níquel							x			x		x						
Nitritos y nitratos		x	x				x		x	x								
Nitrógeno amoniacal			x															x*
pH								x										
Plomo			x				x			x		x						
Sodio				x			x			x								
Sulfatos			x				x			x		x						
Zinc				x			x					x						
Trihalometanos	x	x					x				x							x
Fenoles	x		x								x							

Tabla 5.5 Resumen de los diferentes procesos de tratamiento empleados para la remoción de contaminantes (continuación)

PARÁMETRO	PROCESOS																	
	Ads	Clor	Co-Fl	Dest	Electd	Filt	Inter I	Neu	N-DesN	Osm Inv	Oxid	Prec	Red	Sed	Temp	Ultraf	Abla	Aer
Aldrín y dieldrín	x										x							
Clordano	x										x							
DDT	x										x							
Gamma-HCH (lindano)	x										x							
Hexaclorobenceno (HCB)	x										x							
Heptacloro y éoxido de heptacloro	x										x							
Metoxicloro	x										x							
2,4-D	x										x							
Radón	x																	
Uranio			x				x			x				x		x	x	
Radio							x			x		x				x	x	
Color	x		x								x							
Sólidos totales			x	x	x		x			x								
Turbiedad			x			x												
Dureza							x					x			x		x	
Olor	x		x								x							
Detergentes	x										x							

donde

Ads= adsorción, Clor= cloración, Co-Fl = coagulación-floculación, Dest = destilación, Electd= electrodiálisis, Filt = filtración, Inter I = intercambio iónico, Neu = neutralización, N-DesN = nitrificación desnitrificación, Osm Inv = osmosis inversa, Oxid = oxidación, Prec = precipitación, Red = reducción, Sed = sedimentación, Temp. = Aumento de la Temperatura, Ultraf = ultrafiltración, Abla = ablandamiento, Aer = aireación (x* desgasificación o desorción en columna).

5.4.2. Definición de parámetros críticos de diseño

Definidos los procesos, conviene hacer un listado de los parámetros críticos de diseño que se deben exigir en las bases de licitación y aplicar para la construcción de la planta. Para ello, el organismo operador debe entender el funcionamiento de los procesos (capítulo 6) y definir para su caso qué parámetros son fundamentales para una buena operación y en cuáles se puede aceptar cierta desviación. Los valores de los parámetros por emplear son obtenidos a partir de los resultados de las pruebas de tratabilidad.

5.4.3. Manejo y disposición de residuos

Las principales fuentes de lodos son los procesos de desarenación, coagulación-floculación, sedimentación, precipitación y lavado de filtros. La cantidad y calidad de los lodos es muy variable y depende de la calidad del agua, los reactivos que se emplean y la forma de operar el proceso. Aun cuando los lodos son producidos en forma continua en una planta potabilizadora, sus descargas son intermitentes. Históricamente, y no sólo en México sino también en países desarrollados, en ciertos casos los lodos han sido retornados nuevamente a ríos o lagos sin tratamiento alguno. Ello, porque se ha considerado que se descarga lo que originalmente contenía el agua más lo que se adiciona en una potabilizadora, que podría no ser dañino para la salud. En la actualidad, este concepto puede no siempre ser cierto por lo que se requiere considerar un sistema de digestión de lodos, que cumpla con la normatividad vigente y que minimice el impacto ambiental. La Figura 5.3 muestra un esquema típico para el tratamiento de lodos de plantas potabilizadoras con alúmina.

Las principales consideraciones para diseñar un sistema de tratamiento de lodos son:

- Normatividad
- Tasa de producción de lodos,
- Características del lodo,
- Métodos para minimizar la tasa de producción,
- Métodos de deshidratación y
- Disposición final del lodo.

En el mes de Agosto de 2003 se publicó en el DOF la Norma Oficial Mexicana NOM-004-ECOL-2001, protección ambiental-lodos y biosólidos. Especificaciones y límites permisibles de contaminante para su aprovechamiento y disposición final, la cual aplica para lodos de plantas potabilizadoras, con el fin de posibilitar su aprovechamiento o disposición final y proteger el medio ambiente y la salud humana.

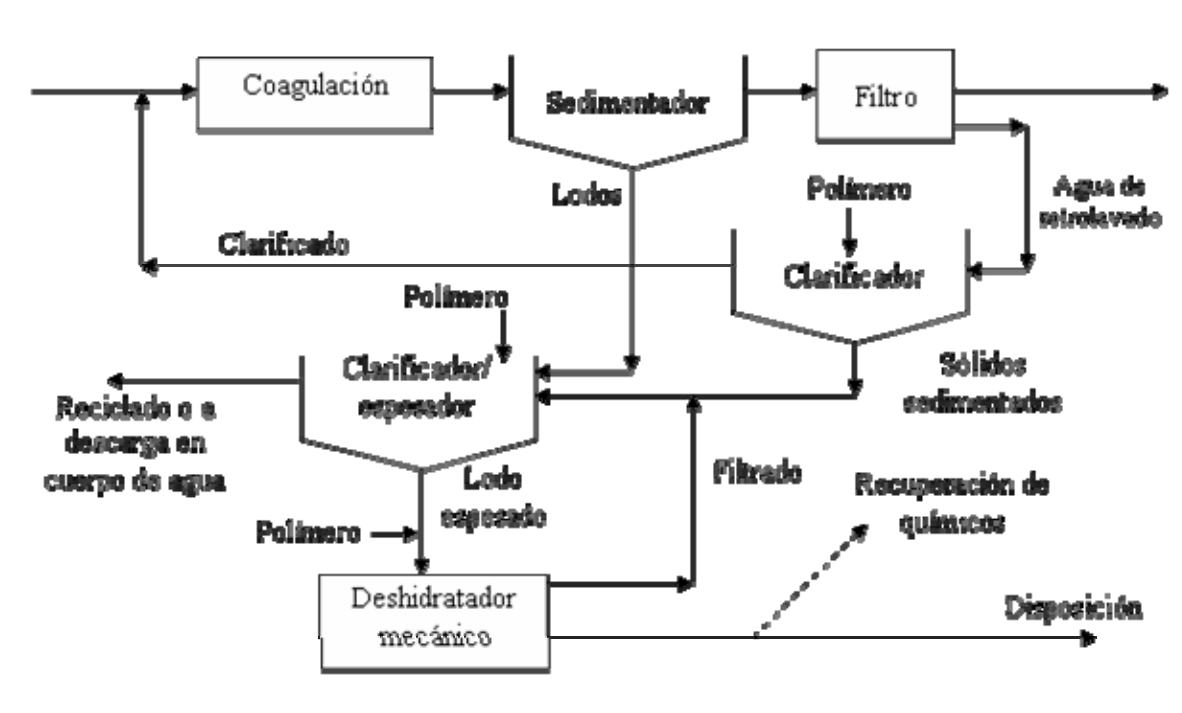


Figura 5.3 Sistema de deshidratación para lodo químico de una planta potabilizadora (Hammer, 1986)

5.4.4. Definición del nivel de instrumentación y control

Actualmente, la tendencia es instrumentar y tener cada día más control en las plantas potabilizadoras. Por ello, se incluye este apartado que contiene aspectos de interés práctico para los organismos operadores. Entre los parámetros que pueden ser monitoreados en línea y tiempo real se encuentra el cloro residual, el pH, los sólidos suspendidos, la turbiedad y algunos iones específicos como los nitratos y nitritos.

Cloración

Los métodos analíticos que se aplican son colorimétricos, amperométricos y polarográficos. El amperométrico es el de mayor uso para medir en línea. Emplea dos metales disímboles que se encuentran en una solución o electrólito a los que se aplica un voltaje para que fluyan electrones del electrodo negativo al positivo generando una corriente eléctrica. La cantidad de corriente que fluye es proporcional al contenido de cloro. Un medidor amperométrico se muestra en la Figura 5.4; Consiste de una entrada para la muestra, un regulador de flujo, bombas dosificadoras para introducir los reactivos, celda de medición y convertidor electrónico de la señal. La muestra entra en cantidad conocida y actúa como electrólito a medida que pasa a través de la celda. Puesto que el cloro puede existir en forma de diversos compuestos químicos, la muestra es acondicionada con reactivos para medir el contenido total de cloro. La corriente que se genera en la

celda es muy sensible a las variaciones de temperatura, a razón de 3% por cada grado. Por ello, es preciso contar con un mecanismo que ajuste la lectura por este concepto y registre el valor. La sensibilidad de estos aparatos es de $\pm 3\%$ del total de la escala, lo que implica que para mediciones de 0 a 1 mg/l, y de 0 a 20 mg/l se tienen desviaciones del orden de 0.03 a 0.6 mg/l. La confiabilidad es del $\pm 1\%$, siempre y cuando la temperatura del agua se mantenga en el intervalo 0 a 50°C.

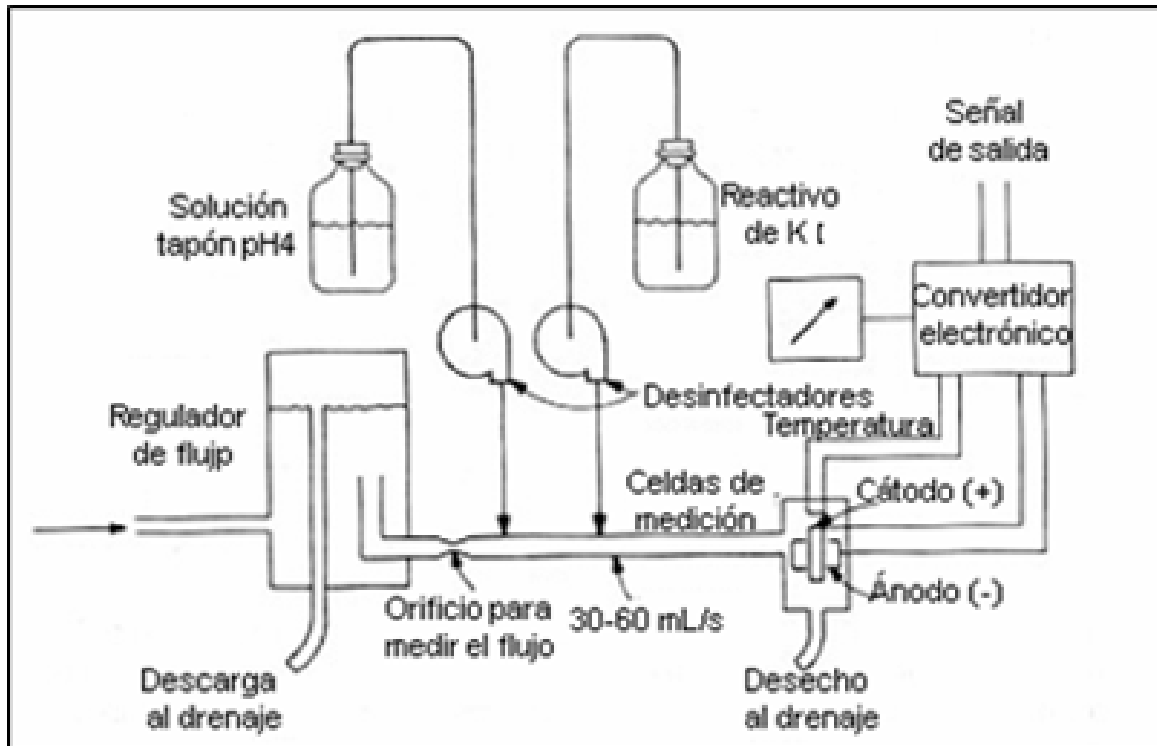


Figura 5.4 Medidor amperométrico de cloro residual total (Skrentner, 1987)

Para instrumentar esta prueba se requiere un indicador local de lectura, el suministro automático de reactivos, la filtración de sólidos de la muestra y una salida de la lectura para monitoreo en control remoto.

Normalmente, los analizadores de cloro residual se instalan en anaqueles independientes donde la muestra es llevada a partir del tanque de contacto. En consecuencia, el funcionamiento y diseño correcto del equipo muestreador son fundamentales para que la instrumentación resulte exitosa. En particular es preciso considerar el tiempo que se tarda en transportar la muestra puesto que para la cloración es crucial el tiempo de contacto. Electrodo de medición in situ constituyen los más recientes avances tecnológicos y tienen la ventaja de eliminar el transporte de la muestra. Para seleccionar el equipo de muestreo (Figura 5.5) se debe considerar:

- Una bomba capaz de suministrar un gasto de 20 a 40 l/min
- Una tubería que transporte la muestra a una velocidad de 1.5 a 3 m/s

- Que la longitud de la línea sea tal que se obtenga el tiempo deseado para la lectura
- Instalar una válvula cerca del analizador de manera que se puedan tomar alícuotas para calibrarlo
- Contar con agua limpia y válvulas para purgar la línea de conducción y evitar su taponamiento
- En caso de que la muestra contenga sólidos, instalar un filtro

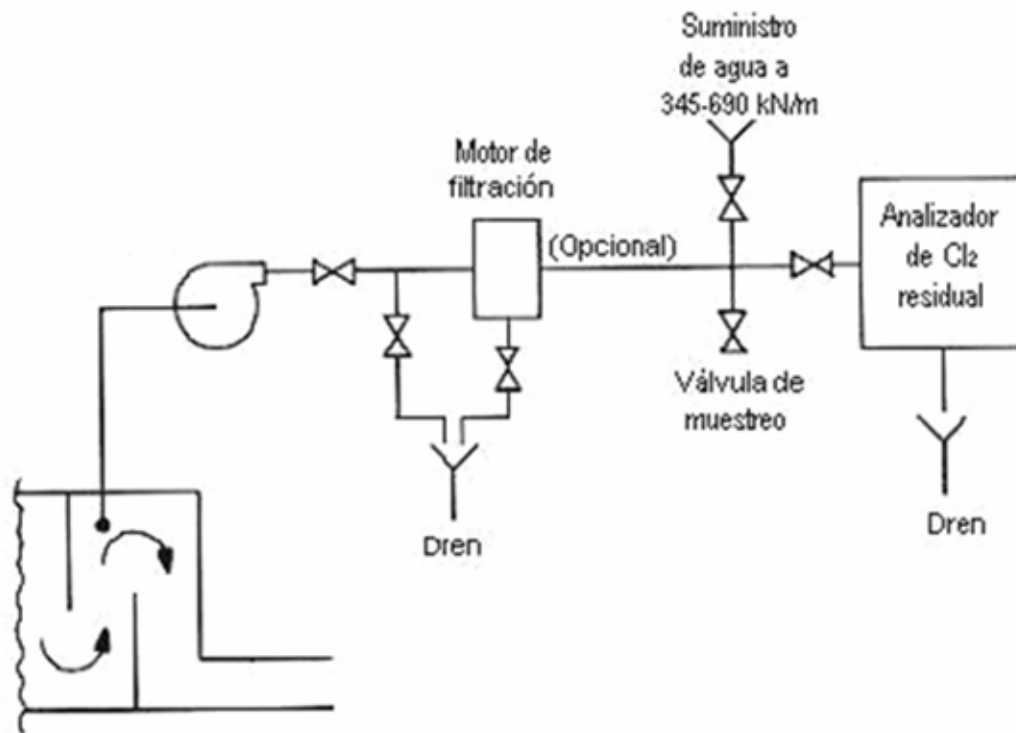


Figura 5.5 Transporte de la muestra para medir cloro residual (Skrentner, 1987)

Debe conservarse el sistema limpio, tomar la muestra en un sitio con buena mezcla y representativo del total de la corriente.

En cuanto al analizador de cloro, éste debe ser instalado en un espacio amplio (mínimo con 1 m a su alrededor para facilitar el mantenimiento), contar con un dren de piso, área de trabajo para colocar el equipo de apoyo y reactivos para la calibración. Conviene contar con un circuito separado de suministro eléctrico e iluminación del panel de lectura.

5.4.4.1. pH

El pH es una de las mediciones más empleadas para evaluar la calidad del agua (alcalinidad y contenido de CO₂, por ejemplo) así como para dar seguimiento a

procesos (como la neutralización ácido-base, el ablandamiento, la precipitación, coagulación, desinfección y el control de la corrosión, entre otros).

Para medir el pH se emplea un electrodo con membrana de vidrio que crea un potencial eléctrico en función del contenido de H⁺ que es medido por el electrodo de referencia. La Figura 5.6 muestra el arreglo del sensor. El potencial generado es medido y amplificado mediante un acondicionador electrónico de señales. El circuito completo está compuesto por el electrodo de vidrio, la membrana, el fluido de proceso, el electrodo de referencia y el cable de éste. La Figura 6.7 muestra el circuito eléctrico equivalente del sensor. El voltaje de salida hacia el amplificador está dado por

$$E_i + E_r - E_g = 0. \quad y \quad (5.4)$$

$$E_i = E_g - E_r \quad (5.5)$$

donde

E_i : Potencial de entrada al amplificador, mV

E_g : Potencial del electrodo de vidrio, mV

E_r : Potencial del electrodo de referencia, mV

El potencial del electrodo de vidrio se puede obtener en forma aproximada:

$$E_g = K_1 + K_2 (\text{pH}) \quad (5.6)$$

El voltaje en la salida del amplificador es:

$$E_i = K_1 + K_2(\text{pH}) - E_r \quad (5.7)$$

donde:

K_1 : Potencial asimétrico, mV

K_2 : Ganancia en el electrodo que depende de la temperatura, mV/pH

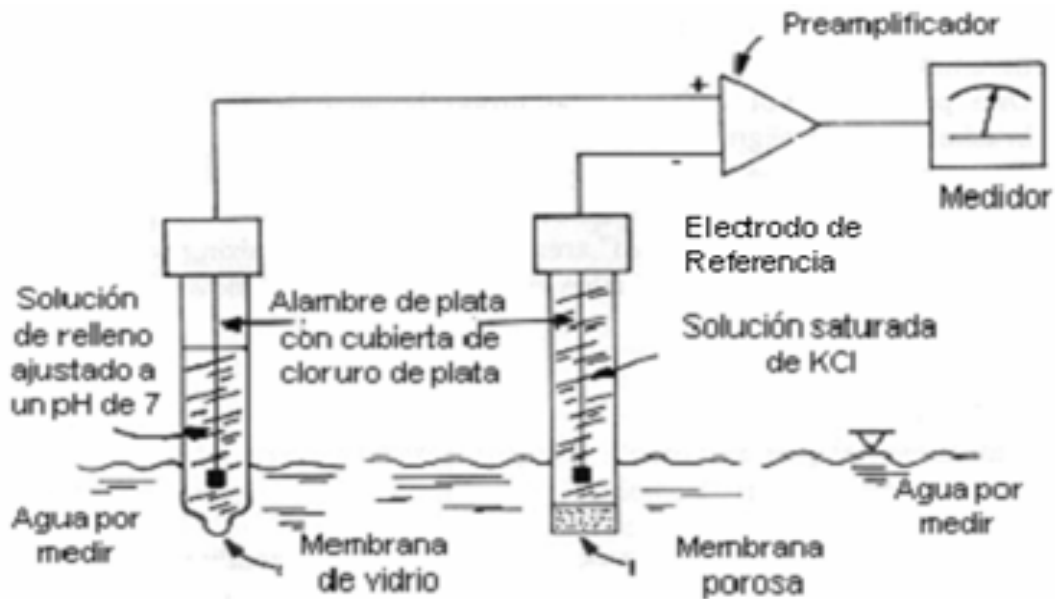
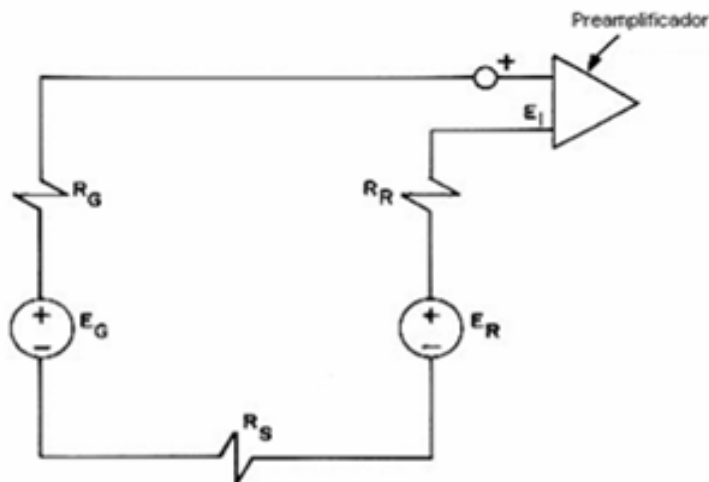


Figura 5.6 Sensor típico de pH (Skrentner, 1987)

El electrodo de referencia se diseña en tal forma que E sea constante para todo pH y cualquier otra característica del fluido. El potencial asimétrico varía de un sensor a otro así como conforme envejece el equipo. Por ello, los sensores de pH deben ser periódicamente calibrados con soluciones tampones para pH específicos.



$$E = K_1 + K_2 (\text{pH})$$

$$E_R = \text{Constante}$$

$$R_G = \text{Resistencia del electrodo de vidrio}$$

$$R_R = \text{Resistencia del electrodo de referencia}$$

$$R_S = \text{Resistencia del agua por medir}$$

Figura 5.7 Circuito eléctrico equivalente para la medición de pH (Skrentner, 1987)

La sensibilidad tanto del electrodo como del sistema transmisor de la señal es de ± 0.02 unidades y en caso de que el sistema no cuente con un ajuste automático de temperatura se introduce un error adicional de 0.002 unidades de pH por cada grado centígrado de diferencia con la temperatura de calibración. La confiabilidad es de ± 0.02 a ± 0.04 unidades de pH y la estabilidad de 0.002 a 0.2 unidades de pH por semana que, de hecho, se relaciona con la frecuencia con la cual el medidor de pH debe ser calibrado. Cuando se mide el pH en un fluido en movimientos, la velocidad de la muestra puede provocar variaciones de la lectura real de orden de 0.2 a 0.3 unidades de pH.

La mayor parte de los proveedores venden electrodos montados en configuraciones diversas, cada una compatible con tres a cuatro transmisores/indicadores/controladores, denominados analizadores de pH. Entre las opciones posibles para los electrodos se tiene:

- Configuraciones que trabajan sumergidas en tanques, insertos en tubos o mediciones en corrientes.
- Limpieza por ultrasonido.
- Limpieza mediante flujo de polvos.
- Limpieza mecánica de tipo deslizante.
- Electrodos de referencia de doble junta.

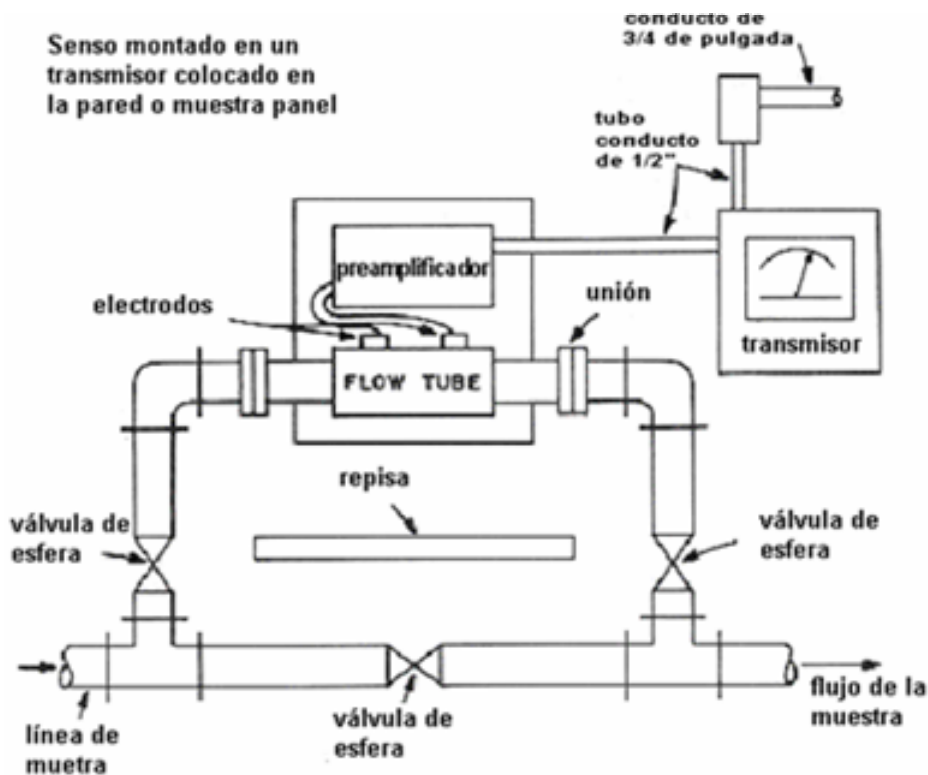


Figura 5.8 Flujo a través de la instalación para medir pH (Skrentner, 1987)

Para los analizadores, se puede pedir:

- Indicador analógico o digital.
- Salidas variables de
- 10 a 50 mA, cd
- 4 a 20 mA, cd
- V, cd
- 0 a 5 V, cd
- Salidas de campo con intervalos de lectura entre 2 y 14 con incremento de dos en dos unidades
- Contactos para alarmas
- Autodiagnóstico del estado de ambos electrodos y del acondicionador de la señal
- Alarma de fallo de los electrodos
- Controladores integrados

Para instalar los analizadores de pH (Figura 5.8) se debe considerar el acceso para dar mantenimiento, así como contar con muebles para guardar las soluciones de calibración. Además, debe haber válvulas de puenteo (bypass) y cierre para poder sacar el sistema de servicio y una salida cerca del sensor para sacar muestras y verificar la calibración. El sistema debe ser fácil de quitar y recolocar completo o sólo los electrodos, tanto para limpieza como por reemplazo. El diseño del tanque donde se mida el pH debe ser tal que el electrodo no interfiera con el paso de la corriente, quede completamente sumergido y no retenga sólidos.

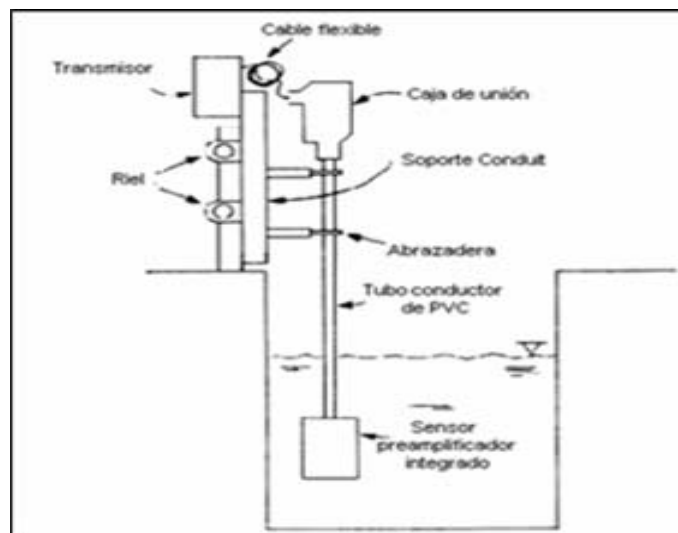


Figura 5.9 Colocación del electrodo de pH (Skrentner, 1987)

Para medir en tanques y en canales abiertos, el lector debe estar inmerso con el preamplificador integrado (Figura 5.9). El electrodo debe estar unido a un tubo de PVC con una armadura instalada sobre un riel. Todo debe estar en un soporte de forma que el conjunto pueda ser fácilmente removido para mantenimiento sin ayuda

de herramientas. Todas las conexiones deben de estar bien cerradas para evitar goteos hacia el tanque o el canal. El transmisor/acondicionador debe quedar cerca del soporte del electrodo y se debe tener suficiente cable para que la instalación del tubo/sensor pueda ser sacada con facilidad del tanque. El electrodo debe ser instalado en un canal abierto, donde el flujo circule en forma libre y no se acumule basura.

5.4.4.2. Sólidos suspendidos

Los sólidos suspendidos es otra medición común que se hace en línea. Se dispone en el mercado de una amplia gama de aparatos para diversas concentraciones. Se describen aquí los más comunes que no consideran los de ultrasonido por su escaso empleo aún.

El principio de medición se basa en la atenuación o dispersión de un haz de radiación por los sólidos contenidos en una muestra. El tipo de rayo empleado puede ser luz (óptico), ultrasonido o nuclear. Los empleados para agua potable son de tipo óptico. En todo tipo de analizador es posible elegir:

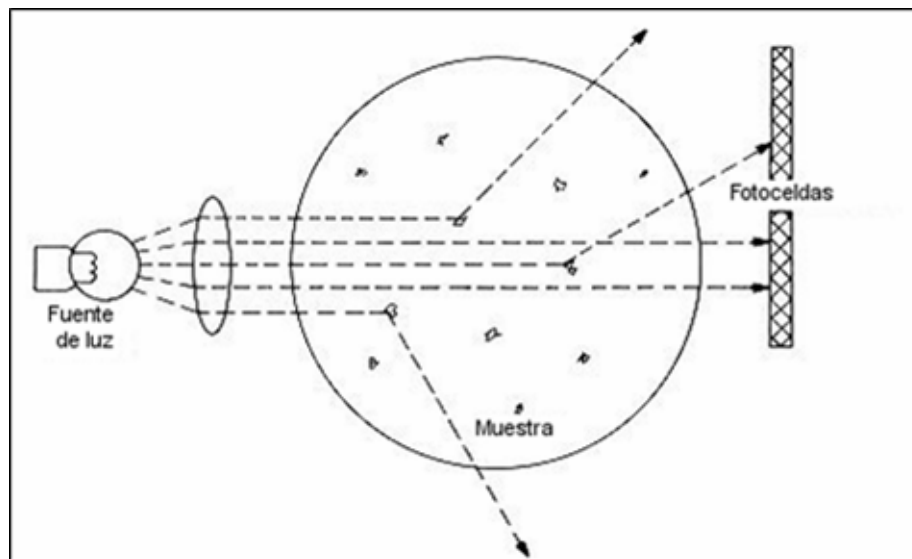


Figura 5.10 Dispersión de la luz por los sólidos suspendidos contenidos en una muestra y su medición en un sistema óptico (Skrentner, 1987)

- Salidas de alarma para niveles bajos y altos
- Salidas de voltaje o de corriente para medición remota, no disponible en todas las presentaciones
- Pared o panel de desplegado
- Cable para interconexión entre el sensor y el transmisor

A) Técnicas ópticas

Se basan en la dispersión de un haz de luz en función del tamaño y número de partículas. La luz transmitida a través de la muestra se reduce en forma proporcional a la dispersada (Figura 5.10). El arreglo de las lámparas así como de las fotoceldas depende del fabricante del equipo. Un sistema electrónico analiza la cantidad de luz recibida y la correlaciona con el contenido de sólidos suspendidos de la muestra.

Un problema recurrente en este tipo de análisis es la formación de biopelículas y depósitos en los sensores por lo que los fabricantes han desarrollado diversos métodos para minimizar o eliminar estos efectos. Uno de ellos consiste en meter la muestra en una pequeña cámara por medio de una bomba pistón. Dicho pistón está diseñado con una punta flexible que limpia en forma mecánica el vidrio que separa a la lámpara y la fotocelda de la muestra. Otros sistemas emplean varias lámparas y fotoceldas. Mediante la medición de la luz dispersada en diversos ángulos a partir de una misma lámpara, se hacen comparaciones que permiten restar el efecto provocado por los depósitos. Otros sistemas miden la luz reflejada en ángulo con el fluido, que por no estar este fluido en contacto con los lentes no se forman depósitos.

La precisión de las técnicas ópticas es de $\pm 5\%$ del total de la escala. Cuentan con una amplia gama de intervalos de medición. En el intervalo de 0 a 3000 mg/l, el error es de ± 150 mg/l y para el de 0 a 10 % es de ± 5.0 g/l. La confiabilidad es del $\pm 1\%$ del total de la escala. Las diferentes presentaciones abarcan:

- Protectores de luz para evitar la introducción de haces luminosos al equipo que actúan como interferencias.
- Adaptadores para montar el equipo directo en la tubería
- Soportes para instalar en tanques o bien en rieles
- Electroodos de longitud o de VD, en función de las marcas
- Pruebas estándares de rutina para verificar el funcionamiento del electrodo y del transmisor electrónico de las calibraciones.

B) Radiación nuclear

Es una medida indirecta de los sólidos pues lo que se detecta es el peso específico del material y de ahí se infiere el porcentaje de sólidos. Se realiza con una fuente emisora de radiación gama que emite a la muestra. Los materiales de mayor densidad absorben más radiación que los de menor. El detector mide la radiación que pasa a través de la muestra para determinar la densidad del material (Figura 5.11).

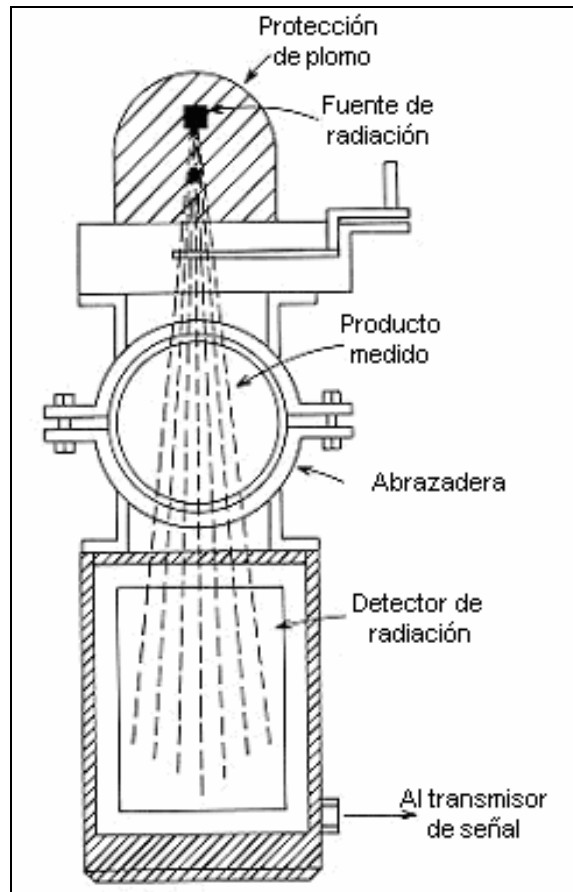


Figura 5.11 Analizador nuclear de sólidos (Skrentner, 1987)

Los medidores nucleares tienen una precisión de $\pm 5\%$. Sin embargo, puesto que el instrumento mide la densidad específica y es calibrado en forma empírica para realizar las lecturas del porcentaje de sólidos, la precisión puede ser afectada por el cambio de la densidad específica del fluido o del porcentaje de sólidos suspendidos.

Los analizadores nucleares pueden contar con:

- Computadora para medir el flujo másico (se requiere entonces una entrada para el medidor de flujo)
- Piezas de tubería con puertos de limpieza externa
- Compensación del decaimiento de la fuente emisora
- Compensación automática de la temperatura

5.4.4.3. Turbiedad

Las mediciones de la turbiedad se clasifican en de línea recta (Figura 5.12) y en forma lateral. En el primer caso siguen el principio del turbidímetro Jackson y las unidades son JTU que provienen de las velas Jackson empleadas ya hace muchos años y que no son una prueba estandarizada a nivel internacional. Miden la cantidad de luz

dispersada en línea recta y establecen y mantienen una relación entre la luz dispersada y la transmitida; se elimina el efecto debido al color de la muestra y se establece una relación directa con el contenido de sólidos.

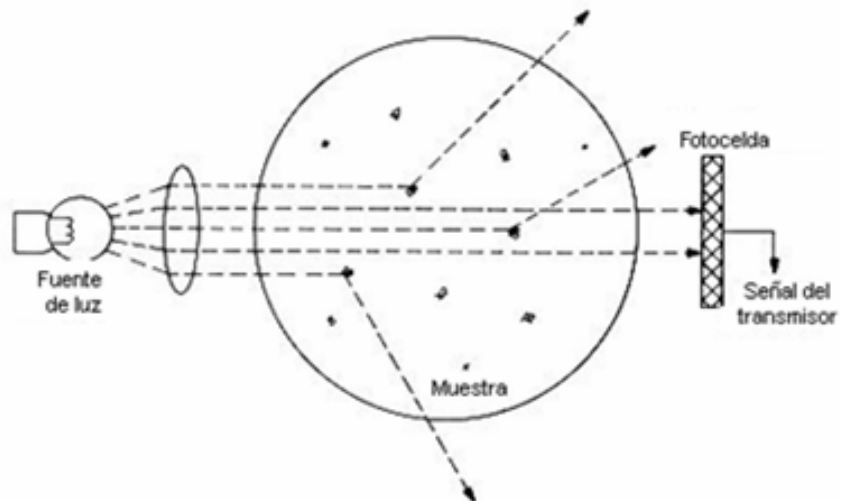


Figura 5.12 Turbidímetro de medición en línea recta (Skrentner, 1987)

En los turbidímetros de medición lateral, específicamente en ángulo de 90° (Figura 5.13) las unidades son Unidades Técnicas de Nefelometría o UTN, que son las estandarizadas. La palabra nefelometría describe la técnica óptica empleada para medir la luz dispersada en ángulo al recorrido principal de la luz.

La formalina es el polímero usado para preparar las soluciones estándares que se emplean para calibrar ambos tipos de aparatos. Aun cuando las lecturas en JTU y NTU puedan ser similares para una misma solución, las unidades no son las mismas, no son intercambiables y tampoco se puede establecer una correlación entre ellas. Sin embargo, sí es posible correlacionar cada una por separado con el contenido de sólidos suspendidos de un agua específica, correlación que no es extrapolable entre potabilizadoras.

En los turbidímetros la precisión es del 5% mientras que la confiabilidad del 2%. Los analizadores pueden contar con:

- Accesorios para el muestreo como bombas y trampas de burbujas
- Kits para la instalación
- Ampliaciones de los rangos de lectura
- Pruebas estándares para calibración

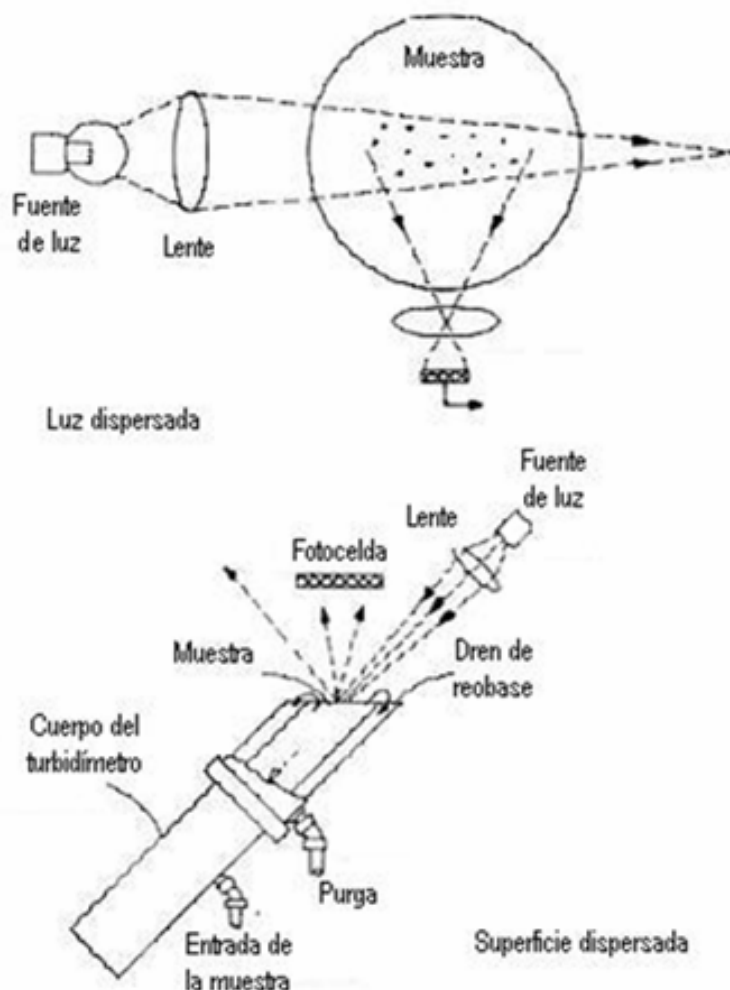


Figura 5.13 Medición en ángulo de la turbiedad en un nefelómetro (Skrentner, 1987)

La Tabla 5.6 compara los principales aspectos de las mediciones para los sólidos en línea.

La instalación de los equipos para medir sólidos es específica para cada marca y se debe hacer de acuerdo con las recomendaciones del fabricante. Algunas consideraciones de carácter general son:

- Los analizadores requieren atención y calibración frecuente, por lo que se debe contar con espacio suficiente y adecuado para ello así como localizar el sensor en un lugar accesible (Tabla 5.7).
- Si se requieren derivaciones para transportar la muestra, se debe asegurar que la tubería tiene el tamaño adecuado para evitar depósitos y taponamientos.
- Debe haber suministro de agua para purga y una válvula para ello.
- La válvula de muestreo debe estar cerca del sensor para tomar muestras y verificar la calibración del aparato

- El transmisor debe ser visto desde el sitio del sensor
- Los sensores, las líneas de muestreo y las llaves deben colocarse de forma que se puedan purgar las burbujas que aparezcan. De preferencia en línea vertical y aguas arriba del flujo.

Tabla 5.6 Criterios de aplicación para la medición en línea de los sólidos

Recomendado	No recomendado
Analizadores ópticos	
Concentración de sólidos de 20 mg/l hasta el 8% Agua cruda Retorno de lodos activados Purga de lodos Licor mezclado Efluentes y agua tratada Espesadores de lodos Efluentes de filtros Sobrenadante de centrifugas	Lodos primarios Lodo espesado por flotación Lodos con concentraciones superiores al 8%
Analizadores nucleares	
Lodos espesados con concentraciones superiores al 8% Lodos centrifugados	Corrientes de lodos con concentraciones menores al 15% Corrientes que lleven burbujas de aire Tuberías con diámetros mayores de 0.35 m (14 plg) Tubería de diámetros menores a 0.15 m (5 plg)
Analizadores de ultrasonido	
Lodos y corrientes con concentraciones entre 1 y 8% Lodo primarios Lodo de purga Lodo de retorno Lodo espesado por gravedad	Licor mezclado Efluente secundario Efluentes Tuberías de diámetros mayores de 0.30 m (12 plg) Tuberías de diámetros menores de 0.10 m (4 plg)

Tabla 5.7 Lista de verificación para las principales mediciones en línea

Prueba	Lista de verificación para el diseñador	Mantenimiento y calibración		Fallas comunes
		Tarea	Frecuencia	
Cloro residual	<ul style="list-style-type: none"> - Definir si se requiere monitoreo remoto y, en ese caso, verificar que la señal de salida sea compatible con el instrumento que la recibe - Contar con un indicador local - Verificar que el punto de muestreo esté colocado de forma que para el flujo normal de la planta, la suma del tiempo de contacto en el tanque y el del tiempo de transporte sea de 1/6 del tiempo de contacto deseado para la medición - Verificar que el tamaño de la tubería de muestreo sea adecuado al tiempo de contacto que se desea monitorear - Ver que la bomba de la muestra así como el diámetro de la tubería sean adecuados para los flujos y velocidades recomendados - Colocar una válvula de muestreo cerca del analizador - Contar con purga para la línea de muestreo - Tener espacio suficiente alrededor del analizador para operarlo y darle mantenimiento con comodidad 	Verificar el suministro del reactivo	Diario	<ul style="list-style-type: none"> - El punto de muestreo no está en un sitio con buena mezcla y representativo del proceso, lo que se puede deber a falta de mezclado, una mala colocación del puerto de muestreo o a un mal diseño del tanque de cloración - El tiempo de contacto desde el sitio de adición de cloro hasta el del analizador es muy largo - Las líneas están tapadas y no pueden ser purgadas - No se previó colocar un puerto de muestreo cerca del analizador para verificar la calibración - Hay poco espacio cerca del analizador de manera que es muy difícil operarlo y darle mantenimiento - No hay reactivos - Se usan reactivos con concentraciones equivocadas
		Verificar la calibración del analizador	Diario	
		Verificar el flujo de la muestra a través del analizador	Diario	
		Verificar el flujo del reactivo en la línea de muestreo	Diario	
		Calibrar el analizador	Cuando se requiera de acuerdo con el resultado de la calibración	
		Cambiar tuberías y bombas de reactivos	Mensual	
		Purgar la línea de muestreo	Semanal	
Limpia la línea del analizador	Semanal			

Tabla 5.7 Lista de verificación para las principales mediciones en línea (continuación)

Prueba	Lista de verificación para el diseñador	Mantenimiento y calibración		Fallas comunes
		Tarea	Frecuencia	
pH	<ul style="list-style-type: none"> - Temperatura y presión del fluido - Operación del electrodo en toda la escala - Contar con aditamentos de PVC o de acero inoxidable - Revisar si el electrodo y el soporte pueden ser fácilmente removidos del tanque - Diseño del sistema para mantenimiento y calibración por una sola persona - Colocación de los electrodos en un sitio representativo del agua - Colocar seguro del electrodo - Instalación que no promueva que se atasque basura - El fluido baña adecuadamente el electrodo 	Limpieza de los electrodos	Depende del fluido del proceso, con duraciones de semanal a mensual	<ul style="list-style-type: none"> - Los electrodos se recubren con grasas y limos. Los limpiadores mecánicos pueden ser útiles. Los de ultrasonido tienen problemas con las grasas. Lo mejor es la limpieza por personal Calificado. - Taponamiento del electrodo de referencia. Cambie a electrodos de doble junta cuando ocurra este percance. -No contar con sistemas para remover los electrodos fácilmente para limpieza y reemplazo. Los electrodos debe ser removibles sin parar el proceso - El medidor de pH no puede ser fácilmente calibrado debido a que el transmisor/indicador se encuentra colocado muy lejos del electrodo.
		Relleno del electrodo de referencia	Semanal. Añada lo necesario (electrodos de flujo libre)	
		Reemplazo del electrodo de referencia	De acuerdo con la experiencia de operación (electrodo de gel)	
		Calibración	Semanalmente, después de instalado; ampliar el plazo hasta mensual en función de la experiencia	
	Calibración del transmisor	Cada seis meses		

Tabla 5.7 Lista de verificación para las principales mediciones en línea (continuación)

Prueba	Lista de verificación para el diseñador	Mantenimiento y calibración		Fallas comunes
		Tarea	Frecuencia	
Sólidos suspendidos	-Seguir las instrucciones del fabricante para la instalación - Realizar la calibración y el mantenimiento propios del equipo	Verificar la calibración del analizador	Semanal	- El analizador o la línea de muestro no se encuentran ubicadas en un sitio representativo y bien mezclado - No se previó un puerto de muestreo cerca del analizador para verificar su funcionamiento - La ubicación del sensor y/o del transmisor es inaccesible para los trabajos de servicio y mantenimiento - El intervalo de medición del equipo no es acorde con el de los sólidos del proceso - En analizadores ópticos y de turbiedad, la presencia de fuentes de luz externa provoca errores de lectura - Presencia de burbujas en la muestra
		Para las líneas de muestreo, verificar que la muestra fluya así como la línea de purga	Diario	
		Si se emplea una línea de muestreo, purgarla	Semanal	
		Calibrar con una solución de contenido de sólidos conocida	Cuando se requiera de acuerdo con la eficiencia	

5.5. DISEÑO ARQUITECTÓNICO

En general, una potabilizadora debe armonizar con su entorno y tener un diseño que facilite su limpieza y cause una buena impresión.

En lo que respecta a los aspectos constructivos, se debe asegurar principalmente la estabilidad e impermeabilidad de las estructuras.

a) En cuanto a la estabilidad debe prestarse atención a:

- Homogeneidad y resistencia del terreno sobre el que se construye el sistema.
- Definición de la carga del terreno
- Acondicionamiento del terreno previo a la cimentación
- Drenaje del terreno que permita controlar los escurrimientos.

b) En cuanto a la impermeabilidad debe garantizarse el no alterar la calidad del agua subterránea, y la pérdida de volúmenes de agua. En especial se debe cuidar:

- Seguridad de la cimentación ante asentamientos y movimientos
- Establecimientos de juntas constructivas
- Impermeabilización suficiente en cuanto a los materiales y espesores utilizados.

c) En cuanto a la distribución se deben considerar:

- Organización lógica de acuerdo con una circulación constante del agua y las operaciones previstas
- Explotación y su economía
- Equipamiento técnico y de control adecuados
- Aislamiento ante acciones exteriores
- Posibilidad de ampliación
- Estructura sencilla y funcional
- Cuidando la estética de las unidades con el paisaje circundante

5.6. ESTUDIOS DE IMPACTO AMBIENTAL

Por Ley, una obra como una planta potabilizadora debe presentar una manifestación de impacto ambiental. Este estudio debe ser realizado por un especialista y el papel del organismo operador es asegurarse que se haga de acuerdo a los requisitos de la autoridad correspondiente, considerando las características propias de la planta.

5.7. ESTIMACIÓN DE COSTOS

Es necesario estimar los costos en las diferentes etapas del proyecto e ir aumentando la exactitud del cálculo. Existen muchos programas que a partir de índices calculan costos aproximados. Se recomienda consultar literatura específica para esto, asegurándose que los índices sean los que deben aplicar no sólo al país sino a su región.

6. DESCRIPCIÓN DE PROCESOS DE TRATAMIENTO

Dados los objetivos del Libro, en este capítulo se presentan los principales procesos que se aplican para potabilizar agua con las siguientes características:

- Subterránea con hierro y manganeso
- Subterránea con elevado contenido de sales y agua de mar
- Superficial con sólidos suspendidos

6.1. TANQUE DE HOMOGENEIZACIÓN

Es una estructura apta para contener cierto volumen de agua, que sirve para regular caudales, carga o ambas variables y con fines de seguridad de servicio a la planta.

El tanque de regulación de caudal sirve para compensar en un tiempo determinado los flujos de aportaciones y consumos. Mientras que el tanque de carga, sirve para garantizar la presión mínima necesaria en cada punto de las operaciones unitarias que conformen la planta.

El tanque debe garantizar la inalterabilidad de la calidad del agua, evitando variación de temperatura, desarrollo de algas y contaminación exterior.

Teniendo en cuenta que el flujo de entrada a la planta es constante durante las veinticuatro horas del día, se debe disponer de un dispositivo que regule el flujo de agua que llega a la planta (flujos por arriba o abajo del promedio). Asimismo, se debe considerar la capacidad mínima importante para garantizar el abastecimiento continuo a la planta aún en caso de reparaciones o averías, y la capacidad máxima requerida en situaciones extraordinarias de flujo, para lo cual se adopta un margen de seguridad.

6.2. COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN

La coagulación-floculación es el proceso mediante el cual se añaden compuestos químicos al agua para reducir las fuerzas que separan a los sólidos suspendidos menores a 10 μm (orgánicos e inorgánicos) para que formen aglomerados que sean removidos del agua por sedimentación. El proceso se lleva a cabo en dos etapas. En la primera o coagulación, las fuerzas interpartícula, responsables de la estabilidad de los coloides, son reducidas o anuladas por la adición de reactivos apropiados. En la segunda o floculación, las colisiones entre las partículas favorecen el crecimiento de flóculos que puedan ser eliminados por sedimentación. Por ello, en la práctica la primera etapa se realiza mediante un mezclado rápido para dispersar el coagulante y favorecer su contacto con las partículas en suspensión en tanto que en la segunda, se efectúa una mezcla lenta con el fin de promover la formación y el aumento de tamaño y/o densidad de los flóculos formados. Estos últimos son eliminados finalmente del agua por medios físicos como la sedimentación, flotación o filtración.

Los contaminantes que se eliminan por coagulación son aquellos que poseen un alto peso molecular y son hidrófobos. De esta forma, se eliminan sólidos suspendidos, color aparente, material coloidal, algunos precursores de trihalometanos, y moléculas grandes que se adsorben poco en carbón activado. La coagulación-floculación no sirve para eliminar compuestos orgánicos solubles.

Recientemente, la coagulación ha adquirido mucha importancia para eliminar compuestos organoclorados como pretratamiento para la adsorción sobre carbón activado. Para ello se puede utilizar tanto el ablandamiento con cal como el sulfato de aluminio ($(\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3)$) y los policloruros de aluminio (PACs) con rendimientos comparables.

6.2.1. Reactivos

Se emplean derivados de aluminio y de hierro, la cal, y diversos polímeros. Los derivados de aluminio y/o de hierro, se hidrolizan rápidamente formando precipitados insolubles. Pero el alumbre (sulfato de aluminio) incrementa los sulfatos en el agua y forma flóculos difíciles de sedimentar, mientras que el hierro aumenta la concentración de cloruros en el agua y causa problemas a pH ácidos. La cal, $\text{Ca}(\text{OH})_2$, forma un flóculo muy denso y fácilmente sedimentable pero es difícil de manipular.

6.2.1.1. Derivados de aluminio

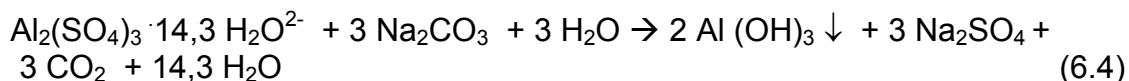
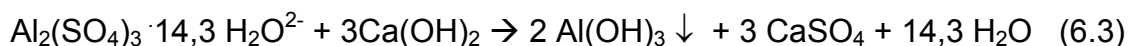
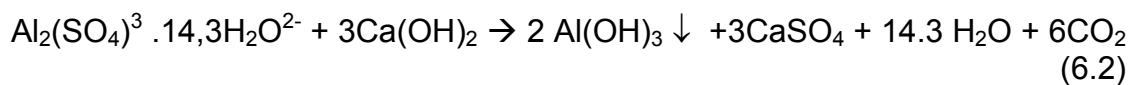
Entre los derivados del aluminio el más utilizado es el sulfato de aluminio, también se puede usar el aluminato de sodio, y están entrando en el mercado los policloruros de aluminio (PACs), cuando compiten en rentabilidad con los otros compuestos por su mayor eficiencia y menor formación de lodos.

Sulfato de aluminio

El sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14,3 \text{H}_2\text{O}$), es por mucho el reactivo más usado. Su forma comercial se conoce como alumbre o sulfato de aluminio. Es un sólido cristalino grisáceo que contiene aproximadamente 17 % en masa de alúmina (Al_2O_3), soluble en agua. Se presentan en costales de gránulos o polvo y como solución concentrada. El aluminio en gránulos es dosificado con equipos gravimétricos a tanques que preparan una solución que es transportada al punto de aplicación. La solución es un líquido translúcido, se recomienda no utilizar disoluciones con concentraciones mayores a 8% de Al_2O_3 en masa a temperaturas cercanas a 0 °C, para evitar la sedimentación; se aplica mediante bombas dosificadoras.

Algunas de las reacciones químicas que sirven para ilustrar el comportamiento del aluminio en el agua son (lo que realmente ocurre no se conoce):





A partir de estas reacciones es posible establecer que aproximadamente 1 mg/l de alúmina con peso molecular de 600 reacciona con 0.5 mg/l de alcalinidad, expresada como CaCO_3 ; 0.39 mg/l de cal hidratada al 95% como $\text{Ca}(\text{OH})_2$, o 0.33 mg/l de cal viva al 85% como CaO o 0.53 mg/l como Na_2CO_3 . Cuando la cal o el carbonato de sodio reaccionan con el sulfato de aluminio, la alcalinidad del agua no se altera. Los iones sulfatos que se adicionan durante este proceso permanecen en el agua tratada y el pH se mantiene. Pero cuando el sulfato de aluminio reacciona con la alcalinidad o el carbonato de sodio se produce CO_2 y el pH disminuye. La cantidad de alúmina que se emplea varía entre 5 y 50 mg/l para pH entre 5.5 y 8.

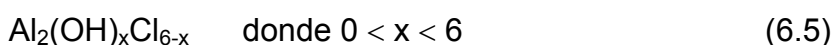
La hidrólisis del ión aluminio es muy compleja y no del todo conocida. En agua pura a pH ácido se encuentra como Al^{3+} mientras que en condiciones alcalinas forma una serie de especies que van del $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ al $\text{Al}(\text{OH})_5^{2-}$. Por esta complejidad se acostumbra representar todos los hidróxidos mediante la fórmula $\text{Al}(\text{OH})_3$, que es la forma predominante a pH neutro si no hay otros agentes complejantes aniónicos aparte del hidróxido.

Aluminato de sodio

El aluminato de sodio, NaAlO_2 , es útil para la coagulación secundaria de aguas con elevado color o como coagulante en el proceso de ablandamiento con cal y carbonato de sodio para incrementar la sedimentabilidad del precipitado que se forma. Se encuentra con una pureza comercial del orden del 88%, en presentaciones sólidas y líquidas. Debido a su alto costo se usa más como ayuda de coagulación que como el coagulante principal.

Policloruros de aluminio (PAC's)

Los policloruros de aluminio son relativamente nuevos en el campo del tratamiento del agua. Son coagulantes de aluminio prepolimerizado, que no deben confundirse con los polímeros ya que no pueden ser descritos con una sola fórmula química debido a que consisten de una serie de compuestos con propiedades diferentes que aseguran su buen rendimiento en diversas aplicaciones y condiciones de operación. Los PACs pueden ser representados por diferentes fórmulas empíricas entre las que está la siguiente fórmula general:



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

$$\% \text{ Basicidad} = 100 (\text{OH}) / 3 (\text{Al}) \quad (6.6)$$

Las características típicas de los PACs que se pueden encontrar comercialmente son:

Contenido de Aluminio:	4 a 12.5 %
Basicidad:	17 a 83 % (se recomienda mayor de 35%)
Aditivos:	Sulfato, sílice, calcio, polímeros orgánicos, etc.
Forma de fabricación:	Diferente grado de polimerización

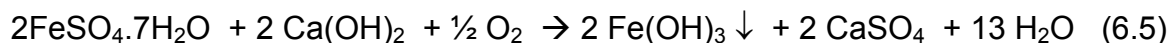
La combinación de las anteriores características crea diferentes policloruros de aluminio que pueden operar en condiciones diferentes y variar los rendimientos. Es conveniente comparar con los otros coagulantes, como el sulfato de aluminio, las mejoras que se podrían obtener en cuanto a:

- Eficiencia de remoción de partículas
- Disminución en la producción de lodos
- Disminución de aluminio residual
- Funcionamiento en un amplio intervalo de pH
- Disminución en el consumo de alcalinidad
- Rendimiento en agua fría
- Rendimiento de los filtros

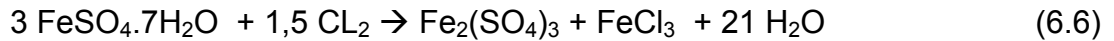
También es preciso evaluar si resultan más económicos

6.2.1.2. Derivados de Fe

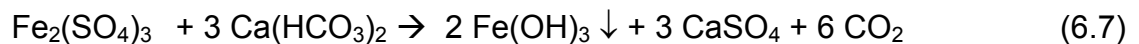
Se puede emplear sulfato ferroso, sulfato férrico y cloruro férrico. El sulfato ferroso, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (conocido también como coperaza), es un sólido cristalino blanco-verdoso, subproducto de diversos procesos químicos, principalmente lavado del acero, de donde se obtiene en forma disuelta en el licor gastado y es procesado para ser vendido en forma granular. El hierro ferroso que se adiciona al agua precipita como ión férrico, por ello es preciso adicionar cal o cloro para hacer la coagulación efectiva. La ecuación 7 ilustra lo anterior donde el sulfato ferroso y la cal resultan muy útiles para clarificar agua y ablandarla al mismo tiempo.



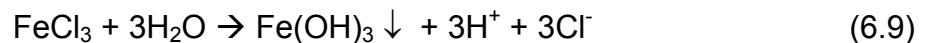
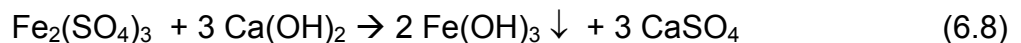
La coperaza clorada se prepara adicionando cloro al sulfato ferroso para oxidarlo. En relación con la cal tiene la ventaja de que la coagulación se puede llevar a cabo en un amplio intervalo de pH, de 4.8 a 11. De acuerdo con la ecuación 8 cada mg/l de sulfato ferroso requiere 0.13 mg/l de Cl₂, aunque en realidad se adiciona un poco más para que la reacción se lleve a cabo en su totalidad.



El sulfato férrico, Fe₂(SO₄)₃, es muy útil para remover color a pH extremos. Se presenta comercialmente como gránulos de color café rojizo muy solubles en agua. Reacciona con la alcalinidad natural del agua o los compuestos alcalinos que se adicionen (como la cal o el carbonato de sodio) de acuerdo con la ecuación (6.9)



El cloruro férrico, FeCl₃·6H₂O, se usa como coagulante en aguas industriales y muy poco en potabilizadoras. Se encuentra disponible en el mercado como sólido o líquido. Es muy corrosivo por lo que la presentación líquida debe ser almacenada y manejada con sumo cuidado. Las reacciones que involucran son



6.2.1.3. Floculantes

Con frecuencia, la coagulación no resulta en un proceso eficiente de separación debido a que los coágulos formados tienen velocidades muy lentas de sedimentación o son muy frágiles y se rompen en los procesos. Para controlar estos problemas se emplean ayudas de coagulación denominados floculantes. Estos compuestos aceleran el proceso y disminuyen la dosis del coagulante. Son materiales usados en concentraciones relativamente pequeñas y generalmente, de mayor costo que el coagulante principal. Se clasifican en: a) oxidantes (cloro y el ozono); b) polielectrolitos; c) sílice activada y d) agentes ponderados (arcilla). De ellos, los importantes en potabilización son los tres últimos, por su costo.

Los polielectrolitos son moléculas de cadena larga que tienen la capacidad de formar puentes y neutralizar los diferentes potenciales entre partículas. Existen varios tipos comerciales, los cargados positiva y negativamente, y los neutros. Generalmente se usan dosis de 0.1 a 1 mg/l. Están diseñados para ser solubles en agua, adsorber completamente o reaccionar rápidamente con la materia orgánica y no producir flóculos voluminosos para facilitar la filtración. Sus principales ventajas son reducir la demanda del coagulante, producir una menor cantidad de lodos y darle una mayor estabilidad al flóculo. Además, promueven la formación de lodos densos y fáciles de desaguar en lugar de lodos gelatinosos y poco manejables como son los que comúnmente se forman en la potabilizadora.

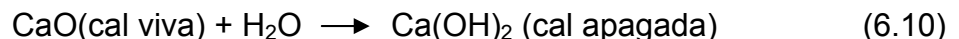
Los polímeros catiónicos se emplean en particular para la clarificación. Aun cuando su costo es de 10 a 15 veces mayor que el de la alúmina, las ventajas que generan por otros conceptos los hacen rentables. Una combinación de catiónicos y no iónicos es también común para formar un buen flóculo. Los primeros actúan como coagulante y los segundos como su ayuda. Estas aplicaciones permanecen aún poco extendidas pues a la mayor parte de aguas se adicionan sales de aluminio o de hierro como coagulante principal.

La sílica activada es silicato de sodio tratado con ácido sulfúrico, sulfato de aluminio, dióxido de carbono o cloro. Una solución diluida de sílica activada es neutralizada con ácido y se deja reposar por 2 h cuidando que no gelifique. Esta solución posteriormente es diluida antes de ser añadida al agua. Sirve para incrementar la velocidad de la reacción, disminuir la dosis de coagulante, ampliar el pH de operación (de 7 a 11), y producir flóculos más resistentes y pesados. Como desventaja frente a los polímeros tiene la necesidad de controlar su dosificación en forma muy precisa.

Las arcillas bentoníticas se usan para tratar agua con color, baja turbiedad o bajo contenido mineral pues los flóculos formados en estas condiciones con Al o Fe tienen una muy mala sedimentabilidad. La arcilla actúa entonces como lastre. La dosis exacta debe ser determinada en pruebas de jarras (Anexo A.3). Usualmente se emplean entre 10 y 15 mg/l. Otros agentes lastrantes que se han usado es la sílica en polvo, piedra caliza y carbón activado; este último, con la ventaja de remover otros compuestos por adsorción.

6.2.1.4. Cal

La cal se vende comercialmente en forma de cal viva o cal hidratada o apagada. La cal viva es granular, tiene un contenido mínimo de CaO de 90% siendo el óxido de magnesio su principal impureza. Se emplea un tanque para preparar la lechada que usualmente contiene 5% de hidróxido de calcio. La cal hidratada es un polvo que contiene aproximadamente 90% de CaO, y se puede preparar por fluidificación en un tanque que contiene una turbina mezcladora. La mezcla es descrita como Ca(OH)₂. La aplicación de la cal requiere una unidad especial que se conoce como calador. La reacción química para la calación es:



Un dosificador gravimétrico aplica la cal en polvo a una cámara de mezclado donde el agua para la solución es llevada para apagarla. El calador suministra la cal al agua de forma que se mantenga una concentración precisa, el control se realiza mediante la medición del pH para agregar cal o agua. La relación de cal a agua es de 5 a 1 y el proceso tarda 30 min. Existen reguladores y alarmas para proteger el sistema contra elevaciones muy importantes de temperatura ya que la reacción es exotérmica. Una criba remueve sólidos gruesos y basuras de la cal antes de su alimentación. La cal es bombeada del tanque de almacenamiento al de alimentación de la cal apagada en forma controlada por el pH y el caudal.

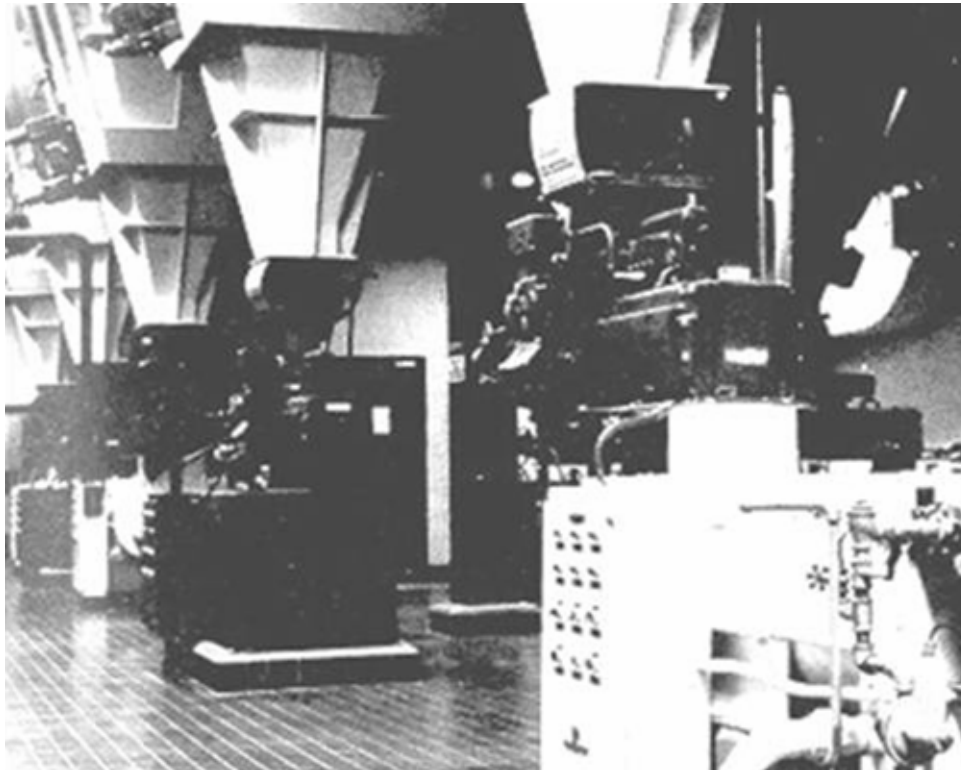


Figura 6.1 Dosificador vibratorio (Hammer, 1986)

6.2.2. Condiciones de operación y equipo

La coagulación floculación es sensible a muchas variables como la naturaleza de la turbiedad, tipo y dosis del coagulante, pH del agua, composición química de la misma y condiciones de mezclado. De todas, las que se pueden controlar en la práctica son cantidad y tipo tanto de coagulante como del floculante y condiciones de mezclado.

Pese a que la teoría de la doble capa sirve para comprender el proceso de coagulación floculación, es poco útil para diseñar las unidades de tratamiento. En realidad, la selección de los reactivos, las dosis y las condiciones físicas apropiadas deben ser determinadas en laboratorio, mediante la prueba de jarras (Anexo A.3), ensayos piloto y con base en la experiencia, dependiendo principalmente del tipo de agua a ser tratada. Además, el diseño de las unidades debe ser flexible a las variaciones en gastos y características del agua.

El sistema de coagulación-floculación puede llevarse a cabo en una unidad o en unidades separadas. Para la coagulación, la unidad se equipa con mezcladores de alta velocidad diseñados para crear gradientes de velocidad de 30 s^{-1} ó mayores, con tiempo de retención de 15 a 60 segundos. El coagulante puede ser alimentado en forma mecánica, por vertedores, paleando, por cubetadas o en forma neumática. La agitación necesaria para el proceso se induce por medios mecánicos como paletas o difusores de aire. El tiempo requerido para la floculación depende de las

características del agua. Se obtienen mejores resultados cuando se utilizan unidades en serie que sólo una unidad grande.

La selección de un sistema eficiente de mezcla rápida no es sencillo. Para hacerlo se requiere establecer la potencia impartida al agua, la cual se mide por medio del gradiente de velocidad (G) que es una guía de diseño, pues la eficiencia del proceso se ve afectada por la forma del tanque, formación de cortocircuitos o volumen muerto, tipo de mezclado, energía de entrada y tiempo de mezclado. Los parámetros de diseño apropiados deben basarse en: (1) tasas de difusión de los reactivos químicos, (2) el grado de turbulencia asociado con las fuerzas de inercia (caracterizado por la energía de entrada), y (3) el número de Reynolds, el cual representa la fuerza de viscosidad y las características del flujo. Sin embargo es difícil considerar estos parámetros en el diseño.

Cuando la floculación se realiza en una unidad independiente, la velocidad en los conductos de trasvase debe ser de 0.15 a 0.3 m/s para evitar que se rompa el flóculo.

La selección del tipo y dosis del coagulante y del polielectrolito, pH óptimo, tiempo de agitación y la determinación de la producción de lodos, depende de las características de la materia suspendida y de la calidad deseada del agua. Para ello, se aplica la prueba de jarras (Anexo A.3) como un indicador de las condiciones requeridas para obtener una máxima eficiencia de remoción.

Es común que en la planta de potabilización se obtengan mejores resultados que los obtenidos en laboratorio.

6.2.3. Criterios de diseño

Al diseñar un floculador se debe considerar:

- El tipo de mezclado (hidráulico o mecánico).
- Características físicas, se establece si el tanque floculador será parte del clarificador, o bien, una estructura independiente.
- Determinar el número de tanques requeridos, incluso para cuando se alcance la capacidad máxima a futuro.
- Definir el número de etapas de mezclado y el nivel de energía de mezclado en cada etapa.
- Determinar el número de mamparas que pueden usarse para minimizar zonas muertas.

El diseño de los floculadores se basa en dos criterios principales: el tiempo de retención y el nivel de energía de mezclado dado en función del gradiente de velocidad.

Una forma de obtener el gradiente de velocidad (G) promedio para diversos tipos de floculadores es:

$$\text{Para canal con mamparas:} \quad G = \sqrt{\frac{gh}{\nu t}} \quad (6.13)$$

donde:

- g : Aceleración de la gravedad
- h : Pérdida de carga a lo largo del tanque
- ν : Viscosidad cinemática del fluido
- t : Tiempo de retención en el tanque

$$\text{Para mezclado mecánico con paletas:} \quad G = \sqrt{\frac{C_D A v^3}{2\nu V}} \quad (6.14)$$

donde

- C_D : Coeficiente arrastre que depende de la forma de la paleta y las condiciones del flujo
- A : área transversal de las paletas
- v : Velocidad relativa de las paletas con respecto al fluido
- ν : Viscosidad cinemática del fluido
- V : volumen del tanque de floculación

Se estima que el valor de v es de 0.5 a 0.75 de la velocidad perimetral de las paletas.

Los criterios de diseño generales para un tanque de base rectangular son:

Energía de entrada	$G \cdot t = 10000$ a 100000 (50000 como promedio) o $G = 10$ a 100 s^{-1} (30 s^{-1} como promedio)
Tiempo de retención	20 a 30 min a una tasa de flujo máximo
Profundidad del agua	3 a 4,5 m
Etapas de floculación	2 a 6 (comúnmente 3)

Por otra parte, el tipo de mecanismo de mezclado requerido se determina por la evaluación de la fuerza del flóculo resultante. Un flóculo frágil requiere de un gradiente de velocidad más bajo. Por lo tanto, se emplean valores promedio de los gradientes de velocidad. La Tabla 6.1 muestra los valores límite establecido para el gradiente de velocidad.

Tabla 6.1 Gradientes de velocidad usados para diferentes tipos de flóculos

Flóculos formados	Gradiente de velocidad, G, s^{-1}
Flóculos frágiles, ej. flóculos biológicos	10 a 30
Flóculos de fuerza media, ej. flóculos presentes al remover la turbiedad	20 a 50
Flóculos químicos, ej. flóculos formados en los procesos de precipitación.	40 a 100

Fuente: WPCF, 1982

6.2.4. Tecnología de floculación

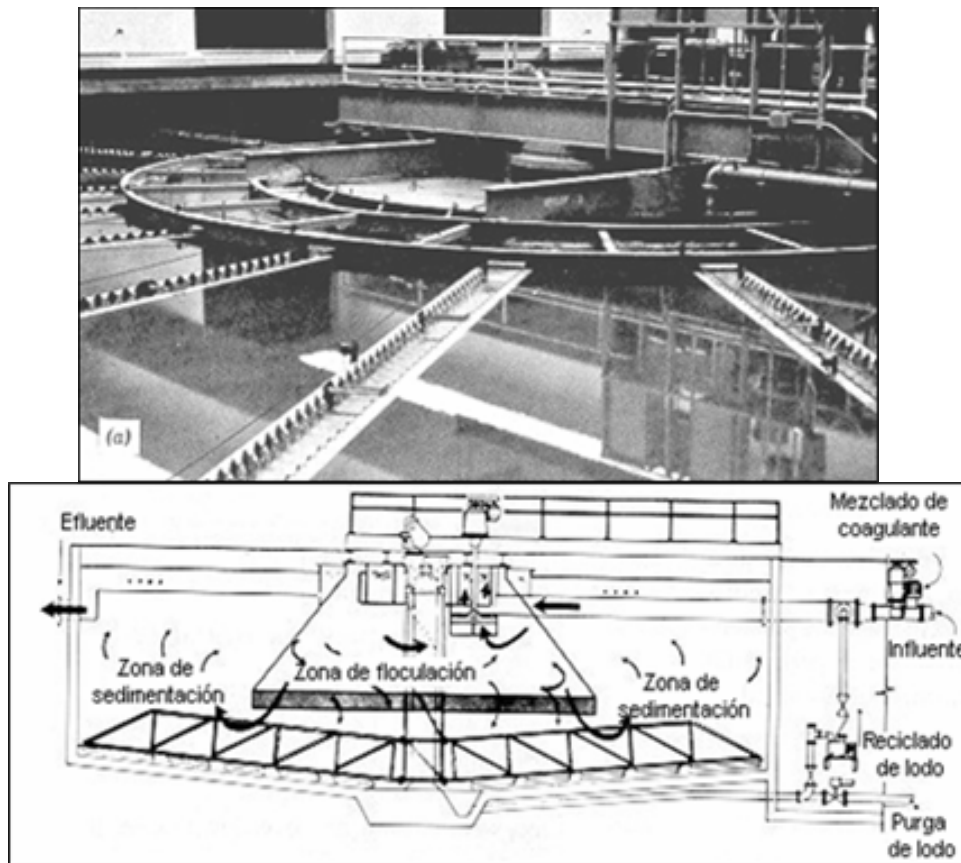


Figura 6.2 Floculador-clarificador que proporciona mezcla rápida, floculación y sedimentación en un solo tanque. a) fotografía, b) vista transversal de la misma unidad. (Hammer, 1986)

6.2.4.1. Floculadores-clarificadores

Los floculadores-clarificadores con frecuencia son denominados unidades de contacto de sólidos, floculadores de lechos de lodos o tanques ascendentes. Combinan el proceso de la floculación con la sedimentación en un solo tanque. Una unidad de ese tipo se muestra en la Figura 6.2, y cuenta con equipo para adicionar los reactivos (coagulantes o ablandadores) en la tubería de entrada. La mezcla se realiza en una mampara cónica central donde se mantiene una baja concentración de flóculos. El fluido es de ahí pasado a través de una campana, directo a un lecho de lodos ubicado en la parte baja del tanque, donde se promueve el crecimiento de los flóculos y la sedimentación. Finalmente el agua libre de sólidos fluye hacia arriba en la zona periférica del sedimentador hasta la canaleta de recolección.

Estas unidades son particularmente útiles para el ablandamiento con cal de agua subterránea, puesto que los precipitados formados sirven como semilla para el crecimiento de flóculos, favorecen la precipitación y el espesado de los lodos. También, estos equipos son cada vez más empleados para el tratamiento de aguas industriales así como en potabilizadores de aguas superficiales. Su principal ventaja es el menor empleo de espacio y la reducción de los costos de inversión. Sin embargo, hacer varias operaciones en un solo tanque resta flexibilidad al proceso. Por ello, se emplean más para el ablandamiento que para la coagulación-floculación.

Los criterios usuales para este tipo de unidades son 30 min como mínimo en las zonas de floculación y mezclado con al menos 2 horas para la sedimentación cuando se trata aguas superficiales y de 1 h para la precipitación con cal de agua subterránea. La carga hidráulica sobre los vertedores no debe ser mayor de 180 m³/m.d para remover turbiedad y de 360 m³/m.d para ablandamiento con las cargas hidráulicas respectivas de 60 m³/m².d y de 100 m³/m².d. El volumen de los lodos extraídos en forma diaria no debe ser mayor del 5% del agua tratada cuando se elimina turbiedad o de 3% para el ablandamiento.

6.2.4.2. Floculación hidráulica

La energía necesaria para generar el gradiente de floculación requerido se puede generar por medios hidráulicos, con aire o mecánicamente.

El método más simple es la disipación de energía con deflectores o canales. En este caso se usan valores altos de G y tiempos de retención relativamente cortos.

La ventaja de estos floculadores es la disminución de costos, mientras que su principal desventaja es que la energía de mezclado varía con el flujo, la temperatura y características del agua, afectando la eficiencia.

El tiempo de retención en los floculadores varía, generalmente entre 20 a 30 min. En las unidades de contacto de sólidos el tiempo de retención se reduce de 10 a 15 min, debido a la gran concentración de partículas. En aguas tratadas con sales metálicas

para remover fósforo se obtiene una buena floculación con tiempos de retención menores de 5 min.

6.3. SEDIMENTACIÓN

La sedimentación o clarificación es la remoción de partículas, flóculos químicos y precipitados de una suspensión en un sedimentador que actúa por gravedad. La sedimentación se emplea para eliminar la fracción de sólidos *sedimentables* de los sólidos en suspensión (60% de los sólidos que son perceptibles a simple vista en el agua). Se consideran sólidos sedimentables a las partículas que por su tamaño y peso sedimentan en una hora. Estos sólidos pueden ser los originalmente presentes en el agua, o bien, los flóculos o precipitados formados durante algún tipo de proceso químico. La cantidad de sólidos sedimentables se expresa en mililitros de sólido por litro de agua pero también se da en partes por millón, en peso. Se le da el nombre de sedimentador, a la estructura que sirve para reducir la velocidad del agua para que puedan sedimentar los sólidos sedimentables.

Los diversos tipos de suspensiones de sólidos presentan características decantables significativamente distintas. El desarrollo y aplicación de la sedimentación para la clarificación³ de un agua, debe por tanto, estar basada en el entendimiento del proceso y de las variables que pueden modificar su eficiencia.

Los sólidos en suspensión de las aguas superficiales y subterráneas no pueden ser descritos como partículas discretas de peso específico y tamaño conocido y uniforme. Más bien, estos sólidos están compuestos de un amplio espectro de partículas de diferentes tamaños y características. En general, las mayores decantan con velocidades rápidas, adelantándose a las partículas más finas durante su descenso. El viento, las perturbaciones hidráulicas, corrientes inducidas por densidad o temperatura producen efectos de corte y turbulencia que aumentan el contacto entre partículas. Si cualquiera de las partículas que interactúan tiene características aglomerantes, se da un crecimiento de flóculos. Cuanto mayor es la profundidad del tanque mayor es la oportunidad de contacto. Por tanto, la eliminación depende de la profundidad del tanque así como de las propiedades del fluido y de las partículas.

El criterio que se emplea para determinar el tamaño de los sedimentadores es el tiempo de retención, la carga hidráulica, la carga en los vertedores y para los sedimentadores horizontales, la velocidad. El tiempo de retención, se calcula a partir del gasto promedio diario:

$$t = \frac{V}{Q} \quad (6.15)$$

donde:

- t : tiempo de retención en h
- V: volumen del tanque en m³
- Q: gasto promedio diario en m³/h

³ Frecuentemente se emplea el término de calificador para designar los sedimentadores, ya que reducen la manera notable las partículas perceptibles a simple vista.

La carga en los vertedores se calcula dividiendo el gasto promedio diario entre la longitud total de los vertedores, expresando el resultado en m^2/d .

La carga hidráulica, que representa la velocidad de sedimentación de las partículas de menor tamaño (más lentas) que se desea remover se obtiene por medio de:

$$V_o = \frac{Q}{A} \quad (6.16)$$

donde:

- V_o : Carga hidráulica, en $m^3/m^2 \cdot h$
- Q : Gasto promedio diario, m^3/h
- A : Superficie total de sedimentación, m^2

La mayor parte de los clarificadores son de flujo ascendente, pues el agua sube desde su entrada hasta los drenes del efluente (Figura 6.3). En efecto, el agua que entra al tanque de sedimentación es forzada a ir al fondo mediante una mampara hasta un punto a partir del cual asciende, rebosando por los vertedores hasta la canaleta de recolección. Las partículas floculadas sedimentan, en dirección contraria al flujo y son continuamente removidas del fondo del tanque por medio de un mecanismo de rastras. Las partículas con velocidad de sedimentación superior a la carga hidráulica Q/A son retenidas, en tanto que las más ligeras, con velocidades inferiores son sacadas del tanque junto con el efluente.

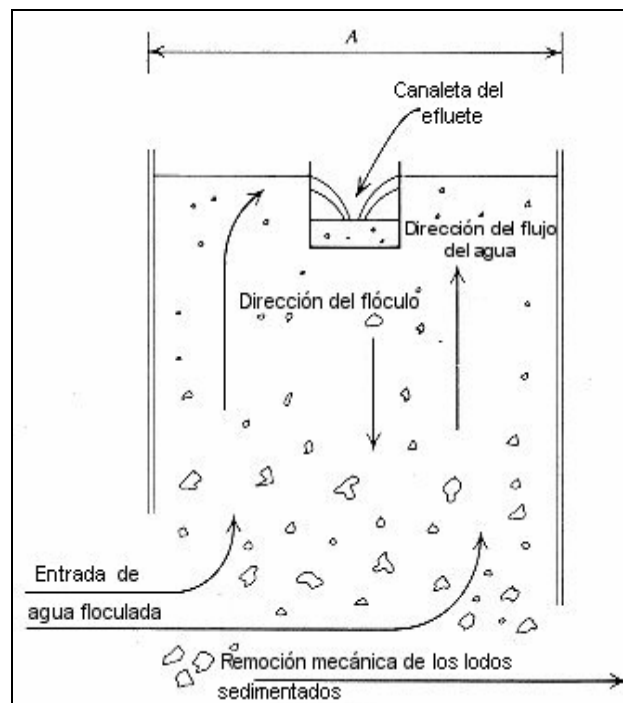


Figura 6.3 Tanque de sedimentación ideal (Hammer, 1986)

La función primaria de los sedimentadores es eliminar materia decantable pero además, deben permitir recoger y descargar los lodos que se crean, así como concentrarlos, de manera que se eliminen con el menor contenido de humedad posible para facilitar su manejo, tratamiento y disposición.

Por otra parte; debido a que en la práctica una fracción de la materia en suspensión del agua está compuesta de sólidos de baja densidad que flotan más que decantar, el sedimentador debe estar provisto de un sistema que permita recogerlos y evacuarlos. A estos sólidos se les asigna el nombre de espumas y contienen también grasas y aceites.

Generalmente, se recomienda que el diseño del tanque se base en resultados de los experimentos decantación-velocidad, obtenidos mediante pruebas de tratabilidad realizados en tubos de al menos 0.15 m de diámetro con puntos de muestreo cada 0.45 m (Anexo A.6).

6.3.1. Tipos de sedimentadores

Los tipos de tanques de sedimentación empleados en las plantas de potabilización son rectangulares o circulares con dispositivos mecánicos para la recolección de lodos. La selección del tanque depende del tamaño de la instalación, las condiciones locales del terreno, el sembrado de todas las unidades de tratamiento y de la estimación de los costos, entre otros. Se deberá disponer de dos o más tanques con objeto de que el proceso permanezca en funcionamiento mientras que uno de ellos esté fuera de servicio por reparación o mantenimiento. En plantas grandes, el número de tanques está determinado principalmente por las limitaciones del tamaño.

6.3.1.1. Rectangular

Los tanques rectangulares se emplean en la sedimentación primaria y la clarificación. Pueden ser implementados como una sola unidad o varias con una pared común entre ellos, lo que implica una menor área y costo. Las relaciones geométricas comunes para las unidades rectangulares son:

- longitud: ancho 3:1 o mayor
- ancho: profundidad 1:1 a 2.25:1

Los tanques se diseñan para el agua fluya lentamente con un mínimo de corto circuitos. El tanque de la Figura 6.4 contiene mamparas para guiar al flujo en forma vertical y coleccionar el sobrenadante en la periferia. Rastras montadas en cadenas sin fin que transportan suavemente los lodos hasta la tolva.

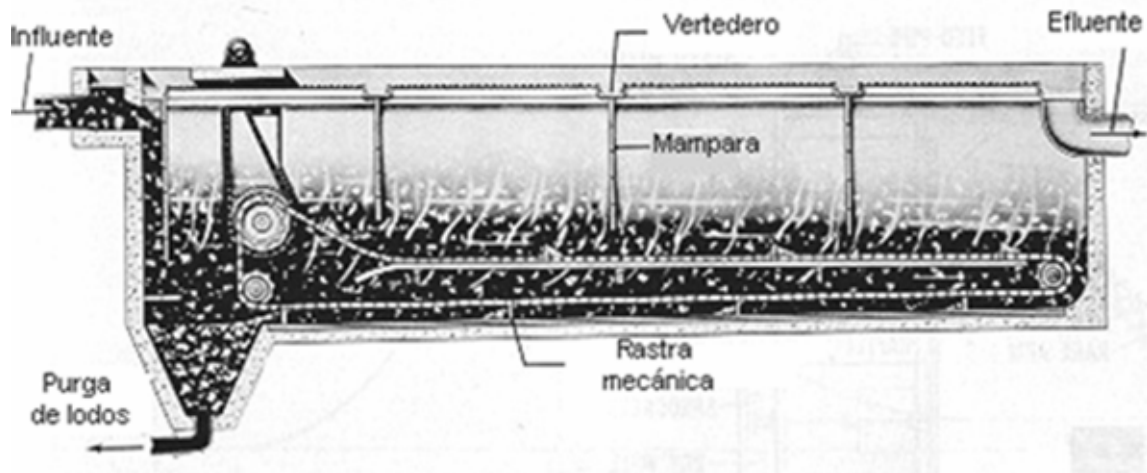


Figura 6.4 Corte de un sedimentador rectangular (Hammer, 1986)

6.3.1.2. Circular

La Figura 6.5 muestra un clarificador circular donde el influente entra y sale mediante canales situados en la periferia, El brazo para remover el lodo, gira lentamente alrededor de un eje y es un tubo con aperturas. Este mecanismo en lugar de actuar por arrastre, succiona los sólidos y los transporta a la parte inferior del tanque. La Figura 6.6 ilustra un mezclador rápido en línea. Un floculador con aspas perpendiculares al flujo y a un clarificador de tipo cuadrado. El agua entra al clarificador por el centro y es llevada al fondo por medio de una mampara circular. El flujo se desplaza en forma radial desde el centro y rebosa a través de vertedores periféricos. Los lodos son arrastrados hacia una tolva para ser descargados mediante un rastillo en las esquinas.

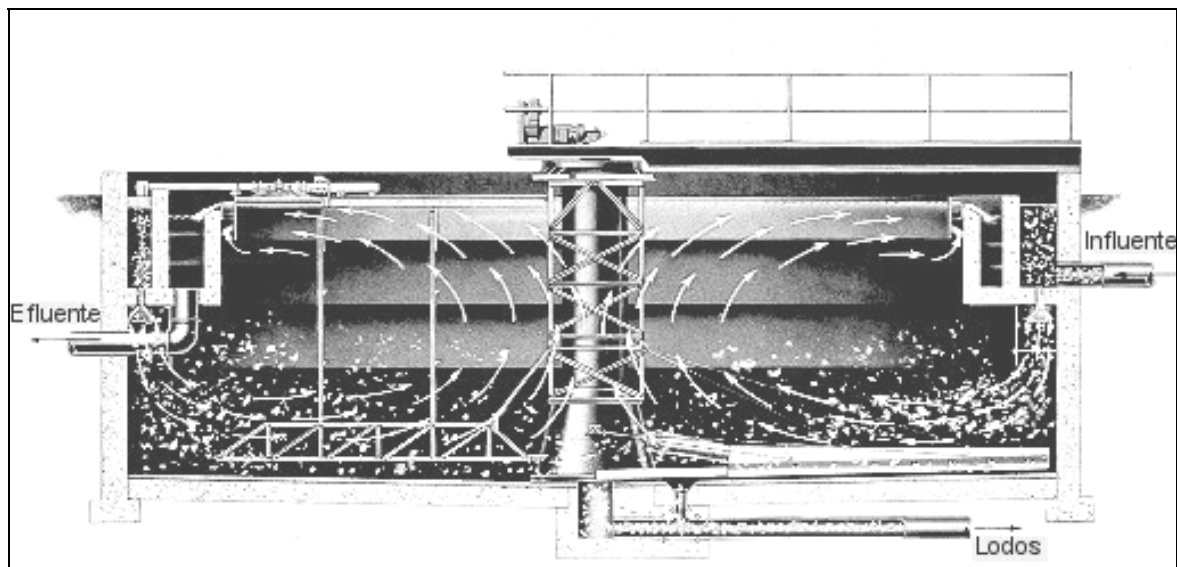


Figura 6.5 Corte de un sedimentador circular (Hammer, 1986)

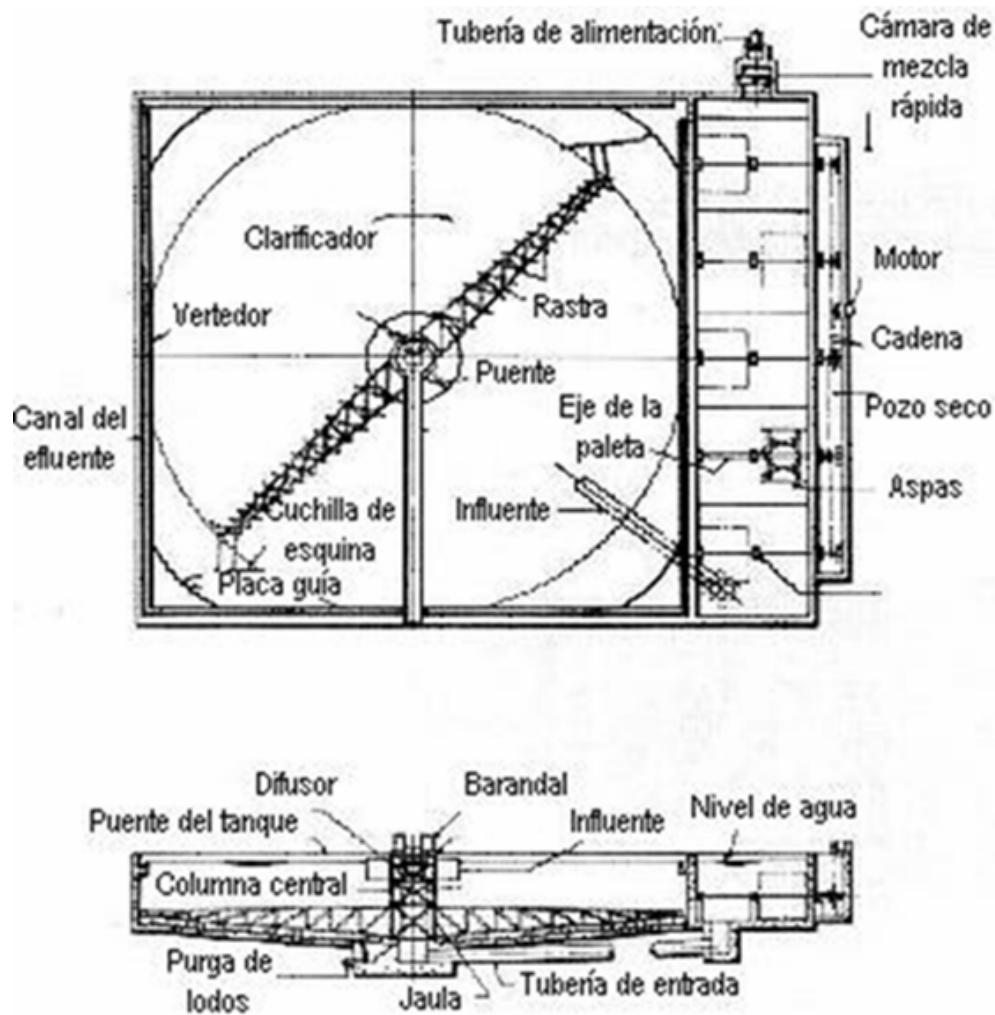


Figura 6.6 Tanque de presedimentación (Hammer 1986)

Los tanques de presedimentación se emplean para aguas lodosas de ríos. Son generalmente circulares con una tolva en el fondo, y equipos de remoción de lodos por rastras. Se recomiendan tiempos de retención del orden de 3 h. Para flóculos químicos de 4 h con velocidades horizontales máximas de 2.5 mm/s (0.15 m/min) y carga en los vertedores de 250 m³/m² d. Las cargas hidráulicas por lo general se sitúan entre 20 a 33 m³/m² d.

Los sólidos sedimentables son eliminados por medio de transportadores de cadena o rastras. El método más común en Europa es el de puentes corredizos. La experiencia ha demostrado que el mecanismo para mover el puente con las rastras requiere menos mantenimiento que los transportadores de cadena. Las rastras llevan el lodo a un canal central, o a dos en ambos lados del tanque, de donde es llevado a un depósito localizado al final.

6.3.1.3. Módulos de alta tasa

El término “alta tasa” se refiere a módulos de pequeños tubos o placas paralelas inclinados generalmente a 60 °C, los cuales permiten una sedimentación gravitacional más eficiente. El tiempo de retención en el módulo es de 3 a 20 min, dependiendo del tipo de módulo y la carga superficial. Esta última se calcula considerando el área del tanque cubierta por el módulo de sedimentación y es por lo general de 5 a 8,8 m/h. La eficiencia de sedimentación de módulos con elevadas cargas hidráulicas es equivalente a un sedimentador convencional con un tiempo de retención de 3 a 4 h y una carga superficial de 1.3 m/h.

En un módulo de placas, el agua entra en forma ascendente. Bajo condiciones normales, el flóculo sedimentado cae en la pendiente del plano inclinado o en los tubos y resbala hacia el fondo del tanque para una posterior remoción mecánica de lodos. El diseño de módulos de sedimentación de alta tasa debe cubrir los siguientes puntos:

- Velocidad de sedimentación y características de la materia suspendida,
- Velocidad del flujo en el módulo de sedimentación,
- Carga superficial,
- Selección apropiada de la unidad de colección de lodos,
- Espaciamiento del lavado cuando este instalado el módulo, y
- Sistema de soporte

Los criterios de diseño empleados deben ser conservadores, y considerar un flujo no uniforme a la entrada como resultado de la densidad. Por eso el diseño de entrada es muy importante debido a que es esencial tener un flujo uniforme. En el caso de un tanque rectangular, el primer cuarto de la longitud está desprovisto de módulos. Esto permite que flóculos más pesados sedimenten de manera natural y también generar una zona de amortiguamiento. Una velocidad de flujo promedio es de 0.15 a 0.2 m/min, por lo general empleada para flóculos de aluminio.

El tiempo de retención varía en función del tipo de módulo. Para tubos se tiene de 3.5 a 5 min, mientras que para placas paralelas se manejan tiempo más largos de 15 a 20 min. Los números de Reynolds pueden estar por debajo de 200. de preferencia cerca de 50. y el número de Froude debe ser mayor de 10^{-5} .

6.4. FILTRACIÓN

El proceso de filtración es uno de los más frecuentemente empleados para potabilizar aguas superficiales. Se emplea con o sin pretratamiento de coagulación y sedimentación (filtración directa), para eliminar los sólidos presentes originalmente en el agua, o los precipitados, el caso en estudio incluye el pretratamiento.

6.4.1. Principio de operación

Un filtro típico (Figura 6.7) tiene un tanque de concreto de profundidad aproximada mayor a 2.7 m. El espesor típico del medio es de 0.6 a 0.75 m y se encuentra colocado sobre grava y un bajo dren o falso fondo. Para la prefiltración, el agua pasa en sentido descendente por el filtro por la fuerza que ejerce la columna de agua sobre el lecho así como la succión del bajo dren. Los filtros son lavados por medio del cambio de la dirección del flujo (en sentido ascendente) en un proceso que se denomina retrolavado. Una canaleta colocada sobre el filtro, a una altura determinada, recoge el agua de lavado.

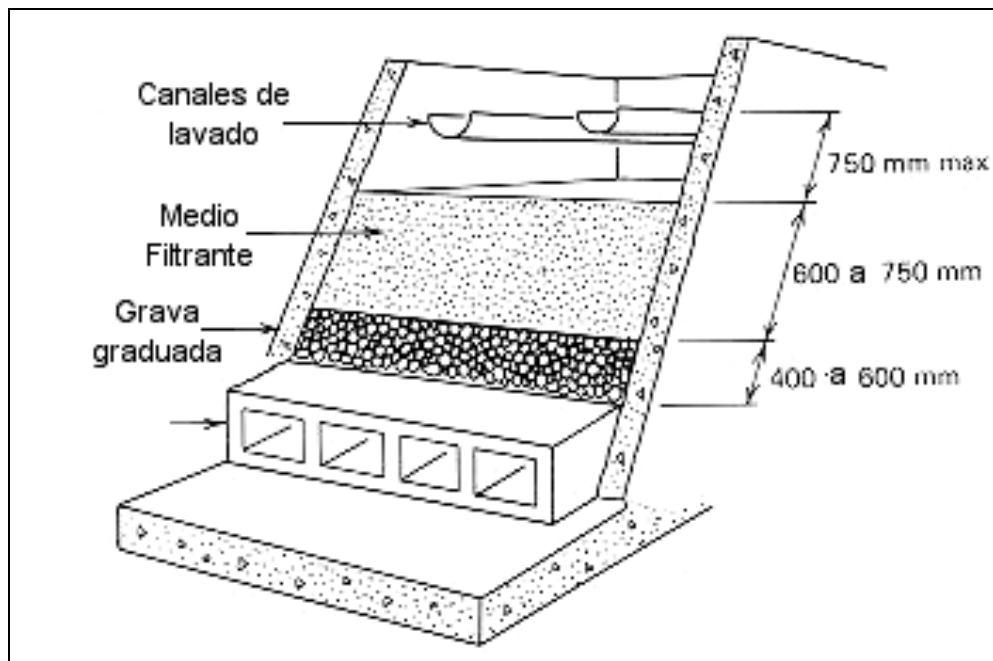


Figura 6.7 Corte de un filtro (Hammer 1986)

Los tipos más comunes para plantas de potabilización de gran tamaño (mayor de 500 l/s) son de flujo descendente (por gravedad) y de medio dual (arena-antracita) en la escuela de Estados Unidos y con solo arena, en la Europea.

El esquema más frecuente para la potabilización de cuerpos superficiales consiste en combinar la coagulación-floculación con una sedimentación previa a la filtración. La tasa de filtración usual es de 5.0 a 25 m³/m².h con un valor máximo de diseño de 12 m³/m².h.

Los filtros granulares profundos son los de uso más generalizado en la potabilización (Figura 6.8). Este tipo de filtros operan por acción de la gravedad que es la responsable del flujo del agua en el filtro.

En los filtros granulares profundos de material grueso, la eliminación tiene lugar dentro del lecho del filtro, y se denomina comúnmente filtración a profundidad. La

eficiencia de este tipo de filtración depende de varios mecanismos que son extremadamente complejos y que involucran el cribado, la floculación, la sedimentación e intercepción.

Los filtros por gravedad no funcionan adecuadamente a menos que se haya añadido un reactivo coagulante, y eventualmente, removido los flóculos muy gruesos por sedimentación.

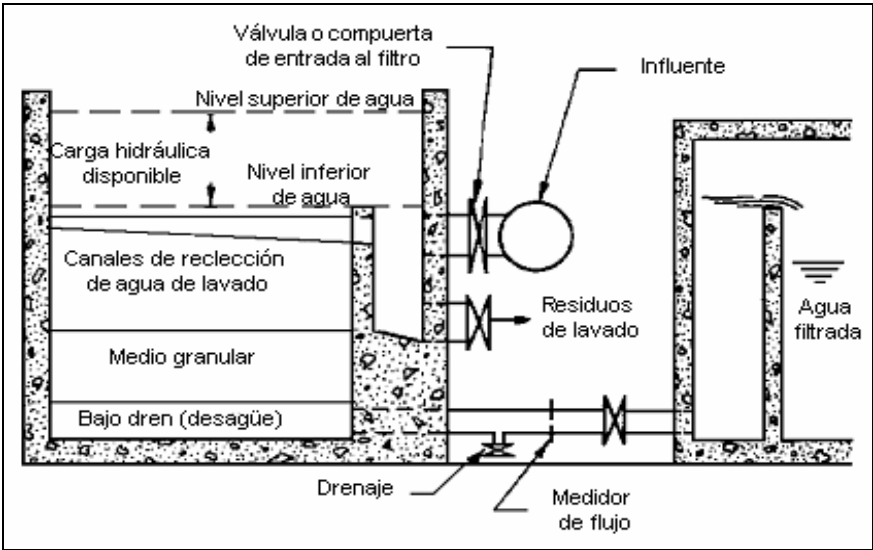


Figura 6.8 Filtro granular profundo

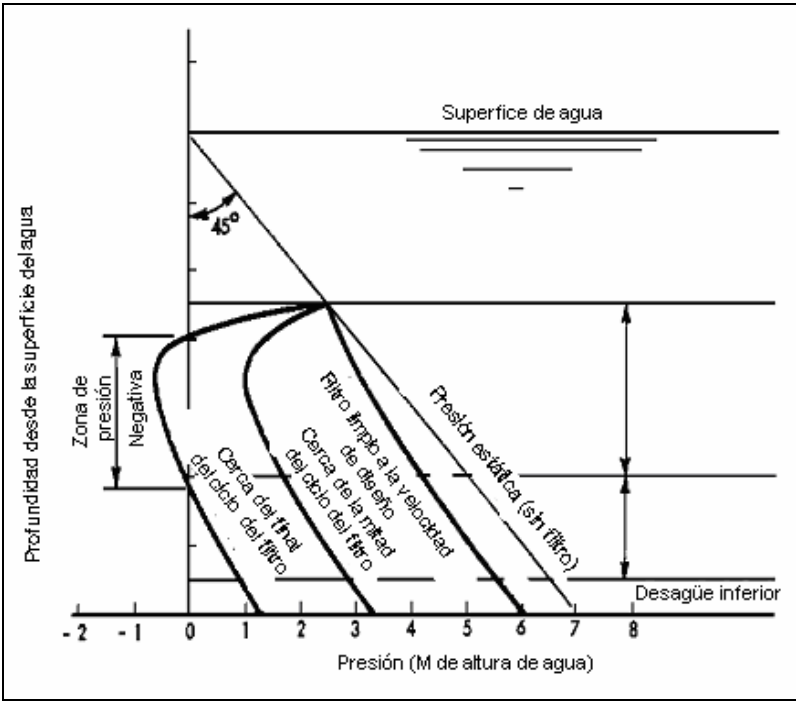


Figura 6.9 Evolución de la pérdida de carga a lo largo del lecho del filtro

Aunque se utilicen velocidades de filtración elevadas, la mayor parte de los sólidos se eliminan en las capas superiores (primeros 0.25 m) del medio filtrante. La Figura 6.9 ilustra cómo varía la presión en función del tiempo de corrida durante una jornada de filtración.

La presión negativa, menor que la atmosférica, se presenta cuando la pérdida de carga excede a la columna de agua disponible y favorece la formación de bolsas de aire (liberación de los gases disueltos en el agua), lo cual reduce el área efectiva de filtración. Este fenómeno conocido como “embolia” reduce la corrida de filtración.

6.4.2. Pretratamiento del agua

La coagulación es esencial para remover las partículas muy finas que de otra forma lograrían salir del filtro. Si se emplea una cantidad excesiva de floculante se forma aglomerados muy gruesos que recubren y se depositan en la parte superior de filtro tapando el paso al agua. Sin embargo, flóculos muy pequeños pueden atravesar el filtro. Por ello, la operación adecuada de un filtro debe ser analizada en forma conjunta con la coagulación. La filtración óptima ocurre cuando los flóculos coagulados no sedimentables son retenidos en los poros de todo el filtro para lograr verdaderamente la filtración “en profundidad”.

Si repentinamente se incrementa la velocidad de filtración en un filtro que contiene sólidos depositados, las fuerzas hidráulicas de corte también se incrementarán y llevarán sólidos retenidos hasta el efluente, por lo que en el diseño deben evitarse cambios en la velocidad. Como consecuencia, en la operación de un sistema de potabilización es preferible disponer de filtros adicionales que puedan entrar en operación cuando se requiera aumentar el caudal tratado, que incrementar la tasa de filtración de un filtro en operación.

Cuando la concentración de la materia en suspensión de un agua es baja, resulta a veces útil añadir pequeñas dosis de coagulantes (sulfato de aluminio, cloruro férrico, polielectrolitos) antes de la filtración con el fin de que flocule la suspensión en el interior del medio filtrante. Con este pretratamiento el mecanismo de separación en el filtro pasa de una eliminación por tamizado a una eliminación por adsorción. La eliminación por adsorción consume menos carga por unidad de sólidos separados que la separación por tamizado.

6.4.3. Medio filtrante.

El medio ideal para la filtración debe poseer las siguientes características:

- Ser lo suficientemente grueso para tener intersticios entre los granos con gran capacidad de almacenamiento
- Pero a la vez, suficientemente fino para retener el paso de los sólidos suspendidos
- Una altura suficiente para proporcionar la duración de corrida deseada

- Una graduación adecuada para permitir un lavado eficiente (poco dispersa)

Como medio se utiliza arena, antracita, tierra de diatomeas, perlita y carbón activado en polvo o granulado, Un filtro se puede rellenar con un sólo tipo de medio o una combinación de éstos. El medio más común empleado es la arena de sílice y para filtros duales, arena con antracita. Se emplea carbón activado como medio filtrante cuando se pretende no sólo eliminar los sólidos en suspensión, sino también remover los materiales disueltos por adsorción.

También el medio filtrante ideal para los filtros granulares profundos debe ser de un tamaño tal que retenga una gran cantidad de sólidos suspendidos y pueda limpiarse fácilmente por retrolavado. Estos prerrequisitos no son compatibles y debe llegarse a un equilibrio. Una arena muy fina permite obtener un efluente de excelente calidad pero impide la penetración de sólidos en el lecho; con lo cual se desaprovecha la capacidad de almacenaje del medio granular. Las arenas más gruesas dan tiempos más largos de funcionamiento, menor calidad del efluente y mayor facilidad de lavado, aunque para ello se requiere un mayor caudal de agua de lavado para expandir el medio y transportar los sólidos, que se internan a una mayor profundidad en el medio, hasta el sistema de desagüe.

Un medio filtrante es definido en función de su tamaño efectivo y el coeficiente de uniformidad que se determinan mediante el análisis granulométrico (Anexo A.4). El primero, tamaño efectivo, corresponde al percentil del 10% en una distribución de tamaños medida a través de un sistema de cribas. Significa que el 10% de los granos del material son menores a este valor. El coeficiente de uniformidad es la relación entre el tamaño que corresponde al percentil 60 con el del percentil 10. Los valores usuales en la escuela americana son de 0.4 a 0.55 mm de tamaño efectivo para la arena con coeficientes de uniformidad de 1.3 a 1.7. Las alturas del lecho oscilan entre 0.5 y 1,5 m. En la escuela europea, se usa arena de 0.8 a 1.2 mm de tamaño efectivo con coeficiente uniformidad de 1.4 a 1.5 y alturas de 0.8 a 1.8 m.

Los filtros duales generalmente combinan antracita (carbón muy duro) con arena. La antracita tiene un coeficiente de uniformidad (CU) de 0.9 a 1.1. Los espesores en ambos casos son de 0.30 m. En este caso la antracita interesa por que tiene un volumen de poros libres 20 % superior al de la arena por lo que actúa como un almacén de flóculos. Los filtros de medio triple se acercan mucho más a un comportamiento ideal pero las complicaciones para su operación hace que sean poco recomendables. Durante el lavado existe una mezcla parcial de los medios en la interfase, que en ocasiones promueven el taponamiento del filtro en esta zona por los propios granos de la arena.

La American Water Works Association ha establecido valores estándares para estos materiales. La profundidad del lecho es una función del tamaño del medio y por lo general sigue la siguiente relación.

$h/TE \geq 1000$	para lecho sencillo o duales
$h/TE \geq 1250$	para lecho triples y arenas gruesas ($1.5 \text{ mm} > d_e > 1.0 \text{ mm}$)
$h/TE \geq 1250$ 1500	a para lecho de arena gruesa ($2 \text{ mm} > d_e > 1,5 \text{ mm}$)

donde:

h : Profundidad del lecho filtrante en mm
TE: Tamaño efectivo

La forma del grano, la redondez o esfericidad la porosidad y la densidad o gravedad específica de un medio filtrante son importantes ya que afectan los requerimientos del flujo para retrolavado del filtro, la pérdida de carga a través del medio y la eficiencia de filtración. La esfericidad (C_e) se define como la relación del área de una esfera de igual volumen (diámetro equivalente, d_{eq}) con la superficie del grano. Para calcular la densidad del grano (masa por unidad de volumen de un grano) se requiere calcular el volumen del grano y el d_{eq} . Los granos de alta densidad pero del mismo diámetro requieren altas tasas de lavado para alcanzar la fluidización. De esta manera, son mayores las fuerzas cortantes durante el retrolavado y el lavado es más eficiente.

La porosidad del lecho es la relación del volumen disponible con el volumen total del lecho, expresado como fracción decimal o un porcentaje. Éste es importante debido a que afecta el flujo requerido para retrolavado, la pérdida de carga del lecho filtrante y la capacidad de agarre de los sólidos en el medio. La porosidad es afectada por la esfericidad de los granos: los granos angulares tiene una baja esfericidad y una mayor porosidad.

Las propiedades típicas de diferentes medios filtrantes se muestran en la Tabla 7.2 para arreglos sencillos, dobles y mixtos.

Tabla 6.2 Propiedades típicas de medios filtrantes para filtros de lecho granular

	Arena sílice	Antracita	CAG	Granate	Ilmenita
Densidad de grano, ρ_s , g/cm ³	2.65	1.45 a 1.73	1.3 a 1.5*	3.6 a 4.2	4.2 a 4.6
Porosidad de lecho, ϵ_0	0.42 a 0.47	0.56 a 0.60	0.50	0.45 a 0.55	ND
Esfericidad, C_e	0.7 a 0.8	0.46 a 0.60	0.75	0.60	ND

Fuente: AWWA, 1990

6.4.4. Criterios de diseño

Antes de diseñar un sistema de filtración, se deben establecer los siguientes puntos: tipo de filtro, tamaño y número de filtros, tasa de filtración y pérdida total de carga, control de la velocidad de flujo, características del lecho filtrante, tipo de sistema de lavado, falsos fondos, y sistemas de apoyo.

El tamaño de cada filtro y el número total son parámetros interrelacionados. En general, el tamaño máximo está determinado por las dificultades para proveer un flujo uniforme durante el retrolavado y el bombeo. En general, el tamaño máximo es de 150 m² y se recomienda un mínimo de cuatro filtros para plantas de mediano y gran tamaño. En plantas chicas dos filtros y tamaños menores son los usuales.

Los esquemas básicos de operación son filtración a tasa constante o tasa declinante.

El principio de operación (Figura 6.10) consiste en abrir inicialmente las válvulas 1 y 4, mientras se mantienen la 2, 3 y 5 cerradas para realizar la filtración. El sobrenadante que sale de los sedimentadores es pasado a través del lecho filtrante y del bajo dren. La profundidad del agua sobre el lecho filtrante varía entre 0.9 y 1,2 m. El bajo dren se encuentra conectado a la caja donde se almacena el filtrado en un circuito cerrado para evitar que entre aire al sistema. La máxima carga admisible es igual a la diferencia entre la altura del agua en el filtro y el nivel libre del bajo dren, y comúnmente es de entre 2.7 y 3.7 m. Cuando el filtro está limpio se deben mantener medio abiertas las válvulas de salida del bajo dren para que el agua no pase muy rápido. Esto se logra mediante un sistema compuesto de un medidor Venturi y una válvula de control que a medida que el lecho filtrante se ensucia, la resistencia al paso del flujo se incrementa y la válvula de control se abre poco a poco para mantener un flujo constante.

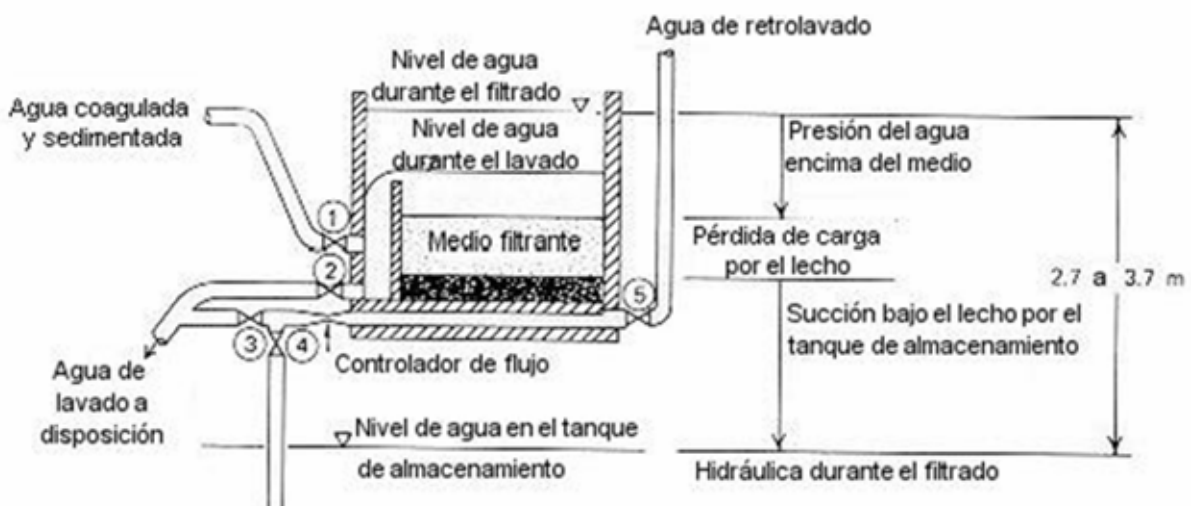


Figura 6.10 Diagrama de operación de un filtro a gravedad de tasa variable (Hammer, 1986)

6.4.5. Pruebas de tratabilidad

La experimentación en modelos a escala es una práctica usual para establecer los parámetros de diseño de un filtro. Además, se establecen rutinas de operación que permiten optimizar el funcionamiento del filtro; por ejemplo definir la tasa de filtración que permita la mayor duración de corrida a una determinada carga de sólidos en el influente, o bien, establecer la dosis óptima de coagulantes, esto último es de gran interés cuando se prevén cambios en las características del influente (época de avenidas en ríos en las que se incrementa la concentración de arcillas).

6.4.6. Lavado

Los filtros se lavan para restablecer su capacidad cuando la calidad del efluente se degrada, o cuando la caída de presión a través del filtro alcanza un valor predeterminado. Para los filtros de gravedad, la pérdida de carga terminal seleccionada es generalmente la carga real disponible. En algunos casos, los filtros se lavan en un ciclo regular de tiempo, basado en la experiencia.

El lavado ocurre a contracorriente con un caudal suficiente para expandir los granos del medio formando una suspensión. El material retenido es transportado por el agua a través del lecho expandido hasta ser descargado al desagüe. Está demostrado que la colisión entre partículas (abrasión) y las fuerzas hidráulicas cortantes son las causantes del desprendimiento de los sólidos del medio granular. El suministro de aire, previo o durante el lavado es una práctica común que tiene como propósito el incrementar la colisión entre partículas. En Estados Unidos se ha cambiado este método por el uso de velocidades de lavado elevadas (60 a 80 m/h), que incrementan las fuerzas hidráulicas cortantes pero que no es tan eficiente como la introducción de aire. Con esta velocidad de lavado se obtiene una expansión del 15 al 50% para las arenas comúnmente especificadas.

Para el lavado (Figura 6.10) se abre la válvula 2 y se mantienen cerradas la 1 y 4. El agua de lavado sale por arriba del filtro, al nivel de la canaleta. Si se aplica aire, éste es introducido por un bajo dren. Si se emplean agitadores mecánicos, éstos deben ser accionados antes de que se le introduzca el agua. Al abrir la válvula 5, el agua limpia fluye del bajo dren hacia el filtro para expandir el lecho hasta un 50% de su altura inicial. El agua sucia es colectada en la canaleta y mediante una tubería llevada a un decantador para remover los sólidos como lodos y recuperar el agua para el tratamiento. El filtro nuevamente es puesto en servicio y la primer agua que sale debe ser desechada hasta que el filtro "madure" y recupere su eficiencia de operación. Ello se logra al abrir la válvula 3, con la válvula 1 abierta y la 2, 4 y 5 cerradas. Al cerrar la válvula 3 y abrir la 4, el proceso de filtración se reanuda.

La pérdida de arena durante el lavado, problema muy común, es mayor cuando se emplean arenas finas. Para solventarlo se especifican arenas más gruesas y mayor espesor de la cama filtrante. También es común que se usen arenas con coeficientes de uniformidad bastante elevados, ya que ello reduce la cantidad de *finos* que pueden ser arrastrados durante el retrolavado; sin embargo, cuanto mayor es el CU

mayor será el costo de la arena, ya que se debe cribar una gran cantidad para obtener el producto deseado.

6.4.7. Bajos drenes

Existen muchas versiones tecnológicas de lo que puede ser un bajo dren que abarcan placas porosas, bloques y boquillas. Se coloca grava entre el bajo dren y el medio filtrante con un espesor de 0.20 a 0.30 m y graduación entre 3 y 20 mm. Por ejemplo, el de la Figura 6.11 es de bloques vitrificados con laterales superiores e inferiores perforados. El agua entra por el dren central hacia el alimentador lateral y sube a través de los orificios. Mediante este procedimiento se iguala la presión de entrada del fluido para tener una distribución homogénea del mismo en todo el filtro. En el de la Figura 6.12 se presenta un sistema de boquillas. Cada una es instalada por separado en una plataforma construida para ello. Los fabricantes proporcionan datos para su instalación y operación, son funcionalmente complejas pues se requiere que distribuyan agua y aire uniformemente.

En el Anexo A.7 se amplía la información sobre la operación de retrolavado.

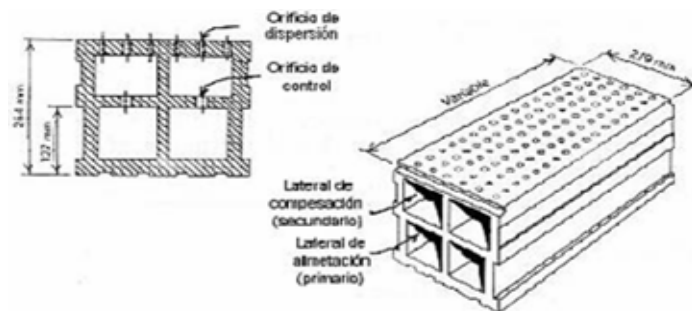


Figura 6.11 Filtro a gravedad de medio dual. a) corte mostrando el bajo dren, la capa de grava de soporte, el medio filtrante, el agitador de superficie y las canaletas de lavado y b) detalle del bajo dren de arcilla vitrificada (Hammer, 1986)

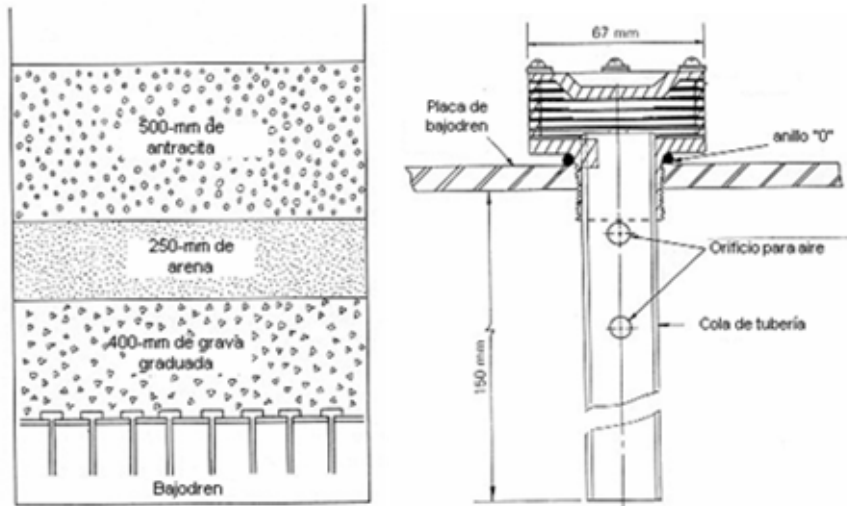


Figura 6.12 Sistema de bajo dren para lavado del medio granular con aire y agua a) sección transversal y b) detalle de la boquilla (Hammer, 1986)

6.4.8. Control

Los sistemas que operan por gravedad regulan la tasa de filtración al controlar la velocidad con que el agua sale por los bajo drenes. El influente que entra a cada tanque de filtración se controla en forma automática o manual de forma que se mantiene un nivel constante sobre el lecho del filtro.

El control se hace para cada filtro en una consola que registra, cuando se obtiene una expansión del 15 al 50%, el flujo y la tasa de filtración. Se determina cuando finaliza una corrida a partir de la pérdida de carga (en valores que pueden llegar a 2.7 m H₂O) o del deterioro de la calidad del efluente (si excede el valor de la norma). El control de la tasa de filtración permite evitar variaciones de flujo importantes que promuevan el deterioro de la calidad del efluente y evitan que el filtro caiga en presiones negativas por acumulaciones de bolsas de aire en el medio filtrante. Por el contrario se emplean medidores de turbiedad o de sólidos de tipo fotoeléctrico para monitorear el efluente.

6.5. CLORACIÓN

La cloración se emplea en la potabilización para destruir patógenos, controlar problemas de olor, remover hierro y manganeso y para eliminar nitrógeno amoniacal.

El cloro tiene una fuerte afinidad por varios compuestos y elementos, particularmente por los agentes reductores, pues tiene una gran tendencia a ganar electrones y formar ión cloruro o compuestos organoclorados.

Las sustancias con las cuales el cloro reacciona frecuentemente son Fe, Mn, NO₂, H₂S, así como con la mayor parte de los compuestos orgánicos presentes. Las reacciones con los compuestos inorgánicos en general son rápidas, mientras que las

que se llevan a cabo con los orgánicos son muy lentas y su grado de desarrollo depende de la cantidad de cloro disponible.

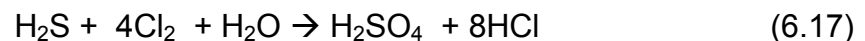
La aplicación más común del cloro es para desinfectar. Esta acción ocurre como producto de la reacción entre el HOCl y las estructuras de las bacterias y virus, que inactiva procesos básicos para la vida. La tasa de desinfección depende de la concentración y forma en que se encuentre el cloro disponible, el tiempo de contacto, el pH, temperatura y otros factores. El ácido hipocloroso es más eficiente que el ión hipoclorito, por ello el poder del cloro residual disminuye conforme se incrementa el pH. La acción bactericida del cloro combinado es mucho menor que las del cloro residual libre, particularmente en términos de la velocidad de la reacción.

El cloro es el principal compuesto empleado para la desinfección del agua. Se usa en forma gaseosa, sólida o líquida y en forma pura o combinada.

Los principales factores que afectan la eficiencia de desinfección son:

- Tiempo de contacto. Se refiere al tiempo disponible para que el cloro actúe sobre los microorganismos. Este tiempo debe ser como mínimo de 10 a 15 min en agua potable, normalmente entre 15 y 30 min.
- Temperatura. La destrucción de microorganismos con cloro es mucho más rápida a mayor temperatura. A pesar de esto, el cloro es más estable en agua fría lo que en la práctica compensa la menor velocidad de desinfección. Así, para lograr la misma acción a 4 °C que a 21°C, la concentración de cloro residual debe ser el doble con los demás factores constantes.
- pH. Afecta la acción desinfectante del cloro, particularmente la del cloro residual combinado. De forma general, mientras más alcalina sea el agua se requieren mayores dosis para una misma temperatura y tiempo de contacto. A un pH de 6.5 y una temperatura de 21 °C, 0.3 mg/l de cloro residual combinado causa un efecto letal al 100 % de bacterias. A la misma temperatura y para lograr el mismo efecto, el cloro residual combinado debe aumentarse hasta 0.6 mg/l a pH de 7.0 y hasta 1,2 mg/l a pH de 8,5.

El cloro como oxidante actúa sobre el manganeso. De hecho lo oxida más fuertemente que el oxígeno disuelto, por lo que se usa con frecuencia para eliminar hierro y manganeso. Otra aplicación del cloro como oxidante es la remoción del ácido sulfhídrico de agua subterránea de acuerdo con:

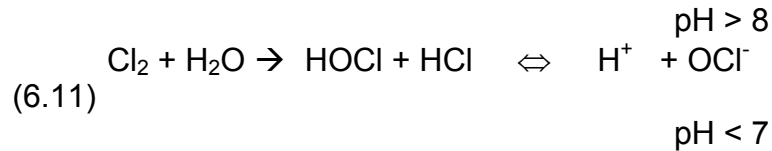


Las tecnologías, principios y equipos para el empleo del cloro como desinfectante son las mismas que como oxidante.

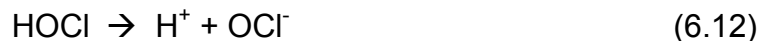
6.5.1. Química de la cloración

6.5.1.1. Cloro libre disponible

Cuando el cloro es disuelto en el agua a una temperatura entre 9°C y 100°C, forma los ácidos hipocloroso y clorhídrico:



La reacción se lleva a cabo en muy pocos segundos. A su vez, el ácido hipocloroso se ioniza en forma instantánea en ión hidrógeno y ión hipoclorito.



Si se adiciona hipoclorito al agua se forma el ion hipoclorito en forma directa



El cloro presente en el agua como ácido hipocloroso o como ión hipoclorito es definido como “cloro libre disponible” o agente verdadero de desinfección.

6.5.1.2. Demanda de cloro, cloro combinado y punto de quiebre

El ión hipoclorito se combina rápidamente con el amoníaco contenido en el agua para liberar las cloraminas de acuerdo con



Los productos predominantes de la reacción depende del pH, temperatura, tiempo y la concentración inicial de la relación entre el cloro y el amonio. La mono y dicloramina se forman preferentemente a valores de pH de 4.5 a 8.5. Por arriba de 8,5, casi sólo hay monocloramina pero debajo de 4.4 se produce la tricloroamina. Si la relación molar entre el cloro y el nitrógeno amoniacal es menor de 1, se forma preferencialmente la mono y dicloroaminas. Cuando el cloro se encuentra combinado, generalmente en las cloraminas, se dice que hay cloro combinado, a diferencia del cloro libre que incluye el ácido hipocloroso y el ion hipoclorito.

Si en las reacciones anteriores se continúa la adición de cloro, se llega al punto en que tres moles de cloro reaccionan con el amoníaco para liberar nitrógeno gas y reducir el cloro a ión cloruro. Este es el punto de quiebre (ecuación 24). A medida

que se añade mas cloro al agua aumenta la concentración del cloro residual libre, pudiendo subsistir a la vez una pequeña concentración de cloro residual combinado, por compuestos que no fueron destruidos completamente.



Lo anterior se ilustra en la Figura 6.13. La línea recta que parte del origen representa la cantidad aplicada de cloro en tanto que la línea curva es la cantidad residual al efectuar varias dosificaciones y esperar el tiempo de contacto, generalmente de 15 a 30 min. La demanda de cloro está dada por la distancia entre la cantidad aplicada menos la residual y representa la cantidad de cloro reducido para oxidar la demanda y que por tanto no está en forma activa en la solución.

Las cloraminas residuales se reducen a un valor mínimo en el punto de quiebre. A partir del cual se obtiene nuevamente cloro residual libre. El valor al cual ocurre este punto es único para cada agua pues depende de sus características físicas y químicas.

La presencia de cloraminas no es mala, incluso es deseable en los casos en que se desea mantener la acción residual por largos periodos en el sistema de distribución, o bien, se pretende evitar la formación de organoclorados.



Figura 6.13 Curva de cloración a punto de quiebre (Hammer, 1986)

6.5.2. Productos de cloro

6.5.2.1. Cloro gaseoso

El cloro gaseoso es considerado generalmente como la forma más rentable para las plantas de gran tamaño.

Es más pesado que el aire, de color amarillo verdoso y tóxico. Un volumen de cloro líquido dentro de un tanque a presión equivale aproximadamente a 450 volúmenes de gas. El cloro es un compuesto muy reactivo, la bruma de cloro es muy corrosiva por lo que los equipos dosificadores deben ser de aleaciones especiales o no metálicas. El vapor inhalado causa serios daños e incluso la muerte.

Se considera que el cloro gaseoso ofrece hasta un 94.5 % de reducción en el costo de construcción debido a que no requiere de lagunas de contacto necesarias para el cloro en solución.

El gas es sacado del contenedor por medio de una válvula conectada en la parte superior. El cloro líquido se evapora dentro de éste antes de salir. El diseño y la instalación de los equipos debe ser tal que se evite al máximo cualquier fuga asociada con las operaciones de conexión, vaciado o desconexión de los tanques.

6.5.2.2. Hipocloritos

Los hipocloritos son sales del ácido hipocloroso (HOCl). El hipoclorito de calcio ($\text{Ca}(\text{OCl})_2$) es la forma más común en estado seco. Se puede presentar en polvo, gránulos o tabletas que se disuelven para producir cloro libre en aproximadamente un 70% del original. El hipoclorito de sodio (NaOCl) se encuentra en estado líquido en concentraciones que contienen aproximadamente entre el 5 a 15% en volumen de cloro. Generalmente, el hipoclorito líquido es más económico que el sólido, que se ha utilizado generalmente en albercas, pequeñas plantas potabilizadoras y en situaciones de emergencia.

El hipoclorito de sodio es transportado en cilindros a presión. Los tamaños más comunes son de 100 y 500 kg, pero existen de mayor tamaño o mediante pipas para plantas de gran capacidad. El lugar donde se almacenen los contenedores debe ser frío, bien ventilado, con protección para vapores corrosivos y drenes para evitar encharcamientos.

El hipoclorito de calcio es relativamente estable en condiciones normales, sin embargo es capaz de reaccionar con otras sustancias. Por lo que debe ser almacenado lejos de otros reactivos o materiales.

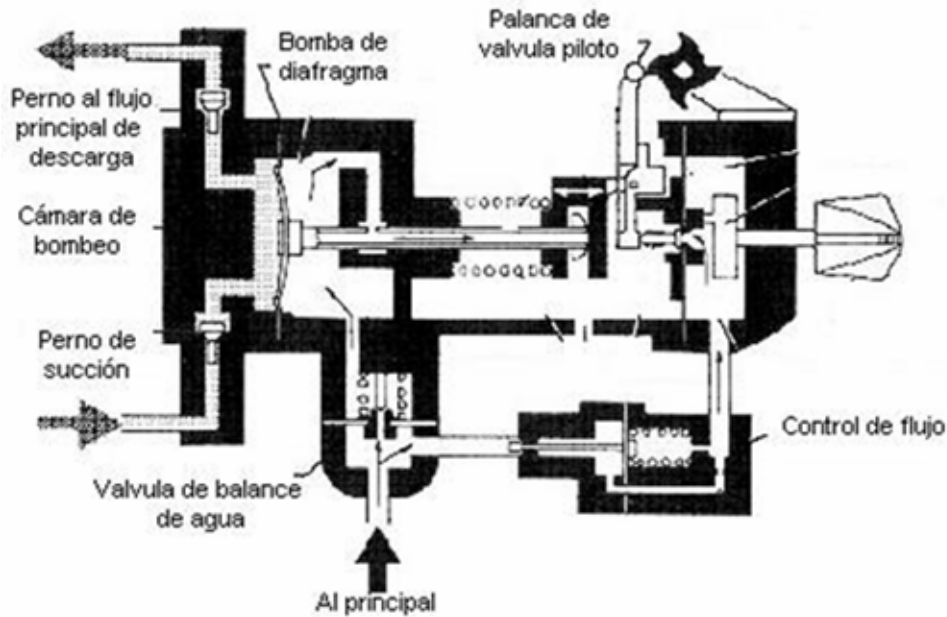


Figura 6.14 Dosificador de hipoclorito de diafragma (Hammer, 1986)

Para medir las soluciones de hipoclorito se usan bombas de diafragma con desplazamiento positivo accionadas en forma mecánica o hidráulica. Una del primer tipo es mostrada en la Figura 6.14 y tiene la ventaja de ser estable, no requerir energía eléctrica y permitir el ajuste del caudal en forma manual.

6.5.3. Desinfección

6.5.3.1. Efectos del cloro en los seres vivos

La respuesta de los diversos organismos vivos al cloro es variable. En particular la de las bacterias es alta y bien conocida en tanto que la de protozoarios y virus es variable y poco conocida. En general los quistes de protozoarios y los virus entéricos son más resistentes al cloro que las bacterias, particularmente las entéricas.

No existen tablas o dosificaciones universales de la cantidad de cloro que se deba añadir para potabilizar el agua, pues ello depende de cada agua. Se debe, entonces, determinar en laboratorio la demanda de cloro y la cantidad suficiente para mantener un residual que proteja al agua durante su transporte. De hecho, la medición de este residual constituye la prueba esencial de la potabilidad de un agua y es muy útil ya que se correlaciona directamente en el contenido de coliformes totales y fecales, evitando realizar tediosas determinaciones en forma rutinaria.

Para determinar la dosis óptima, se deben realizar pruebas de laboratorio agregando cantidades crecientes de cloro al agua y midiendo su concentración a través del tiempo. La dosis óptima será la que produzca un residual de cloro libre, siendo de 0.2 a 1.5 mg/l para agua potable al final del período de contacto. Por ejemplo, en la

Tabla 6.3 se presentan las dosis típicas de cloro (en sus diferentes formas) usadas en plantas potabilizadoras.

Tabla 6.3 Dosis de cloro aplicadas en plantas potabilizadoras

Compuesto de cloro	Dosis (mg/l)
Cloro gas	1 a 16
Hipoclorito de sodio	0.2 a 2
Hipoclorito de calcio	0.5 a 5

La dosis de cloro ideal es la necesaria para destruir todos los organismos patógenos presentes en ella. Por tanto, para poder determinarla es indispensable tener en cuenta los siguientes parámetros:

- Organismos que se intenta destruir u organismos índice (coliformes fecales)
- Tiempo disponible entre el momento en que se aplica el cloro al agua y el momento en que ésta es consumida, usada o descargada (tiempo de contacto)
- Cantidad de cloro que económicamente se puede agregar.
- Clase de desinfectante que se forma en el agua (HClO , ClO^- , NH_2Cl) según sea el pH y el contenido de nitrógeno y materia orgánica.
- Definir si el agua requiere precloración y poscloración o sólo poscloración, dependiendo de las características de la fuente. Por ejemplo, aguas altamente contaminadas con coliformes superiores a 5×10^3 o que presenten una excesiva producción de algas en la planta, deben siempre preclorarse.

En potabilizadoras, la poscloración debe usarse en todos los casos. Las dosis dependen de la demanda de cloro en la red. Las redes de gran longitud, al presentar largos periodos de retención, requieren dosis iniciales mayores que las redes cortas.

6.5.3.2. Efectos colaterales

La acción del cloro sobre el ser humano es nula cuando se ingiere en pequeñas cantidades, hasta de 50 mg/l. En el agua para beber, el cloro libre le comunica sabor cuando su contenido es superior a 0.1 a 0.2 mg/l. Aparte de su olor característico, el cloro, puede originar sabores desagradables debido a la formación de clorofenoles, cuando el agua contiene trazas de fenoles, este sabor es perceptible en concentraciones del orden de 0.0002 mg/l.

6.5.4. Equipo

Existen dos formas de aplicar el cloro, como elemento gaseoso o líquido. El primero restringe a instalaciones que cuenten con medidas de seguridad para el manejo del gas, ya que éste se aplica a presión utilizando inyectores de vacío. El líquido (hipoclorito) se aplica mediante bombas dosificadoras, su empleo requiere de la existencia de cámaras de mezclado.

Comparando dos tipos de mezcladores uno rápido y el otro de difusión convencional se encontró que el cloro en cualquier presentación es activo durante los primeros 30 s de mezclado, por lo que conviene un mezclado rápido. La eliminación de coliformes se efectúa con 15 min de contacto como mínimo.

El olor característico del cloro es un primer nivel para llamar la atención sobre posibles fugas; puesto que el cloro es muy reactivo con el amoniaco se emplea este compuesto para detectar fugas pues juntos forman un vapor blanco y denso.

Una unidad básica para dosificar cloro consiste de un orificio insertado en la línea de alimentación para controlar la tasa del flujo al cilindro. Su operación es similar a la de una llave de agua con suministro a presión constante. La cantidad de agua descargada se regula al abrir la llave, y si se mantiene una presión constante de agua, el flujo permanece estable. Esto se muestra en la Figura 6.15 que consiste de una conexión acanalada que entra a un anillo fijo. La tasa de alimentación es ajustada mediante la variación de la apertura en "V". Pero, puesto que la presión en el cilindro varía en función de la temperatura, la descarga a través de la válvula no es constante y requiere ajustes periódicos. Además, también puede haber variaciones por la presión en el punto de descarga. Para contrarrestar esto, se coloca una válvula reguladora de presión entre el cilindro y el orificio, con una válvula compensadora de vacío del lado de la descarga. La válvula aliviadora de presión se mantiene cerrada por vacío. Si se pierde éste se abre la válvula y el cloro es venteadado. El rotámetro, los medidores de presión y el ajustador de flujo se localizan en un panel frontal en la consola de cloración.

La alimentación directa de cloro gas a una tubería o canal tiene limitaciones, una de ellas es la seguridad. Por ello se emplean inyectoros que suministran una solución rica en cloro a una tasa específica. El agua fluye a través de un eyector que crea un vacío y jala el gas desde el dosificador y lo mezcla con el flujo. Esta solución es relativamente estable y puede ser transportada en forma relativamente segura a varios puntos de la planta donde es introducida en canales abiertos, tuberías cerradas y en descargas de bombas.

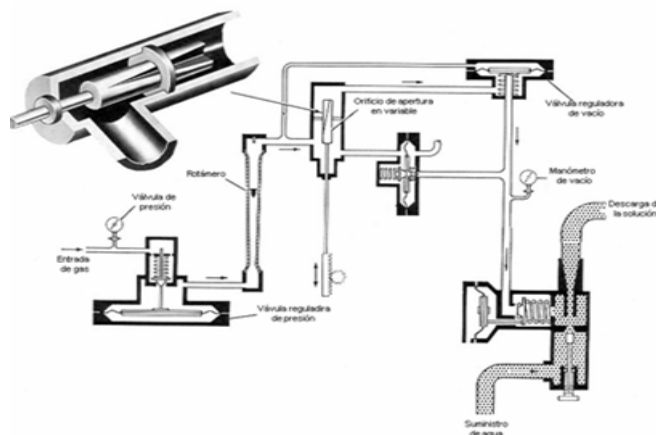


Figura 6.15 Diagrama de flujo de un clorador típico (Hammer, 1986)

6.5.4.1. Control

Los dosificadores de cloro pueden ser controlados en forma manual o automática, basándose en el flujo, el contenido de cloro residual o ambos. Un ajuste manual implica una tasa de dosificación constante y se usa donde tanto el flujo como la demanda de cloro son relativamente estables y se dispone de personal. Un control automático sirve para suministrar cloro a una dosis preestablecida para cualquier flujo. Esto se logra midiendo el flujo principal, y utilizando una señal que guía el dosificador.

El control automático emplea un analizador aguas abajo del punto de aplicación para regular la dosificación. Un sistema de este tipo se muestra en la Figura 6.16, que ajusta la dosis en función de la demanda y el caudal, para mantener un residual prefijado. Este es el sistema más efectivo para asegurar la calidad del agua.

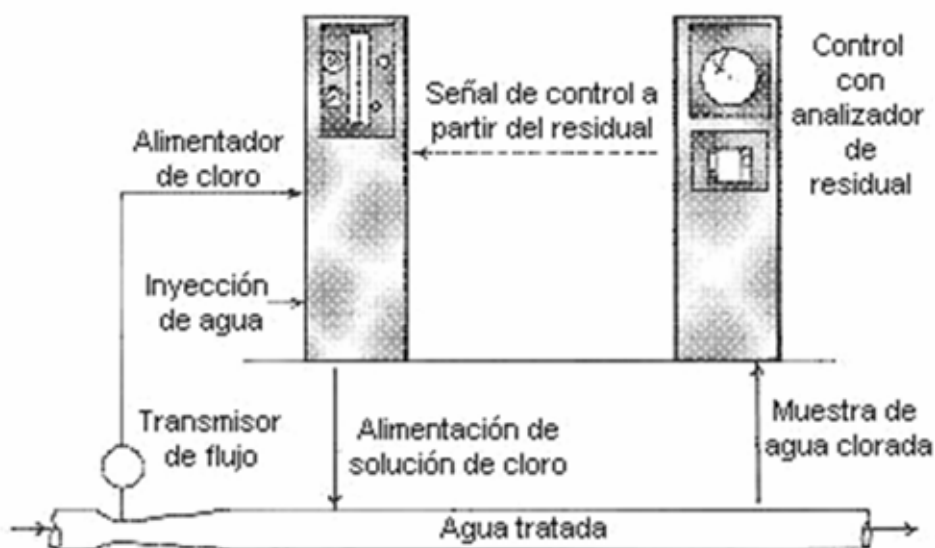


Figura 6.16 Dosificador y analizador de cloro (Hammer, 1986)

6.5.5. Impurezas del cloro

El cloro en forma gaseosa frecuentemente contiene cloroformo, tetracloruro de carbono y otros residuos que reaccionan con la materia orgánica para producir trihalometanos, cloraminas, haloacetónitritos, ácidos haloacéticos y halofenoles.

6.5.6. Control de trihalometanos

La cloración de aguas superficiales que contienen ácidos húmicos que provienen de fenómenos naturales como la descomposición de vegetales y animales, genera la formación de trihalometanos (THMs). Los más comunes son el cloroformo y el bromodiclorometano. Hay altas probabilidades de que estos compuestos sean carcinógenos en concentraciones por arriba de 0.1 mg/l.

Los trihalometanos se generan fácilmente cuando hay materia orgánica y se practica el punto de quiebre para eliminar nitrógeno, se efectúa el control de olor y sabor con cloro, o se opera para tener contenidos altos de cloro libre residual en el agua potabilizada. Para evitar su aparición se recomiendan las siguientes prácticas:

- a) Clorar sólo después de la coagulación-floculación y sedimentación
- b) Mejorar el proceso de clarificación
- c) Usar un desinfectante alternativo, que no sea halógeno
- d) Emplear dióxido de cloro en lugar de cloro
- e) Aplicar carbón activado, para absorber tanto los THMs como los compuestos húmicos (opción más costosa)

En caso de emplear un desinfectante alternativo como el ozono o la luz ultravioleta, se debe seguir añadiendo al final cloro para contar con la capacidad residual de desinfección que sólo este compuesto posee para proteger el agua durante su distribución.

6.5.7. Cloración de sistemas de distribución

6.5.7.1. Cloro Residual en la Red de Distribución

El consumo de cloro en el agua de una red de distribución se debe, por una parte, al consumo del cloro por la propia agua (sustancias presentes en ella y otras condiciones físicas) y por otra, al consumo que se produce en la interfase con las paredes de las conducciones; depende principalmente de la temperatura y del contenido en materias orgánicas disueltas

En la interfase con las paredes, el consumo de cloro se produce por la interacción con los productos de corrosión y por los depósitos y biomasa fijada en las paredes.

Las dos técnicas de cloración generalmente empleadas para la red de distribución son la cloración residual libre y la cloración residual combinada (más la primera que la segunda). Esta cloración debe ser suficiente para mantener la concentración de cloro residual libre de 0.2 a 1.5 estipulada en la normativa.

6.5.7.2. Sistemas nuevos

Las tuberías nuevas para conducción de agua potable deben ser probadas para verificar que funcionen a presión y también deben ser lavadas para remover impurezas y desinfectadas antes del inicio de operación. Para ello, existen tres métodos, uno continuo, otro por retardamiento y por último con tabletas. El primero consiste en hacer circular agua con cloro libre a 50 mg/l, por medio de inyección directa del clorador, por lo menos durante 24 horas. El líquido debe circular por todo el sistema, lo que incluye válvulas e hidrantes.

El método por retardamiento consiste en llenar el sistema de distribución con agua con 300 mg/l de cloro libre y dejarla por 3 horas, en diversos tramos de la tubería.

Este método es propio para sistemas de distribución de grandes diámetros donde no es posible aplicar la alimentación continua. Pero tiene la desventaja de que al no fluir el agua las impurezas no son arrastradas y purgadas del sistema.

El tercer método emplea tabletas de hipoclorito de calcio que son colocadas en diversos puntos de sistema que son llenados con agua lentamente para disolverlas. La solución resultante debe contener 50 mg/l de cloro y permanecer por 24 horas.

Al final de cualquiera de los métodos se debe enjuagar el sistema y realizar pruebas microbiológicas para verificar la limpieza.

Los tanques y cajas que forman parte del sistema de distribución de agua potable también deben ser desinfectados antes del inicio de su operación. Para ello se debe realizar una inspección física con el objetivo de retirar basura y aplicar cloro en una concentración de 50 mg/l durante 6 horas. Otra opción es aspersar en las paredes una solución de cloro a razón de 500 mg/l.

6.5.7.3. Reparaciones

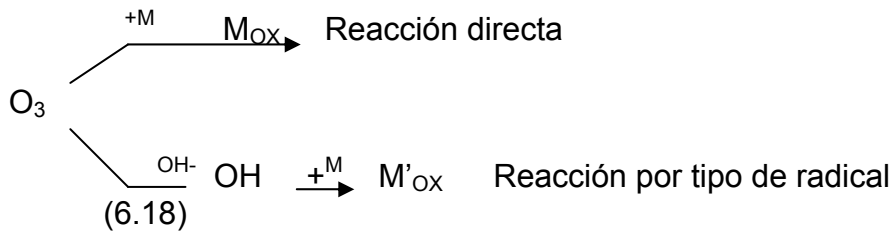
Cuando una línea de alimentación se rompe se procede a aislarla y se repara. Hecho esto, se desinfecta con una solución de hipoclorito al 5% y se enjuaga la tubería en los dos sentidos, con alguno de los métodos anteriormente descritos.

6.6. OZONIZACIÓN

El ozono es un gas fuertemente oxidante que reacciona con la mayoría de las moléculas orgánicas así como con muchas inorgánicas y se produce por la acción de un campo eléctrico sobre el oxígeno. El ozono es más reactivo que el cloro y sus reacciones son rápidas al inactivar microorganismos, oxidar hierro, manganeso, sulfuros y nitritos, mientras que oxida lentamente compuestos orgánicos como sustancias húmicas y fúlvicas, pesticidas y compuestos orgánicos volátiles. A diferencia del cloro, el ozono no reacciona con el agua para formar especies desinfectantes, sino que se descompone en oxígeno y radicales hidroxilos libres, teniendo una vida media en agua de aproximadamente 10 a 30 minutos, siendo menor a pH's mayores a 8 unidades, por lo cual debe ser generado *in situ*.

Generalmente el ozono se aplica junto con otro desinfectante debido al alto costo comparado con el cloro y en la mayoría de los casos se aplica con fines adicionales a la desinfección como son el control de olor, color y sabor, la oxidación de precursores de los trihalometanos y la desestabilización de coloides. Los únicos subproductos que se han identificado con la ozonización del agua son los aldehídos.

En solución acuosa, el ozono puede actuar en forma directa con el ozono molecular, con especies de radicales formados cuando el ozono es descompuesto en agua. Estas dos reacciones básicas se ilustran en el siguiente esquema



6.6.1. Sistemas de generación de ozono

Un sistema de ozonización consiste de la alimentación del aire u oxígeno, un suministro de electricidad, el generador de ozono, el reactor o contactor, y el destructor de ozono residual. Para controlar la tasa de producción de ozono se puede variar el voltaje o la frecuencia eléctrica. Cuando se emplea aire del ambiente para generar ozono, la concentración que se obtiene del mismo es de 1 a 3.5% en peso; en contraste, cuando se emplea oxígeno puro, la concentración obtenida es prácticamente el doble.

En la mayoría de las instalaciones, el ozono es producido eléctricamente del aire u oxígeno usando tubos ó platos dieléctricos, siendo lo más común el empleo de tubos horizontales.

6.6.2. Sistema de preparación de gas de alimentación

La preparación del gas de alimentación para la generación de ozono es extremadamente crítica porque es necesario un gas limpio y libre de humedad.

El aire debe ser secado para evitar la formación de ácido nítrico y aumentar la eficiencia del generador.

La calidad y la concentración de ozono producido dependen del secado del aire de alimentación, para la producción de ozono por la descarga eléctrica, los proveedores recomiendan que el aire sea secado al menos a $-60\text{ }^{\circ}\text{C}$ para aumentar la producción de ozono por lo que se requerirá de un higrómetro como elemento de control en cualquier sistema de preparación.

Para seleccionar el sistema de preparación del gas se debe considerar el método de contacto seleccionado, que normalmente cuenta con un refrigerante para llevar al gas a su punto de rocío y un secador maximizando así la producción de ozono.

Los sistemas de preparación típicos de aire incluyen compresor, enfriamiento de aire, secadores de aire y filtro de partículas.

6.6.3. Generación de ozono

El ozono puede ser generado por diversos métodos como son:

- Fotoquímico: Se basa en el principio de ionización del aire u oxígeno por medio de la luz ultravioleta. Se usa lámpara que emita una radiación con una longitud de onda menor a 200 nm. Este método es muy económico para el tratamiento de pequeñas cantidades de agua que no demanden gran cantidad de ozono. Pero consume gran cantidad de energía, y es severamente afectado en su eficiencia por la humedad y la durabilidad de la lámpara.
- Electrólisis del ácido sulfúrico: Es el método más antiguo. Es muy simple y atractivo para usar a pequeña escala. Emplea un bajo voltaje de corriente directa, no requiere gas de alimentación y el equipo es compacto. Sin embargo se desgasta muy rápido y necesita electrolitos especiales ó agua con baja conductividad.
- Corona de descarga: En este método se aplica alto voltaje entre dos electrodos utilizando un dieléctrico para distribuir la carga de alto voltaje a través del área de descarga. Es práctico y útil para grandes cantidades, sin embargo consume mucha energía. Este método consiste en hacer pasar una corriente de aire u oxígeno, libre de humedad, a través de una descarga eléctrica. Es el método más utilizado industrialmente para generar ozono.

6.6.4. Características del suministro eléctrico

El consumo de energía y la capacidad de generación de ozono son directamente proporcionales al voltaje y a la frecuencia (Tabla 6.4).

Tabla 6.4 Características de los generadores de ozono

Tipo de generador	Frecuencia (hz)	Voltaje (kv)
Baja frecuencia	60	10 a 20
Frecuencia media	700 a 800	8 a 14
Alta frecuencia	2000 a 3000	8 a 10

Fuente : Bryant, 1992

Generalmente el ozono se encuentra en concentraciones bajas en el gas acarreador por lo que para que el proceso resulte rentable se requiere diseñar una unidad que maximice su transferencia al agua. Las unidades de contacto varían en términos del tipo, condiciones de operación y funciones específicas del ozono en el punto de aplicación. Lo primordial es lograr la máxima transferencia en el menor tiempo posible por cuestiones económicas con eficiencia del orden del 90%.

En los procesos de oxidación es imprescindible un contacto inmediato del ozono con la solución por tratar debido a que este elemento es muy inestable.

El diseño de los sistemas de contacto para ozono es importante debido a que se desea aumentar lo más posible la eficiencia en la transferencia de ozono para reducir el costo del tratamiento.

6.6.5. Necesidad de un destructor de ozono

Debido a que las eficiencias de transferencia de los difusores de ozono son menores al 100 % el ozono remanente no puede ser descargado directamente a la atmósfera, sino que es necesario destruirlos.

Además el personal, equipo y estructuras, deben ser resistentes a la exposición a altas concentraciones de ozono. Es común que el gas de salida tenga de 0.2 a 0.5 g/m³ de ozono en condiciones normales de presión y temperatura. Esta concentración excede el valor permisible para un período de 8 h por día de trabajo que es de 0.0002g / m³ ó 0.1 ppm (Imeca 100).

6.6.6. Ventajas y desventajas de utilizar Ozono

El Ozono cuenta con las siguientes

Ventajas:

- El ozono es más eficaz que la utilización del cloro para la desinfección o destrucción de virus y bacterias.
- El proceso de ozonización utiliza un período corto de contacto (aproximadamente de 10 a 30 minutos).
- No existen residuos peligrosos que necesiten ser removidos después del proceso de ozonización porque el ozono se descompone rápidamente.
- El ozono es generado dentro de la planta, existiendo así muy pocos problemas de seguridad industrial asociados con el envío y el transporte.
- El proceso de ozonización eleva la concentración de oxígeno disuelto (O.D.) del efluente. El incremento O.D. puede eliminar la necesidad de reaireación y también puede incrementar el nivel de O.D. en la corriente de agua receptora.

Desventajas:

- La baja dosificación puede no desactivar efectivamente algunos virus, esporas o quistes.
- El proceso de ozonización es una tecnología más compleja que la cloración o la desinfección con luz ultravioleta, por lo cual se requieren equipos complicados y sistemas de contacto eficientes.
- El ozono es muy reactivo y corrosivo, requiere de materiales resistentes a la corrosión tales como el acero inoxidable.
- El proceso de ozonización no es económico para las aguas con altas concentraciones de sólidos suspendidos (SS), demanda bioquímica del oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno, o carbono orgánico total.
- El ozono es extremadamente irritante y posiblemente tóxico, así que los gases de escape que salen de la cámara de contacto deben ser destruidos para evitar que los trabajadores estén expuestos a ellos.

- El costo del tratamiento puede ser relativamente alto en cuanto a la inversión de capital y la demanda de energía eléctrica.

6.7. LUZ ULTRAVIOLETA

La desinfección del agua es una práctica muy antigua, la primera patente en Estados Unidos data de 1898. La mayoría de las plantas de potabilización a nivel mundial utilizan cloro como desinfectante por su simplicidad de aplicación y bajo costo. Sin embargo, tiene la desventaja de generar productos secundarios denominados organoclorados que se consideran carcinógenos. Como una alternativa existe la luz ultravioleta (UV), la cual sin generar subproductos es efectiva para inactivar organismos patógenos.

La desinfección con luz UV fue utilizada en agua de suministro a principios de 1900 pero se abandonó por sus altos costos de operación, los problemas de mantenimiento y la falta de disponibilidad de equipo. Sin embargo, la razón más importante fue que la cloración resultó ser más eficiente y rentable (Rajeshwar e Ibañez, 1997). Paradójicamente, hoy en día, la desinfección con luz UV es un proceso que está ganando terreno con respecto a la cloración debido a la estricta reglamentación de los organoclorados que esta última produce. En los últimos 20 años, el uso de la UV se ha incrementado incluso en plantas de tratamiento de aguas residuales. Comparada con la cloración, la luz UV desinfecta el agua residual sin la necesidad de almacenar o manejar reactivos químicos peligrosos y, por sus cortos tiempos de contacto (del orden de segundos o minutos), reduce el tamaño de los tanques de tratamiento y con ello el costo. Actualmente, se han construido o planeado gran número de sistemas de desinfección con luz UV y que por lo mencionado, han resultado ser económicos y competitivos con respecto a la cloración.

6.7.1. Características

La luz ultravioleta es una radiación electromagnética que está presente en el espectro natural de la radiación solar. Tiene una longitud de onda⁴ menor a la de la luz visible (400 nm) y mayor a la de los rayos X (100 nm). Mientras menor es la longitud de onda mayor es la energía contenida, por lo que, la radiación ultravioleta tiene una energía inferior a la de los rayos X pero mayor que la de la luz visible (Trojan Engineering, 1994).

De acuerdo a la longitud de onda existen diferentes tipos de luz ultravioleta entre las que están: la radiación de región UV-A (315 a 400 nm) es usada para las lámparas de bronceado. La UV-B (280 a 315 nm) y UV-C (200 a 280 nm) son las que contienen las longitudes de onda más efectivas para la acción germicida y ha sido demostrado que la longitud de onda óptima utilizada como desinfectante es de 254 nm (Trojan Engineering, 1994).

⁴ Las Unidades estándar para longitud de onda es el nanómetro (nm). $1\text{nm}=10^{-9}\text{m}$.

6.7.2. Efecto en los microorganismos y modo de acción

La radiación de luz ultravioleta penetra la pared celular de los organismos y es absorbida por el ADN y el ARN alternando su composición, lo cual impide la reproducción o produce directamente la muerte de la célula por medio de la formación de dobles enlaces entre sus nucleótidos (Metcalf y Eddy, 1996).

6.7.3. Prueba de tratabilidad

Estas pruebas se realizan con el objeto de ayudar a predecir los mejores tiempos de exposición que produzcan la inactivación de los microorganismos de interés hasta los niveles deseables.

Se realizan con un equipo de luz colimada (Figura No. 6.17). El equipo consta de una lámpara de mercurio de baja presión que está suspendida en forma horizontal sobre la muestra a ser irradiada. Es importante que la muestra se agite apropiadamente durante y después de la exposición. La intensidad de luz que es irradiada (2.5×10^{-4} mW/cm²) es medida con un radiómetro y el tiempo de exposición con un cronómetro. La intensidad promedio irradiada a la muestra es calculada a partir de la intensidad irradiada ajustada con la absorbancia de la luz UV a 254 nm usando la ley de Beer-Lambert. La dosis es el producto de la intensidad promedio y el tiempo de exposición, el cual es controlado.

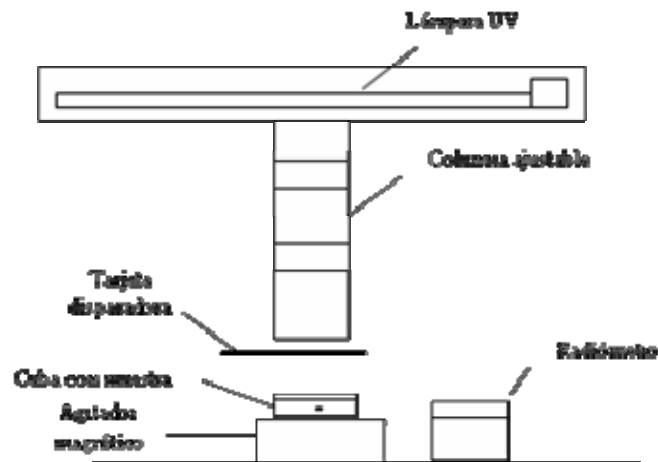


Figura 6.17 Esquema típico de un equipo de luz colimada

La cuantificación de los microorganismos de interés se realiza inmediatamente después de cada exposición para prevenir la reparación en la luz u oscuridad y su concentración es graficada en función de las dosis aplicadas.

Es importante determinar parámetros como transmitancia de luz UV a 254 nm, concentración de sólidos suspendidos totales (SST) y distribución del tamaño de partícula (DTP), para correlacionarlos con los resultados de la inactivación.

6.7.4. Reactivación

Bajo algunas condiciones, el daño fotoquímico causado por la luz UV a los microorganismos puede ser reparado, permitiendo que los microorganismos inactivados puedan ser viables después del proceso de desinfección. Existen dos mecanismos de reparación que tienen gran importancia en la desinfección con luz UV:

- Fotorreactivación
- Reparación en la oscuridad

El proceso más sencillo es la fotorreactivación, la cual se realiza en presencia de luz con longitudes de onda entre 310 y 480 nm (Shaban et al., 1997). Este proceso no se produce, en consecuencia, en líneas de distribución cerradas o en receptores profundos de agua (Cairns, 1991). La importancia de la fotorreactivación depende de tres factores:

- La dosis inicial de radiación UV para la inactivación
- La dosis de la radiación fotorreactivante
- El tipo de microorganismo

La reparación en la oscuridad, el otro mecanismo de reparación, implica el reconocimiento de la doble ligadura en la cadena del ADN y su eliminación. Pero es menos probable que ocurra.

Desde el punto de vista operacional, la existencia de los mecanismos de reparación inducen a aumentar la dosis requerida para que no se lleven a cabo, lo que implica también la introducción de más equipo. Lindenauer y Darby (1994) señalan que el efecto de la reactivación es insignificante para dosis entre 60 a 80 mW s/cm² (WEF, 1996). Los ingenieros que diseñan y operan los sistemas de desinfección deben de tomar en cuenta estos aspectos.

6.7.5. Interferencias

El éxito de la desinfección con luz UV depende de las características del agua en particular de la transmitancia, el contenido de sólidos disueltos y la turbiedad.

6.7.5.1. Efecto de las sustancias que absorben la luz

Debido a que la luz UV debe ser absorbida por los microorganismos para que los inactive, cualquier cosa que evite su contacto afecta el grado de desinfección. La capacidad que tiene el agua para transmitir la luz UV determinará si es conveniente o no la desinfección con luz UV.

6.7.5.2. Transmitancia

La transmitancia se define como la capacidad que tiene el agua para dejar pasar la luz, en este caso la UV, a través de ella. Es leída a una longitud de onda de 254 nm y se expresa como un porcentaje de la transmitancia que presenta el agua desionizada (establecida como 100%). Los valores de transmitancia dependen del tipo de proceso de potabilización y del origen del agua. Para el caso del agua potable, los valores más frecuentes son de 75 a 95 %, pudiendo disminuir debido a la presencia de partículas suspendidas y de ciertos compuestos orgánicos e inorgánicos (Sakamoto, 1996).

Debido a que la dosis es el producto de la intensidad por el tiempo de exposición, una intensidad menor provocada por la falta de transmitancia puede ser compensada extendiendo el tiempo de retención pero, en ese caso, se requiere mayor espacio y más equipo de radiación.

6.7.5.3. Sustancias disueltas

Las sustancias disueltas tanto orgánicas como inorgánicas afectan también la absorción de la luz UV. Las principales sustancias orgánicas son algunos pigmentos de algas, ácidos fúlvicos y húmicos, compuestos fenólicos y triptona (Gehr, 1996).

Sustancias inorgánicas tal como el hierro, calcio, magnesio y manganeso afectan el equipo de luz UV. Estos compuestos precipitan y se depositan en las camisas de cuarzo de las lámparas, impidiendo de esta manera que la luz UV penetre en el agua. Un límite máximo de hierro y magnesio de 0.3 mg/l ha sido propuesto para sistemas de desinfección con luz UV (Toft et al., 1988).

Así también, los procesos que utilizan altas concentraciones de cloruro férrico para mejorar la remoción de sólidos, producen generalmente bajas transmitancias. Esto es debido a la presencia de hierro disuelto que absorbe la luz (Toft et al., 1988).

Otra de las desventajas que presenta el uso del hierro es que su acumulación en los sólidos resulta en una capa protectora para las bacterias que están inmersas en las partículas. Los tratamientos con alumina producen mayores transmitancias y su asociación con las partículas no inhibe la penetración de la luz (Toft et al., 1988).

6.7.5.4. Efecto de las partículas

La materia suspendida en el agua puede afectar la desinfección de dos maneras

- La materia coloidal puede absorber la luz
- La materia coloidal puede reflejar la luz

Evitando de esta manera que la luz penetre totalmente los microorganismos (Figura 6.18). Este efecto no es privativo de la desinfección con luz UV, pues también atañe a la desinfección con cloro u ozono. Se reduce al desinfectar agua que ha sido previamente filtrada.

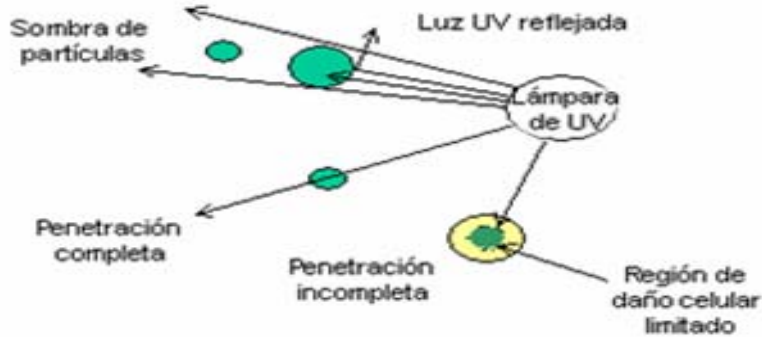


Figura 6.18 Efecto de las partículas en la radiación de luz UV

6.7.6. Dosis del desinfectante

En toda desinfección, el grado del efecto germicida depende de la dosis del agente desinfectante. En este caso, la dosis de la luz UV se define como el producto de la intensidad de la luz por el tiempo de exposición.

$$D = I \times t \quad (6.26)$$

donde:

D : Dosis de luz UV, mW s/cm^2

I : Intensidad promedio de la energía UV, mW/cm^2

t : Tiempo de exposición, s

Los factores que afectan la dosis están relacionados con la velocidad del flujo, el tiempo de retención y la intensidad de la luz. Esta última depende tanto de las condiciones del equipo UV como de la calidad del agua (Tabla 6.5).

Tabla 6.5 Factores que afectan la dosis de luz UV

Factores que afectan:	
Intensidad	Tiempo de retención
Calidad del Agua <ul style="list-style-type: none"> • Transmisión UV • Nivel de orgánicos disueltos • Sólidos suspendidos • Dureza total 	Caudal
	Diseño del reactor
	Disponibilidad del terreno
Condición de la lámpara <ul style="list-style-type: none"> • Limpieza de la camisa • Envejecimiento 	
Proceso de potabilización	

Los microorganismos responden de diferente manera a la luz UV debido a la diferencia en su estructura física. El requerimiento de la dosis parece aumentar con el tamaño de la célula así como con la cantidad de ADN y ARN. La mayoría de las bacterias y virus requieren dosis relativamente bajas para su inactivación. Por ejemplo, los quistes de protozoarios son de 10 a 15 veces más resistentes que E. Coli y las bacterias gram negativas son más sensibles que las gram positivas y que las esporas en general (Trojan Technologies Inc, 1996). La Tabla 6.6 muestra las diferentes dosis requeridas para una variedad de microorganismos.

Tabla 6.6 Comparación de la sensibilidad de diferentes microorganismos a la desinfección con luz UV

Microorganismo	Dosis (mW s/cm ²) para la reducción de un 90% en la cuenta
Bacterias	
Bacillus anthracis Gram +	4.5
Bacillus subtilis (esporas) Gram +	12
Corynebacterium diphtheriae Gram +	3.4
Escherichia coli Gram -	3.2
Mycobacterium tuberculosis Gram +	6.0
Pseudomona aeruginosa Gram -	5.5
Salmonella enteritidis Gram -	4.0
Salmonella typhi Gram -	2.1
Shigella dysenteriae Gram -	2.2
Staphilococcus aureus Gram +	5.0
Streptococcus faecalis Gram +	4.4

Tabla 7.6 Comparación de la sensibilidad de diferentes microorganismos a la desinfección con luz UV Continuacion

Microorganismo	Dosis (mW s/cm²) para la reducción de un 90% en la cuenta
Virus	
Bacteriofago F	6.9
Virus de la influenza	3.6
Poliovirus	9.5
Rotavirus	11.3
Protozoarios	
Giardia lamblia	82
Crytosporidium parvum	80

Fuente: Cairns, 1991

6.7.7. Principio de funcionamiento

Todas las lámparas germicidas se basan en el mismo principio de funcionamiento: la radiación ultravioleta es generada por el paso de una descarga eléctrica a través de vapor de mercurio ionizado mezclado con un gas noble. Debido a que los gases a presión atmosférica no son buenos conductores de electricidad se requiere un aparato especial llamado tubo de gas de descarga o lámpara germicida para presurizar. Este tubo es de vidrio y tiene dos electrodos sellados a sus paredes. Generalmente, estos tubos son instalados dentro de camisas de cuarzo para protegerlas de los efectos del agua.

El arco en una lámpara fluorescente comúnmente empleada para iluminación opera con el mismo principio y de hecho, también produce energía UV. La diferencia entre éstas y las de desinfección es que el bulbo de la lámpara fluorescente está cubierto con un compuesto de fósforo el cual convierte la luz UV en luz visible Figura 6.19 (Cheremisinoff y Cheremisinoff, 1993)

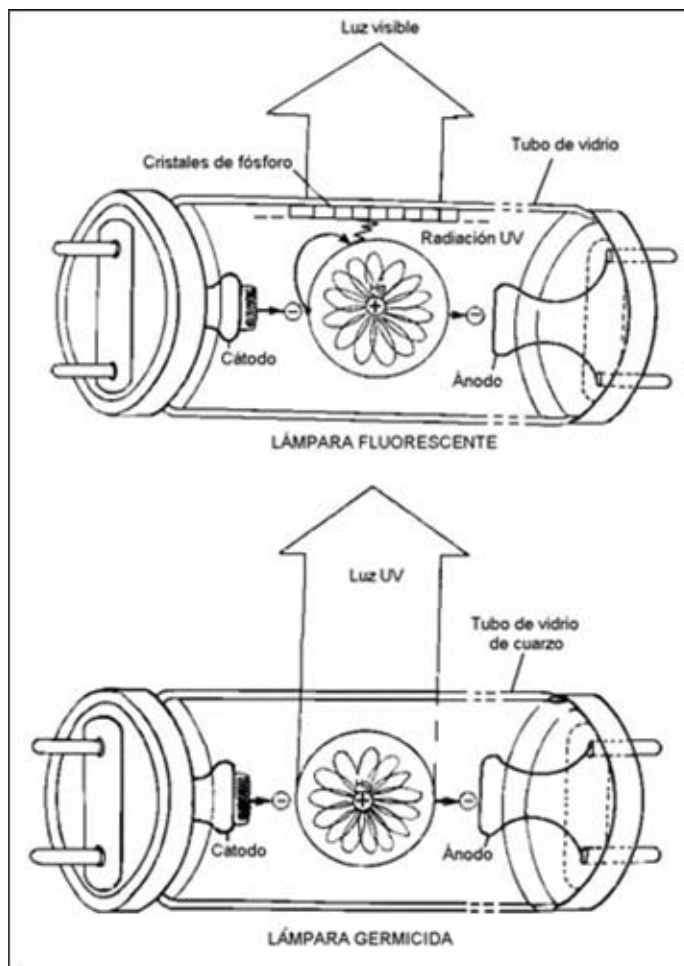


Figura 6.19 Comparación entre una lámpara fluorescente y una germicida (Toft et al., 1988)

Existen diversas marcas y tecnologías en el mercado de lámparas UV, cuya comparación es difícil, lo que obliga a establecer claramente los requisitos de equipos y procesos dentro de las bases de licitación para permitir que determinado organismo operador pueda compararlos de manera clara y elegir el equipo que le permita lograr los niveles de desinfección requeridos a un precio razonable.

6.8. AIREACIÓN, SEDIMENTACIÓN Y FILTRACIÓN

El método más simple para remover Fe y Mn es la aireación. Un aireador común consiste de una serie de charolas en las cuales el agua es distribuida por la parte superior para percolar a través de ellas. Con frecuencia, contienen coque o piedras que sirven de soporte a una cubierta oxidante que acelera la reacción:



Teóricamente, 1 mg de oxígeno oxida 7 mg Fe^{2+} y 3,4 mg de Mn^{2+} .

El manganeso se oxida muy lentamente y no es eficiente a pH menores de 9.5. Por lo general, toma 1 hora oxidar manganeso a pH 9.5.

El manganeso no es tan fácilmente oxidado como el hierro y por lo regular requiere de un pH de 8,5 y la adición de cal o sosa. Sin embargo, la reacción es complicada y el Mn remanente interfiere con la determinación de la demanda de cloro, al final del tratamiento del agua, pero además ataca el mecanismo de alimentación de la solución del cloro, tapona la unidad, y forma depósitos en la tubería interna de la planta, por lo que la aireación no es muy apreciada por los organismos operadores para remover Mn.

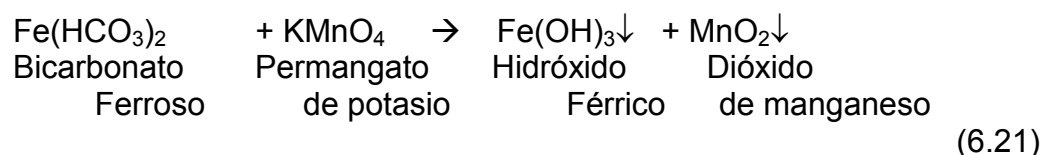
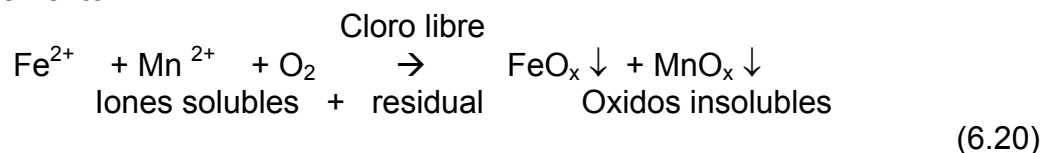
Las ligaduras orgánicas del hierro no son oxidadas por medio de la aireación. Para completar el proceso de oxidación se requieren 15 min, un pH mayor de 7.5, de preferencia 8.

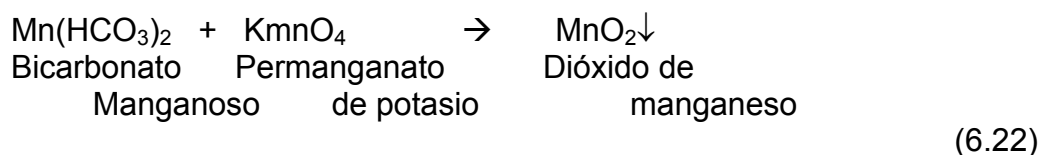
La floculación con sulfato de aluminio y sedimentación son requeridas después de la aireación para remover los flóculos. Estos procesos son seguidos de la filtración, en especial en casos donde la concentración de hierro en el agua es mayor de 5 mg/l.

6.9. AIREACIÓN, OXIDACIÓN QUÍMICA, SEDIMENTACIÓN Y FILTRACIÓN

Este es el proceso más común para eliminar Fe y Mn sin ablandar el agua. El primer paso consiste en introducir aire por difusión para meter el oxígeno e iniciar la oxidación. Posteriormente, la oxidación del Fe y Mn es completada con cloro o permanganato de potasio. Cuando se emplea cloro, se opera para mantener un residual a todo lo largo del proceso. La cantidad específica de cada reactivo depende del contenido de Fe y Mn, el pH, las condiciones de mezclado y la matriz del agua. Los efectos de todos estos factores deben ser determinados a partir de pruebas de tratabilidad y se usan los equipos para desinfección.

En cuanto al permanganato de potasio, éste es un cristal violeta oscuro disponible con una pureza comercial del 97 al 99%. Teóricamente, 1 mg/l oxida 1.06 mg/l de Fe ó 0.52 de Mn. En la práctica la cantidad requerida es menor a la teórica y la reacción es relativamente independiente del pH. A continuación se presentan las reacciones para cada elemento:





Para complementar con éxito el proceso independientemente de que se use cloro o permanganato es indispensable una buena filtración debido a que los metales oxidados forman precipitados ligeros y difíciles de separar por sedimentación. El hierro y el manganeso recubren el medio filtrante de forma que se disminuyen el tamaño de los poros y se incrementa la eficiencia del proceso. De hecho, mientras no ocurre este recubrimiento el manganeso escapa de la filtración.

6.10. FILTRACIÓN EN ZEOLITAS

Las zeolitas son medios porosos altamente cristalinos constituidos de poros de dimensiones moleculares. El término "zeolita" fue utilizado inicialmente para designar a una familia de minerales naturales que presentaban como propiedades particulares el intercambio de iones y la desorción reversible de agua. Esta última propiedad dio origen al nombre genérico de zeolita.

Como una forma de intercambio iónico se utiliza la filtración en zeolitas de manganeso o glauconita que se conoce como "arena verde". Es un material natural recubierto con dióxido de manganeso que remueve tanto Fe como Mn solubles y que se regenera con permanganato de potasio. Un esquema del proceso continuo se muestra en la Figura 6.20.

Se alimenta permanganato de potasio al influente de un filtro a presión de manera continua. El oxidante actúa sobre el hierro y manganeso solubles y también regenera el medio continuamente. El filtro contiene un medio doble de antracita y zeolita. El hierro y el manganeso son oxidados por el permanganato y removidos en la capa superior y lo que logra escapar de este proceso es capturado por la capa inferior que contiene la zeolita. Si se aplica una cantidad mayor de permanganato a lo requerido para la oxidación, sirve para regenerar la zeolita. Cuando el filtro se tapona es retrolavado como ocurre en la mayor parte de procesos de filtración.

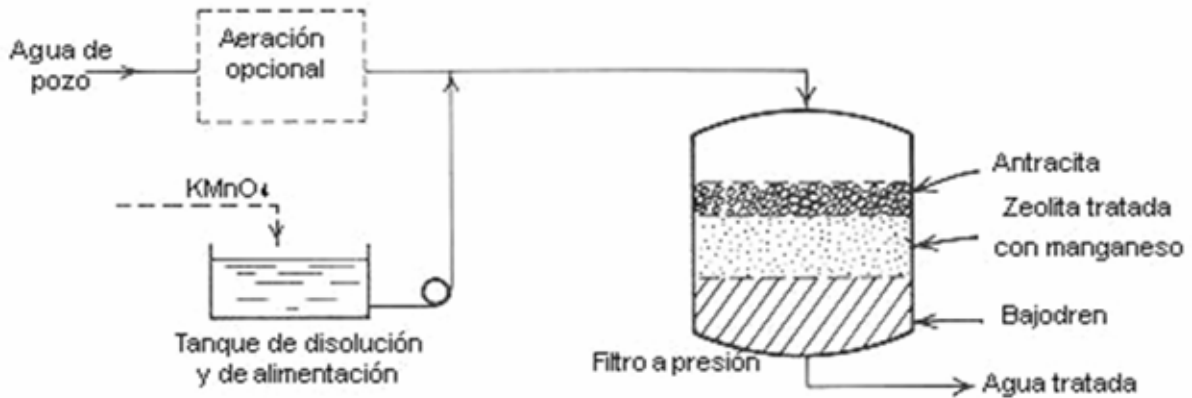


Figura 6.20 Filtro de zeolitas a presión (Hammer, 1986)

Es muy importante que se aplique la dosis adecuada de permanganato de potasio, pues un exceso puede dar una coloración rosa al efluente y también presentar manganeso.

La tasa de filtración varía entre 7 y 10 m/h. El proceso se limita a agua que contenga un valor máximo de 1 mg/l de manganeso. Sin embargo, se han reportado zeolitas con la capacidad de remover 1.5 mg/l de hierro y 2.9 mg/l de manganeso.

6.11. INTERCAMBIO IÓNICO

El intercambio iónico es un proceso químico que consiste en la remoción de los iones indeseables de una agua cruda transfiriéndolos a un material sólido llamado intercambiador iónico, que los acepta y cede un número equivalente de iones de una especie deseable, que se encuentran almacenados en el esqueleto del intercambiador de iones.

Los intercambiadores iónicos son usados para la separación de sales (cationes y aniones) del agua, las aplicaciones en la potabilización del agua son:

- Ablandamiento - separación de iones de calcio (Ca) y magnesio (Mg)
- Desmineralización - separación de parte de todos los iones del agua
- Separación del NH_4^+ del agua
- Cambiador de ión-catión para la separación de metales pesados

Los intercambiadores iónicos son sustancias granuladas insolubles las cuales tienen en su estructura molecular radicales ácidos o básicos que pueden ser intercambiados. Los iones positivos o negativos fijados en estos radicales serán reemplazados por iones del mismo signo en solución en el líquido en contacto con ellos.

Las sustancias de intercambiadores de iones son casi exclusivamente resinas. Hay dos categorías de resinas: las resinas del tipo gel y las de tipo macroporos. Sus estructuras básicas son prácticamente la misma. La diferencia entre ellas reposa en sus porosidades.

- Resinas tipo gel tienen una porosidad natural limitada entre las distancias intermoleculares; esta es una estructura tipo microporo.
- Resinas tipo macroporos tienen una porosidad artificial adicional la cual es obtenida por la adición de sustancias diseñadas para esta proposición.

Cuando el agua contiene menos de 0.5 mg/l de hierro y manganeso se usa una unidad catiónica o catión-hidrógeno con la ventaja adicional de que remueve dureza. En este caso no debe haber oxígeno disuelto en el agua ya que daña la resina y tapona el lecho de intercambio. Por lo general, el proceso se lleva a cabo mediante zeolitas.

6.12. OSMOSIS INVERSA

Forma parte de las tecnologías de membrana junto con la nanofiltración, ultrafiltración y la microfiltración, La membrana funciona como una pared de separación selectiva. Ciertas sustancias pueden atravesar la membrana, mientras que otras quedan atrapadas en ella.

La osmosis es un fenómeno físico-químico que tiene lugar cuando dos soluciones acuosas de diferente concentración entran en contacto a través de una membrana semipermeable. Esta membrana permite sólo el paso del agua. Así, el agua tiende a atravesar la membrana en el sentido de menor a mayor concentración, para igualar ambas. La presión que hace que este fenómeno tenga lugar es la presión osmótica.

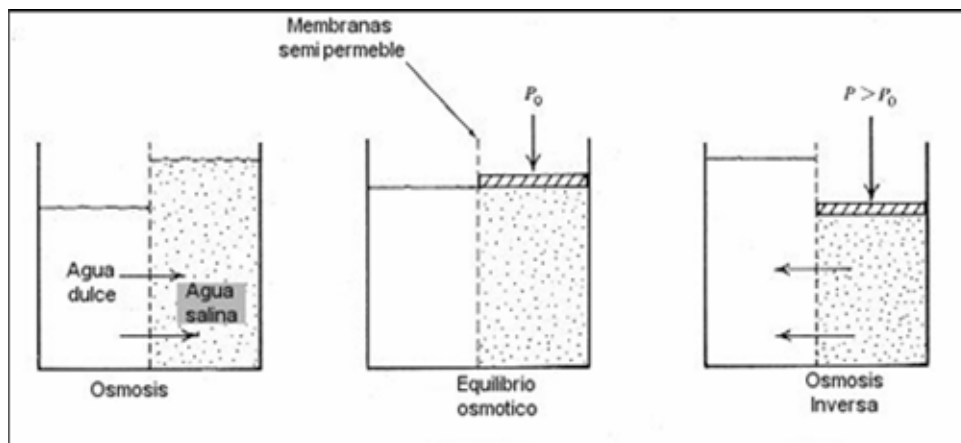


Figura 6.21 Ilustración del principio de ósmosis inversa (Hammer, 1986)

La ósmosis inversa (OI) es el paso forzado de agua a través una membrana en contra de la presión osmótica natural con el objeto de separar iones. Este proceso se ilustra en la Figura 6.21, donde una delgada capa de acetato de celulosa (0.1 a 0.15

mm) separa dos soluciones. El agua del lado de la baja concentración de sales fluye a través de la membrana hacia la solución de alta concentración para tratar de igualar el contenido. Si se aplica una presión en el sentido contrario, el agua invierte el sentido natural del flujo. Esta presión es la osmótica y para el agua de mar tiene un valor aproximado de 2.4 MPa. Los equipos de ósmosis inversa operan entre 2,4 a 10 MPa con un intervalo típico de 4.1 a 5.5 MPa. La tasa de transferencia de agua depende básicamente de la concentración, las características de la membrana y la presión aplicada.

La ósmosis inversa retiene especies tan pequeñas como de 0.0001 μm , que están en el intervalo de tamaños iónicos o moleculares. Aunque las especies orgánicas de bajo peso molecular, tales como, alcoholes, azúcares, ácidos y a veces tintes, son también usadas para catalogar membranas de ósmosis inversa, éstas son evaluadas normalmente contra soluciones de cloruro de sodio y sulfato de magnesio. Dentro de sus ventajas más relevantes destacan:

- La operación continua y el poco espacio para sus instalaciones
- Su diseño modular

6.12.1. Diseño

El diseño de sistemas de ósmosis inversa toma en cuenta:

- Las características del agua de alimentación (sólidos disueltos y suspendidos, temperatura, pH, viscosidad, presión osmótica, etc.),
- Los requerimientos de pretratamiento (filtración o neutralización),
- Las características de las membranas (materiales, requerimientos de limpieza, presión aplicada, velocidad del fluido, etc.) y
- La integración con otros procesos.

6.12.1.1. Calidad del agua de alimentación

La calidad de agua de alimentación determina la incrustación, el ensuciamiento, y la degradación de las membranas. Las dos primeras resultan en el decremento de la productividad del sistema, incrementa la caída de presión y disminuye la pureza del permeado.

Las incrustaciones ocurren cuando se forman especies que exceden la concentración de saturación. Típicamente incluyen carbonato de calcio, sulfato de bario, sulfato de estroncio y sílica reactiva las cuales a causa de su baja solubilidad son muy difíciles, pero no imposibles, de removerlas de las membranas. Algunas incrustaciones disminuyen, además, la eficiencia de los antiincrustantes e incrementan la velocidad de formación de depósitos adicionales.

El Índice de Saturación de Langelier (ISL) es usado en aguas con sólidos disueltos totales < 5 000 mg/l para determinar el potencial de formación de incrustaciones de carbonato de calcio. Cuando el ISL es menor a 1, el agua es aceptable, y cuando no

se usa un antiincrustante que debe ser evaluado en laboratorio en una prueba de tratabilidad. Conviene que el ISL sea menor a cero.

Cuando el agua contiene más de 5 000 mg/l se utiliza la dureza y el Índice de Saturación Davis (ISD). Se utiliza antiincrustante para ISD menor a 0.5, y éste debe ser menor a cero.

El bario y el estroncio se encuentran en la lista debido a sus bajas solubilidades relativas y por la dificultad de removerles en su forma de sulfato. Como ejemplo, el sulfato de bario se precipita a concentraciones por abajo de 0.005 mg/l. La solubilidad de la sílica es función de la temperatura y el pH.

También, hay obstrucciones por el crecimiento de microorganismos. Afortunadamente, las membranas son resistentes al ataque bacteriano. Para evitar este tipo de taponamiento se añade periódicamente cloro para algunos tipos de membranas (las más modernas).

6.12.2. Prueba de tratabilidad

El ensuciamiento es el resultado de la deposición de sólidos suspendidos, microorganismos y material orgánico, particularmente de cadena larga. Los sólidos y los compuestos orgánicos generalmente son filtrados en los primeros módulos, por lo que sólo ensucian las primeras etapas. En cambio, si el crecimiento microbiológico no es controlado se puede extender y ensuciar todo el sistema. Una vez formada una biopelícula se atraen sólidos adicionales, y se acelera el problema de ensuciamiento.

En adición a lo anterior, algunos metales como el hierro, ensucian las membranas de ósmosis inversa cuando se oxidan dentro de los módulos, esto ocurre cuando el pH y la concentración de oxígeno disuelto son compatibles.

La frecuencia de la limpieza, el pretratamiento, las condiciones de operación, el costo y el rendimiento están afectados por el ensuciamiento de las membranas. El Índice de Densidad Salina (IDS), el Índice de Ensuciamiento Modificado (IEM) y el Mini Índice del Factor de Cegado (MIFC) son los más comunes para evaluar el ensuciamiento. Todos ellos pueden ser determinados en el laboratorio y sirven como guía para seleccionar una membrana.

Estos índices se determinan a partir de pruebas simples y son similares a los coeficientes de transferencia de masa utilizados en la producción de agua potable con membranas. El agua se pasa a través de un filtro Milipore de 0.45 μm con un diámetro interno de 47 mm a una presión de 30 psi para determinar cualquiera de los índices. El tiempo requerido para completar la colección de datos varía de 15 minutos a 2 horas, dependiendo de la naturaleza del ensuciamiento. Aunque los datos son similares para cada índice, hay diferencias significativas entre ellos.

El índice de densidad salina (IDS) es un indicador general del potencial de ensuciamiento con sólidos suspendidos y es el más utilizado. Su ecuación es

$$IDS = \frac{100 \left(\frac{t_i}{t_f} \right)}{t} \quad (6.31)$$

donde:

t_i : Tiempo para colectar la muestra inicial de 500 mL, en min

t_f : Tiempo para colectar la muestra final de 500 mL, en min

t : Tiempo total de la prueba, en min

El aparato de pruebas Milipore se usa para determinar tres intervalos de tiempo. Los primeros dos son los tiempos para colectar los 500 mL iniciales y 500 mL finales. El tercer intervalo es 5, 10 ó 15 minutos que es la duración total de las pruebas. El intervalo de 15 minutos se utiliza cuando el agua esté tan sucia que tapona el filtro antes de 15 minutos. El IDS es una medida estática de la resistencia, y es el menos sensible, no es dinámico y no refleja el comportamiento de un proceso de membrana.

La Tabla 6.7 muestra los lineamientos generales para minimizar el ensuciamiento de las membranas de ósmosis inversa.

Parámetro	Valor
IDS15	< 15 (algunas membranas requieren <4)
Turbidez	< 1*
Hierro**	< 0.05 mg/l
Manganeso	< 0.5 mg/l
Sulfuro de hidrógeno	< 0.1 mg/l
Orgánicos	< 10 mg/l COT

* Algunos fabricantes de membranas recomiendan que la turbiedad sea menor a 0.2 UTN

** A pH > 7 y 5 a 10 mg/l de Oxígeno disuelto (OD), a bajos pH y bajos niveles de oxígeno, pueden tolerarse niveles más altos de hierro

El IDS y la turbiedad están generalmente relacionados, a alta turbiedad el IDS es más alto y a muy baja turbiedad (< 0.2 UTN) el IDS no excede de 5.

El hierro y el manganeso están incluidos en la Tabla 6.7 como sólidos suspendidos pues aunque entran en forma soluble, se oxidan y depositan en la superficie de las membranas en forma de sólidos. La oxidación del metal cataliza, además, la oxidación de la membrana provocando daños irreversibles. Asimismo, el sulfuro de hidrógeno con facilidad se oxida a azufre coloidal, el cual reacciona casi instantáneamente con el cloro, precipita al pH típico del agua de alimentación y puede causar problemas serios e irreversibles. Particularmente, se pega y adhiere con facilidad a la superficie de la membrana. El oxígeno disuelto del agua precipita el azufre casi tan rápido como la exposición a cloro.

Finalmente, el contenido de orgánicos, medidos como carbón orgánico total (COT), debe ser mantenido al mínimo para prevenir el ensuciamiento con moléculas orgánicas y para minimizar el crecimiento de microorganismos.

6.12.3. Pretratamiento

El pretratamiento es específico para cada agua y proceso empleado y difiere de un lugar a otro. Los factores que son importantes cuando se contempla un pretratamiento son:

- Material de fabricación de las membranas (celulósicas asimétricas o membranas no celulósicas, de película fina o membranas compuestas amídicicas)
- Configuración del módulo (enrollado en espiral, fibra fina hueca o tubular)
- Calidad del agua de alimentación
- Taza de recuperación
- Calidad final del agua

Las técnicas que se pueden usar para reducir los sólidos suspendidos, compuestos orgánicos y microorganismos en el agua de alimentación incluyen procesos mecánicos o físicos, y tratamientos químicos. El pretratamiento más empleado consiste en filtros de cartucho de 25 mm, acidificación y la adición de un inhibidor de depósitos como lo es el hexametáfosfato de sodio.

6.12.3.1. Clarificación

La clarificación es una práctica estándar en la producción de agua potable en la que se emplea filtración y coagulación-floculación. En plantas grandes, la OI puede estar precedida de coagulación floculación, precipitación, filtración, sedimentación y ablandamiento

El tratamiento debe ser tal para que el IDS sea menor de 2 para minimizar la tasa de ensuciamiento coloidal. Las aguas superficiales tratadas por técnicas de clarificación convencional a menudo tienen IDS mayores. Por ello se emplean filtros de arena pero su afinado no es absoluto y el tamaño del grano es mayor de 0.5 mm y producen agua con IDS de 3 a 6. Además los filtros, son operados en base cíclica y para las membranas se requiere un influente de calidad constante y muy alta calidad. Para ello los filtros son empacados con materiales muy finos, como la tierra de diatomeas para reducir el valor de IDS desde 4 o 5 a menos de 2.

6.12.3.2. Oxidación y filtración en arena verde de manganeso

La filtración en arena verde de manganeso, medio filtrante (glaucionita apartado 7.11), sirve para remover hierro y manganeso solubles.

El método más común es conocido como de regeneración continua. Con éste, el hierro y el manganeso son removidos primero por oxidación del metal, y después por eliminación física del precipitado en un lecho filtrante. La oxidación es consumada por inyección de permanganato de potasio. Cuando la concentración de hierro es menor a 1 mg/l y no hay manganeso presente se puede también emplear cloro como oxidante. Concentraciones de hierro >15 mg/l son removidas con eficacia, pero valores de 3 mg/l requieren que la velocidad del fluido sea baja. Si las concentraciones de hierro son >1 mg/l el filtrado con arena verde de manganeso puede ser seguido por filtrado con filtros multimedia para darle un mayor pulimento al agua.

El riesgo de usar arena verde de manganeso como pretratamiento en ósmosis inversa son los oxidantes residuales que pueden degradar las membranas de película fina (composite) si no son previamente removidos.

Carbón activado

Los filtros de carbón activado son usados para reducir los compuestos orgánicos y remover el cloro, con eficiencias del 95% en el primer caso y 100% para el segundo. La carga orgánica aceptable es de 2.3 a 6.8 kg por 45.4 kg de carbón.

El carbón activado debe ser regenerado cuando su capacidad se agota. Para esto se utilizan ácidos, bases o solventes con éxito muy limitado. Otra desventaja de usar carbón activado como pretratamiento es que promueve el crecimiento de microorganismos. Los compuestos orgánicos al adsorberse sobre el carbón proveen nutrientes para ello.

6.12.3.3. Tratamiento del H₂S contenido en el agua de alimentación

Reducir el ácido sulfhídrico implica una combinación de severos métodos mecánicos y químicos que incluye oxidación seguida por coagulación o filtración, tratamiento con sulfito y una reclusión. La oxidación se requiere para precipitar el azufre y que pueda ser removido vía filtración. Para esto se usa una aireación seguida por cloración. El tiempo de contacto es el factor más importante y con 3 a 4 h se logran niveles de H₂S de 2 a 3 mg/l, por simple aireación. Tiempos de contacto menores pueden producir reducciones similares si se añade cloro hasta un residual cercano a 0.35 ppm. La cloración no sólo incrementa la cinética de precipitación, sino que también actúa como germicida para minimizar el crecimiento de bacterias de azufre.

La coagulación y filtración, como segundo paso, eliminan el azufre precipitado por oxidación. El sulfito se agrega, en tercer lugar al filtrado, para convertir el azufre coloidal remanente a polisulfuros y posteriormente, hasta tiosulfatos. Por último, el cloro se aplica para que con los sulfatos y los sulfitos residuales se conviertan en sulfuros.

6.12.3.4. Control de las incrustaciones

El control de incrustación es esencial. Existen tres métodos para ello: el de la sal limitante, el de adición de ácido para evitar el CaCO_3 y la adición de antiincrustante.

Sal limitante

Un proceso de difusión controlada por membrana concentra naturalmente las sales en el lado de la alimentación. Esta concentración continúa hasta que la sal precipita e incrusta la membrana reduciendo su productividad. La “sal limitante”, es decir, la que primero comienza a depositarse, se determina a partir de los productos de solubilidad de las sales potencialmente precipitables, la calidad del agua y la fuerza iónica. Comúnmente, el carbonato de calcio actúa como sal limitante como sulfato de calcio y se controla por adición de ácido sulfúrico.

Las constantes de equilibrio vienen en programas de computadora, suministrados por el fabricante de la membrana y sirven para estimar la dosis de antiincrustante requerida para una recuperación, calidad de agua y tipo de membrana específicas.

Adición de ácidos

El ISL sirve para decidir si se requiere o no un tratamiento contra el carbonato, este índice de saturación siempre se evalúa en el agua de rechazo. Para eliminar el carbonato se agrega ácido sulfúrico al agua de alimentación, y se convierten los iones carbonatos a bicarbonatos y ácido carbónico.

Las incrustaciones de carbonato de calcio, también se previenen utilizando ablandadores, como las resinas de intercambio de cationes (suavizadores). Estos ablandadores se usan cuando el pH de la corriente de rechazo es menor a 8.

Adición de antiincrustantes

Los antiincrustantes comercialmente disponibles se usan para controlar los iones metálicos de la alimentación por complejación. Cuando se presentan problemas por sulfato de calcio se usa hexametáfosfato de sodio. Generalmente se añade una concentración de 10 mg/l.

6.12.4. Equipo

Los componentes principales de una unidad de ósmosis inversa son la membrana, la estructura soporte, un contenedor, y una bomba de alta presión. Las unidades de ósmosis inversa (OI) viene con unidades de pretratamiento, bombas para suministrar la presión, postratamiento, tanques y mecanismos para limpiar y purgar el sistema y mecanismos para descartar la salmuera.

6.12.4.1. Estructura de soporte (configuración)

Comercialmente los cuatro sistemas de soporte de membranas (módulos) son: (1) tubular, (2) rollos en espiral, (3) fibra fina hueca, y (4) placa y marco. La primera requiere sitios considerablemente espaciosos y una inversión inicial elevada, la segunda (rollo en espiral) es la más exitosa para efluentes de aguas residuales domésticas y para la producción de agua potable. La fibra fina hueca y los rollos en espiral son los más comunes, con mucho, para la producción de agua potable. Por ello, éstas son las que a continuación se explican con mayor detalle.

a) Fibra hueca

La fibra hueca se usa extensamente para desalar agua marina en Medio Oriente. Du Pont desarrolló la tecnología y posee las primeras patentes. Los módulos de fibra hueca consisten en un recipiente a presión en cuyo interior hay un cartucho que contiene el conjunto de membranas. Los diámetros interior y exterior de la fibra hueca son de 41 y 90 μm , respectivamente. Un módulo contiene del orden de 650.000 fibras huecas de 1,18 m de largo y una superficie de 139 m^2 . El módulo se crea doblando un grupo de fibras huecas en U y fundiéndolo a una placa con resina epóxica por uno de los extremos. La alimentación fluye radialmente desde el centro del tubo de alimentación al canal de colección de salmuera, colocado en el exterior del elemento. La velocidad mayor se presenta a la entrada del módulo y la menor en la zona exterior del haz. La recuperación de una fibra hueca varía del 10 al 50% y normalmente es más elevada que la de un elemento de rollo en espiral.

En la zona de alimentación se produce el ensuciamiento por partículas mientras que al final de la fibra, cerca del colector de salmuera, es de tipo químico o coloidal. La configuración del elemento de las fibras huecas es físicamente inclinada y el ensuciamiento ocurre al atrapar partículas en el interior de las fibras. Los módulos de fibra hueca son muy difíciles de limpiar.

b) Elementos de rollo en espiral

Esta configuración es la más usada para producir agua potable. Sus elementos están fabricados a partir de membranas de hoja plana que envuelven un tubo central que colecta el perneado (Figura 6.22). El diseño de un elemento en rollo en espiral difiere según el fabricante; sin embargo, la descripción siguiente se aplica a los diseños de *Film Tec*, *Hydranautics*, *TriSep*, *Desal* y *Fluid System*.

Una envolvente de membranas es una membrana de hoja plana que ha sido colocada y enrollada sobre un separador de corriente y una capa permselectiva situada sobre un soporte rígido de textura porosa. La capa activa está en la parte exterior del rollo. La envolvente está pegada en tres bordes y en un extremo. El separador de permeado está completamente envuelto dentro del rollo. El final está pegado para detener el flujo y mantener la presión para que el permeado se dirija hacia el colector central. Un separador de la corriente de alimentación está adherido a cada envolvente por delante y pegado en la cabeza de la línea final del rollo. Varias

envolventes y separadores de corriente de alimentación están agregados y enrollados en espiral alrededor del tubo colector central. Se aplica una capa epoxi alrededor de la envoltura para sellar el elemento.

La alimentación entra a través del extremo abierto del elemento a través del canal creado por el separador de corriente de alimentación. Fluye por un camino paralelo al tubo colector central y atraviesa la capa activa de la membrana y de su soporte, por el interior del canal formado por los separadores de la corriente de permeado. El permeado sigue un camino en espiral hacia el tubo colector central y es llevado hacia afuera como agua producto. En la fibra hueca, la alimentación se va concentrando al pasar al elemento siguiente.

La recuperación en un elemento de rollo en espiral es del 5 al 15%. El caudal máximo de alimentación y concentrado en un elemento de 0.102 m es de 87.8 m³/día y 15.8 m³/día, respectivamente.

La configuración física del rollo en espiral es tal que el caudal en la zona de alimentación es de tipo turbulento, como resultado la membrana es más sensible a los agentes de limpieza. La mayor y menor velocidad se encuentran respectivamente a la entrada y a la salida del elemento. En la región laminar se produce un ensuciamiento químico o coloidal (cerca de la salida) y la de mayor turbulencia presenta un ensuciamiento por partículas. Las membranas de rollo en espiral mantienen una producción constante de agua, sin ensuciamiento, y se limpian más eficazmente que las membranas de fibra fina hueca.

6.12.4.2. Membranas de ósmosis inversa

Los materiales con los que se fabrican las membranas son esencialmente hidrofílicos, lo que significa que el agua es capaz de asociarse con ellas. No menos importantes en la lista de propiedades de las membranas de ósmosis inversa son las cualidades como la resistencia mecánica, la estabilidad química, la estabilidad térmica, así como la resistencia hidrofílica. La primera es muy importante ya que las membranas de ósmosis inversa trabajan a presión elevada y su compactación por las propiedades viscoelásticas de los materiales poliméricos es una razón para la pérdida irreversible del caudal. Otras consideraciones importantes son la buena selectividad y elevada productividad.

Las membranas de ósmosis inversa para agua de mar deben tener propiedades de retención de sal muy altas para producir agua de calidad potable en un solo paso. Deben reducir los sólidos disueltos totales de 35 000 mg/l del agua de mar a 1000 mg/l, por lo que la relación de recuperación debe ser superior al 99%. En consecuencia las membranas de desalación están expuestas a presiones de trabajo muy elevadas de 4.8 a 6.9 MPa (49 a 70 kg/cm² ó 0.7 kg/cm² por cada 1000 mg/l de SDT) Las presiones de trabajo son mucho menores cuando se alimenta de agua salobre.

Las membranas de desalación se agrupan en dos: las asimétricas (producidas por técnicas de inversión de fase húmeda) y las de capa delgada compuesta (producidas al llevar a cabo una reacción interfacial de cadena cerrada sobre la superficie de un soporte de membrana no desalante). Las membranas asimétricas tienen la gran ventaja de que sus materiales de fabricación pueden ser escogidos individualmente, y ciertas características químicas pueden ser diseñadas.

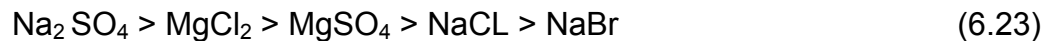
Las asimétricas de acetato de celulosa, se han usado desde el comienzo de la tecnología, en los sesenta y siguen comercializándose a pesar de sus limitaciones. Estas membranas toleran una exposición continua de cloro residual (0.1 a 0.5 mg/l a 25°C), lo que es importante en ciertas aplicaciones. Son, sin embargo, muy susceptibles a la hidrólisis, proceso que se acelera cuando se trabaja a pH de 4 a 6.5. El material tiene un umbral bajo de temperatura (< 30°C), principalmente debido a la hidrólisis y al flujo viscoelástico. El acetato de celulosa es también susceptible a la degradación biológica. El triacetato de celulosa y las mezclas acetato de celulosa/triacetato de celulosa son hidrolíticamente más estables y superan en rendimiento a las membranas homopoliméricas.

La compañía Du Pont probó muchos polímeros en busca de un material superior al acetato de celulosa. Su elección final recayó sobre una poliamida aromática y hoy en día sus membranas asimétricas de fibra hueca son de este material. Tienen excelentes propiedades de retención, pero el rendimiento de caudal es menor que el de los del acetato de celulosa, aunque operan en un intervalo más amplio de pH (de 4 a 9 pH en continuo) y son estables a la degradación bacteriana, aunque susceptibles a la oxidación. Esto ocurre con todas las membranas que contienen nitrógeno en forma de amidas, ($-NH-CO$). Las poliamidas son sensibles al cloro residual y, aunque la tasa a la que sucumben al ataque de cloro libre es función del pH, su rendimiento se deteriora gradualmente (a veces catastróficamente) según el grado de exposición. Las membranas de aramida también tienen limitaciones de temperatura, <40°C; y la compactación que sufren da como resultado un arrastre de contaminantes y pérdida de caudal.

Hay muchas membranas comerciales de película fina compuesta, de las cuales la más conocida es la FT30 de Film Tec. Estas membranas también son de amidas y como consecuencia son susceptibles al cloro. Pero por su método de fabricación contienen una barrera desaladora casi perfecta. Aunque la capa en la que se deposita la membrana durante la fabricación es esencialmente densa, la película es tan delgada (<1 μ m) que el rendimiento es muy elevado. Las membranas de capa fina tienen una buena integridad química y mecánica y pueden soportar altas presiones de trabajo y temperaturas (tan elevadas como los 50°C).

Como se mencionó, las membranas se clasifican principalmente por el tamaño de exclusión del soluto, que es a veces referido como tamaño del poro. Pero en el caso de membranas delgadas de composite esto es inadecuado, ya que en las aplicaciones para ósmosis inversa y nanofiltración no tienen poros: el soluto y el disolvente pasan a través de una película no porosa por difusión y no por convección.

En solución acuosa, los iones están rodeados por capas primarias y secundarias que se unen por fuerzas electrostáticas. A bajos niveles de concentración, la retención de especies químicas puede, en alguna medida, estar relacionada con su entalpía de hidratación. A mayor entalpía de hidratación, mayor diámetro hidratado y mayor retención de especies. A altos niveles de concentración salina, sin embargo (por ejemplo, > 1mol/l), el diámetro de hidratación decrece, y las capas secundarias están adheridas con menos fuerza, los iones están rodeados sólo por capas primarias y el paso de sal aumenta. Normalmente una membrana de ósmosis inversa haría la siguiente distinción en la retención de iones a bajas concentraciones:



La distinción entre la ósmosis inversa y nanofiltración se apoya en el hecho de que una membrana de nanofiltración con retención del 50% de NaCl retendrá además el 90% de MgSO₄, mientras que en el caso de ósmosis inversa dicha retención sería más grande.

Rautenbach (1989) da las siguientes líneas para definir la selectividad de membranas de ósmosis inversa:

- Los iones polivalentes son retenidos en mayor medida que los monovalentes
- Los gases disueltos polares permean bien
- El pH tiene un marcado efecto sobre la retención de ácidos inorgánicos débiles (ácido bórico) y ácidos orgánicos
- En una serie homóloga, la retención aumenta con el peso molecular
- La retención de isómeros aumenta con la ramificación; esto es, terciaria > iso > secundaria > primaria
- Los componentes con masa molecular > 100 u* son retenidos sin relación con la carga

*Unidad de masa atómica

Casi todos los solutos del agua potable se clasifican en tres tamaños: uno iónico desde 0.0001 a 0.01 μm, uno macromolecular desde 0.01 a 1 μm y otro de partícula fina desde 1 a 100 μm. Estas divisiones no son exactas pero son útiles para relacionar aplicaciones de las membranas.

6.12.4.3. Bombas

Las bombas en ósmosis inversa normalmente son centrífugas y se construyen con materiales anticorrosivos (no metálicos o aleaciones como acero inoxidable). El intervalo de la presión de trabajo varía con los sólidos disueltos totales del agua de alimentación. Las bombas de baja presión pueden trabajar a presiones hasta de 8,3 MPa (84.4 kg/cm²). A causa de la necesidad intensiva de energía, las bombas son multietapa o de muy alta frecuencia, con velocidades elevadas de rodete. En las aplicaciones para agua de mar se usan bombas de desplazamiento positivo.

6.12.4.4. Controles

Las plantas de ósmosis inversa y nanofiltración son operadas con un control basado en el monitoreo del caudal, la presión, la conductividad, la temperatura, el pH, el nivel del líquido, análisis químicos específicos y tiempo de operación. Los comentarios hechos aquí sólo conciernen a los dispositivos de pretratamiento y membranas.

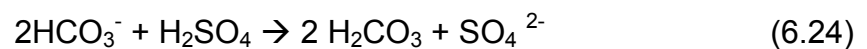
- El caudal se monitorea para controlar la producción de agua y puede llevarse a cabo automáticamente con controles todo/nada o proporcional- integral-derivado.
- La presión se sigue para el control de la producción de agua y puede efectuarse manual o automáticamente, regulando la operación de la bomba y el ajuste de la válvula a través de una computadora. La presión se incrementa o disminuye según el incremento o disminución de la producción de cada etapa.
- La temperatura se controla para protección de la bomba y las membranas, con corte completo de la planta o disposición de control todo/nada de la temperatura.
- El pH se monitorea y controla automáticamente para control de la retroalimentación. La medición del pH es esencial si se utiliza ácido para controlar la incrustación y produce cortes o alarmas si se violan las especificaciones.
- Los niveles líquidos de los sistemas de alimentación de reactivos químicos miden y controlan por regulación todo/nada o proporcional en las plantas de ósmosis inversa y de la nanofiltración.
- Los análisis físicos específicos como turbidez o conductividad se evalúan para asegurar la integridad de las membranas, la presión de los recipientes y la integridad del permeado.
- Las mediciones del tiempo de operación se registran continuamente para supervisar y dar mantenimiento oportuno a las plantas. El tiempo real de operación es esencial para evaluar el rendimiento de la planta.

6.12.5. Postratamiento

El postratamiento consta de varias operaciones diferentes, su elección y secuencia son función de la calidad del agua y el criterio del diseñador. Las más comunes son: remoción de sulfuros, recuperación de la alcalinidad, aireación, desinfección y estabilización. La ósmosis inversa elimina esencialmente todos los organismos patógenos y la mayoría de los precursores de trihalometanos, subproductos de la desinfección, sales y otros solutos del agua; también excluye la alcalinidad de carbonatos pero deja pasar todos los gases disueltos como el dióxido de carbono y sulfuro de hidrógeno. Así se produce un agua que no tiene casi alcalinidad, posee turbidez por sulfuros y no tiene un residual de desinfección y de ahí la necesidad del postratamiento.

Es común que el agua subterránea empleada para alimentar las plantas de ósmosis inversa o de nanofiltración contenga sulfuro de hidrógeno. Ni el proceso convencional de pretratamiento (microfiltración, adición de ácido o de antiincrustante), ni de membranas en sí lo eliminan. La aireación y la oxidación son los dos métodos para hacerlo.

Mientras que el proceso de arrastre por aire generalmente evita la formación de azufre, todo el CO₂ se pierde también por volatilización. Consecuentemente, a no ser que se añada sal carbonatada o que una cantidad significativa de alcalinidad pase a través de la membrana, no hay efecto regulador de carbonato en el agua obtenida. El pH final podría incrementarse por adición de hidróxido sódico, pero en el campo el agua final tendría una capacidad reguladora muy baja y, será más corrosiva. Si los nanofiltros en ocasiones dejan pasar cantidades significativas de bicarbonato, las membranas de ósmosis inversa normalmente rechazan más del 98% de ello por lo que es necesario actuar para no tener un agua corrosiva, para lo cual existen varias opciones. Una es reducir el pH con dióxido de carbono, antes de la desorción, para evitar la destrucción de la alcalinidad. Otro caso en el que la membrana no deja pasar suficiente alcalinidad, es la cloración a bajo pH pues el arrastre del CO₂ no ocurre durante la cloración de sulfuro de hidrógeno si el pH de la reacción es menor a 3.7. Adicionar ácido en la alimentación es normal para evitar la incrustación de carbonato cálcico en la corriente de permeado pero su pH normalmente queda entre 5 y 6. La cloración del H₂S produce suficientes protones para bajar el pH a 3.7. Sin embargo, puede utilizarse la adición de ácido directa a la corriente de alimentación para alcanzar un pH de 3.7 en la corriente permeada. La ventaja de la adición directa es que muy pocos iones sulfato están en el agua final y tiene entonces poca corrosividad, pero se requiere un costo elevado en relación con la adición al permeado. El pH del permeado es menor que el pH de la alimentación porque los iones bicarbonato remanentes después de la adición de ácido son rechazados por la membrana y mientras el CO₂ disuelto pasa a través de ella. La cantidad de ácido que se debe añadir se determina hallando la cantidad necesaria para reducir el pH hasta el punto de destrucción completa de alcalinidad (4.5 a 4.2), con un pH mínimo recomendable de 3.7. Esta cantidad se puede estimar usando la ecuación:



$$\text{pH}_c = \frac{1}{2} (\text{pK}_1 + \text{pC}_{\text{H}_2\text{CO}_3}) \quad (6.25)$$

$$(\text{H}^+)_{\text{min}} = 10^{-3.7} - 10^{-\text{pH}_c} \quad (6.26)$$

Otra opción que resulta mejor es incrementar el pH a 6.3, antes de la desorción, con hidróxido de calcio o de sodio para recuperar 1 a 2 meq/l de alcalinidad. En ese caso la desorción tiene la ventaja de que no es necesario añadir cloruros o sulfatos al agua.

Recuperación de alcalinidad

Si se usa la adición de ácido para controlar la incrustación, toda la alcalinidad del agua bruta es destruida pero no perdida. La membrana es un sistema cerrado y el dióxido de carbono permanece bajo presión hasta que el permeado sea expuesto en un sistema abierto. Es necesario considerar esta recuperación de la alcalinidad durante el control de incrustación y depende de cuanto CO_2 y bicarbonato haya en el agua bruta. Normalmente, las aguas afinadas con 1 a 3 meq/l (61 a 183 mg/l) de alcalinidad de bicarbonato se consideran altamente deseables para el control de la corrosión. Como el CO_2 pasa a través de la membrana, se recupera la cantidad de alcalinidad deseada en el permeado una vez que se haga pasar a través de la membrana con el agua ácida y se añade la cantidad de base necesaria para reconvertir el CO_2 a su forma original de bicarbonato.

Las unidades de ósmosis inversa (OI) vienen con unidades de pretratamiento, bombas para suministrar la presión, postratamiento, tanques y mecanismos para limpiar y purgar el sistema y mecanismos para descartar la salmuera. Se requiere una limpieza periódica de las membranas para mantener su capacidad de producción. Ello se hace con enjuagues a presión de una solución ácida para remover metales, iones precipitados, sales, materia orgánica y microorganismos.

La cantidad de salmuera producida o rechazo varía entre 10 y 30% del agua de alimentación. Una planta común puede operar con una agua de alimentación con 2000 mg/l de sólidos totales disueltos produciendo 75% del agua que entra y tirando una salmuera con 6000 a 7000 mg/l.

Un problema muy relevante es la disposición de la salmuera que en ocasiones puede limitar la aplicabilidad del proceso.

6.13. NANOFILTRACIÓN

La nanofiltración es un proceso de filtración por membranas operadas bajo presión en la que solutos de bajo peso molecular (1000 u) son retenidos, pero las sales pasan, total o parcialmente, a través de la membrana con el filtrado. Esto provee un rango de selectividad entre las membranas de ultrafiltración y ósmosis inversa, permitiendo simultáneamente concentración y desalado de solutos orgánicos. La membrana de nanofiltración retiene solutos que la ultrafiltración pasaría, y deja pasar sales que la ósmosis inversa retendría. En algunas aplicaciones, su selectividad entre moléculas de tamaños similares es la clave del éxito del proceso de separación con membrana.

Permitiendo un paso, prácticamente libre, de iones monovalentes, la membrana de nanofiltración reduce el incremento del gradiente de presión osmótica, a la que contribuyen las sales monovalentes. Como resultado, es posible, una mayor cantidad de producto (permeado).

Las aplicaciones para los sistemas de nanofiltración:

- Ablandamiento
- Separación específica de metales pesados por proceso de chorro para la reutilización del agua.
- Reducción de contenidos de sales del agua salobre ligera.
- La típica realización de membrana para los sistemas de NF son del 50% de NaCl de separación y 90% (o más) para el CaSO_4 .

6.14. ULTRAFILTRACIÓN

Una de las principales aplicaciones de la ultrafiltración es como pretratamiento de la ósmosis inversa, tanto potabilización como para desalación de agua de mar. Las ventajas de la ultrafiltración como pretratamiento son:

- Una buena protección de las membranas de ósmosis inversa.
- No requiere productos químicos.
- Tratamiento de choque químico para una desinfección.
- Es económica.
- El diseño es compacto.
- Es de operación continua y fácilmente automatizable.
- No hay caminos preferenciales, como ocurre en los medios de filtración granulares.

Como tratamiento principal la ultrafiltración aplica para:

- Desalar: tratar agua de mar rica en nutrientes.
- Producir agua potable a bajo costo, dan permeados con valores de índice de densidad de sal de 0.5 a 0.7 y niveles de turbidez de 0.09 a 0.2 UTN, a partir de agua de mar con turbiedad mayor a 150 UTN con membranas de poliéster sulfona.

6.14.1.1. Configuración de membrana y módulo

La ultrafiltración es una operación a presión, normalmente entre 0.05 a 0.5 MPa (0.51 y 5,1 kg/cm^2), lo que permite utilizar bombas de desplazamiento positivo y membranas sintéticas de menor costo. Las instalaciones casi siempre son modulares, muy compactas (alta relación del área de la membrana al volumen del equipo), y con capacidad de crecimiento. Las consideraciones para el buen diseño de un módulo tienen que ver con la mecánica de fluidos y la transferencia de masa, para manejar el caudal y la retención. También es importante establecer la densidad de compactación de las membranas (m^2/m^3), los requerimientos de energía (kWh/m^3 de producto), la simplicidad de diseño y el costo de reposición de las membranas.

6.14.2. Geometría y tipo de membrana

Normalmente, las membranas se fabrican sobre un sustrato de material poroso, el cual le da una resistencia mecánica, la protege durante la fabricación y manipulación y simplifica la construcción del módulo.

Un módulo es la unidad operacional en la que las membranas están colocadas y consta de:

- Membranas
- Estructuras de soporte de la presión
- Puertos de entrada de la alimentación
- Distribuidores del caudal
- Puntos de salida y drenaje del permeado y concentrado

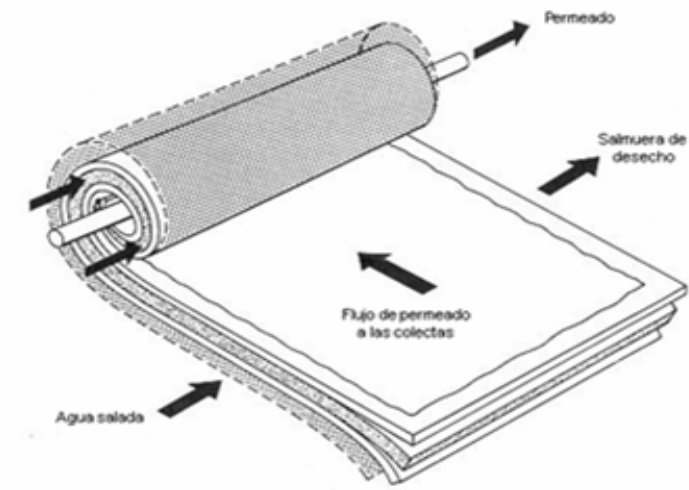
La Tabla 6.8 muestra diversas opciones de equipo en forma comparativa

Tabla 6.8. Ventajas y desventajas de las configuraciones de las membranas de ultrafiltración

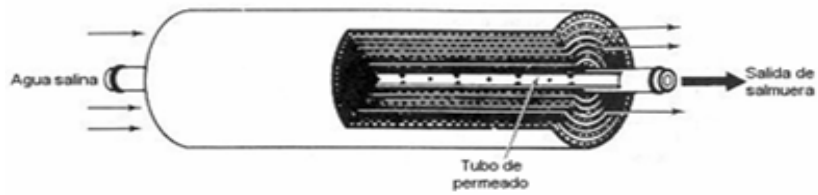
	Tubular	Capilar	Placa y bastidor	Enrollado en espiral
Costo/superficie	Alto	Bajo	Alto	Bajo
Costo cambio de membrana	Alto	Moderado	Bajo	Moderado/Bajo
Caudal (m ³ /d h)	Bueno	Bueno	Bajo	Bajo
Densidad compacta (m ² /m ³)	Pobre	Excelente	Bueno/Bien	Bueno
Volumen	Alto	Bajo	Medio	Medio
Consumo energético	Alto	Bajo	Medio	Medio
Ensuciamiento	Excelente	Bueno/Bien	Bueno/Bien	Medio
Limpieza in situ	Excelente	Bueno	Bien/Pobre	Pobre

Adaptado de: Porter, 1990

a)



b)



c)

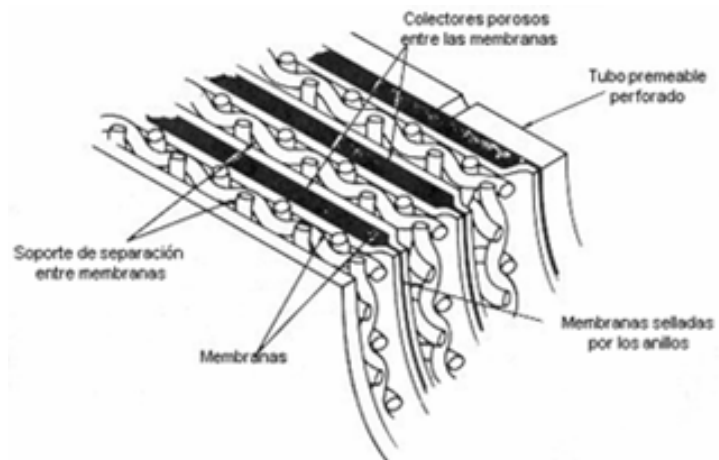


Figura 6.22 Módulos espirales para ósmosis inversa a) módulo desenrollado, b) corte del módulo y c) detalle de las capas (Hammer, 1986)

En la Figura 6.22 se muestra un módulo en espiral que consiste de una membrana enrollada sobre un cilindro poroso que recolecta el agua. Las membranas se encuentran unidas por pares en su longitud y en un extremo para formar bolsas cerradas. En el extremo abierto están conectadas a un tubo central perforado que colecta el permeado. Cada bolsa tiene un espaciador y se encuentran todas enrolladas para formar un módulo en espiral. El agua entra por un extremo en la zona que generan los espaciadores y es forzada a pasar a través de las membranas en bolsas a presión. De las bolsas sale el agua por el extremo cerrado ya desalada.

Otra opción emplea membranas de poliamida aromática en forma de fibras huecas tan finas como un cabello humano. El diámetro exterior es de 85 a 100 μm y el interior de 42 μm . Un módulo de fibras contiene muchas de ellas en un dispositivo muy denso enrolladas en forma de U con un lado fijo al aparato. El agua salada entra al sistema por un alimentador central perforado y fluye en forma radial a través de las fibras. Bajo la presión el agua penetra en las fibras y es llevada al extremo fijo para ser recolectada. La salmuera o agua que no entra a las fibras es recolectada por un extremo.

6.15. MICROFILTRACIÓN

Las membranas usadas para la microfiltración tienen un tamaño de poro de 0.1 – 10 μm . Estas membranas de microfiltración retienen todas las bacterias, parte de la contaminación viral es atrapada en el proceso, a pesar de que los virus son más pequeños que los poros de la membrana de microfiltración. Esto es porque los virus se pueden acoplar a las bacterias.

La microfiltración puede ser aplicada a la potabilización del agua cuando se necesita retirar las partículas de un diámetro superior a 0.1 μm ; como pre-tratamiento del agua para nano filtración y ósmosis inversa.

6.16. ELECTRODIÁLISIS

Se usa para producir agua potable a partir de agua salada que contenga algunos miles de mg/l de sales. En el proceso los iones son separados por atracción de una membrana permselectiva que tienen un potencial eléctrico. Las unidades consisten de varias membranas colocadas contra la corriente directa generada por unos electrodos. Las membranas se colocan en forma alternada, de acuerdo con su selectividad, intercalando las permeables a los aniones como el Cl^- con las permeables a los cationes como el Na^+ . Mientras el agua salada fluye a través de las membranas, la corriente jala los aniones al ánodo y los cationes al cátodo. Con este movimiento se remueven las sales disueltas y se produce un agua baja en sales y una salmuera. La aplicabilidad del proceso depende tanto del costo de inversión como del de operación por el consumo eléctrico.

6.17. ABLANDAMIENTO CON CARBONATO DE SODIO-CAL

El principal propósito del ablandamiento con carbonato de sodio (Na_2CO_3) y cal (CaO) (o cal-sal) es reducir los niveles de calcio y magnesio para lograr una dureza total de 80 mg/l (como CaCO_3) y una dureza de magnesio de 40 mg/l (como CaCO_3). El proceso tiene la ventaja adicional de ser bactericida, remover Fe y ayudar a la clarificación de aguas superficiales, renovar algunos metales pesados (Pb, Mg y Cr) y compuestos orgánicos.

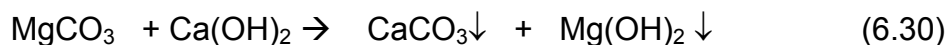
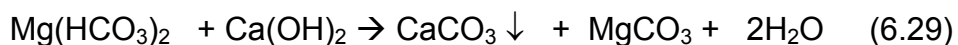
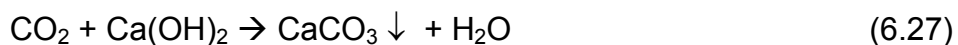
El proceso implica las siguientes unidades: mezclado rápido, floculación, sedimentación, recarbonatación, segunda sedimentación, filtración y cloración. Si el agua ablandada es estabilizada con ácido en lugar de dióxido de carbono, los procesos de recarbonatación y sedimentación secundaria se omiten. Sin embargo, la adición de ácido incrementa la concentración de sulfatos o cloruros, mientras que el uso de dióxido de carbono no lo hace. El empleo de la recarbonatación tiene el objeto de adicionar CO_2 para bajar el pH y convertir el exceso de hidróxido y carbonato a iones de bicarbonatos.

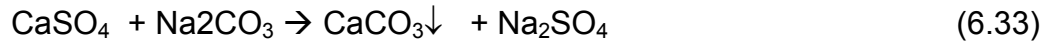
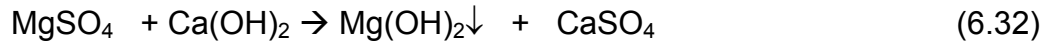
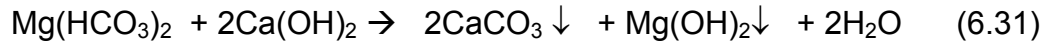
El ablandamiento con cal también mejora la calidad del agua evitando la corrosión de las tuberías y produce agua adecuada para calentadores y sistemas de enfriamiento.

El proceso normal de ablandamiento puede operar con picos de turbiedad de 500 a 1000 UTN debido a que la alta cantidad de cal adicionada (para ablandar) actúa como coagulante. Más aún, la remoción de turbiedad y la operación del filtro se pueden mejorar si se adicionan coagulantes metálicos como sulfato de aluminio o hierro junto con la cal. La recirculación de la cal después del tratamiento de lodos es una ventaja del proceso.

La soda es un polvo blanco grisáceo que contiene como mínimo 98% de carbonato de sodio.

El dióxido de carbón es un gas incoloro que se utiliza para recarbonatar y estabilizar el agua ablandada. Se produce al quemar un combustible que puede ser carbón, petróleo, gas, etc. Se cuida la relación del combustible/aire en el generador de CO_2 para lograr una completa combustión. El gas se produce en la cámara a presión y es pasado a través de difusores al tanque de tratamiento. Hay muchos fabricantes de equipos de recarbonatación, tanto para generarlo como para alimentarlo. Las reacciones que intervienen durante el ablandamiento por precipitación son



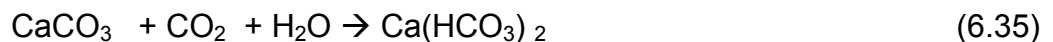


La cal adicionada al agua reacciona en primer lugar con cualquier dióxido de carbono libre para formar un precipitado de carbonato de calcio, ecuación 36; pero después, reacciona con los bicarbonatos de calcio. En ambos casos un equivalente se combina con otro de CO_2 o de $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$. Puesto que el magnesio precipita como $\text{Mg}(\text{OH})_2$ (el MgCO_3 es soluble), dos equivalentes de cal se requieren para remover el bicarbonato de magnesio (ecuación 6.38). La ecuación 6.42 muestra que un equivalente de carbonato de sodio remueve otro de sulfato de calcio. Sin embargo, para su formación se requiere cal y carbonato.

El ión calcio puede ser efectivamente eliminado mediante la adición de cal en una ecuación que conduce a elevar el pH a 10.3. Pero la precipitación del ión magnesio requiere un pH mayor y por ello se debe añadir un exceso de cal de 35 mg/l (1.25 meq/l). Las limitaciones prácticas del ablandamiento por precipitación son 30 a 40 mg/l de CaCO_3 y 10 mg/l de $\text{Mg}(\text{OH})_2$ como CaCO_3 , aun cuando la solubilidad de estos compuestos es menor (de un quinto) desde el punto de vista teórico.

La principal ventaja del ablandamiento por precipitación es que la cal añadida es eliminada junto con la dureza de la solución. Así el contenido total de los sólidos disueltos del agua es también reducido. Cuando se añade carbonato de sodio, los iones de sodio permanecen en el agua tratada como sulfatos o cloruros. Afortunadamente, la dureza no carbonatada que es la que requiere la adición de carbonato de sodio generalmente está presente en menor proporción que la dureza total. Las reacciones para ablandar con cal y carbonato de sodio puede ser usadas también para estimar la producción de lodos.

La recarbonatación se emplea para estabilizar el agua tratada con cal y evitar la formación de depósitos. EL CO_2 neutraliza el exceso de cal y lo precipita en forma de carbonato de calcio, de acuerdo con:



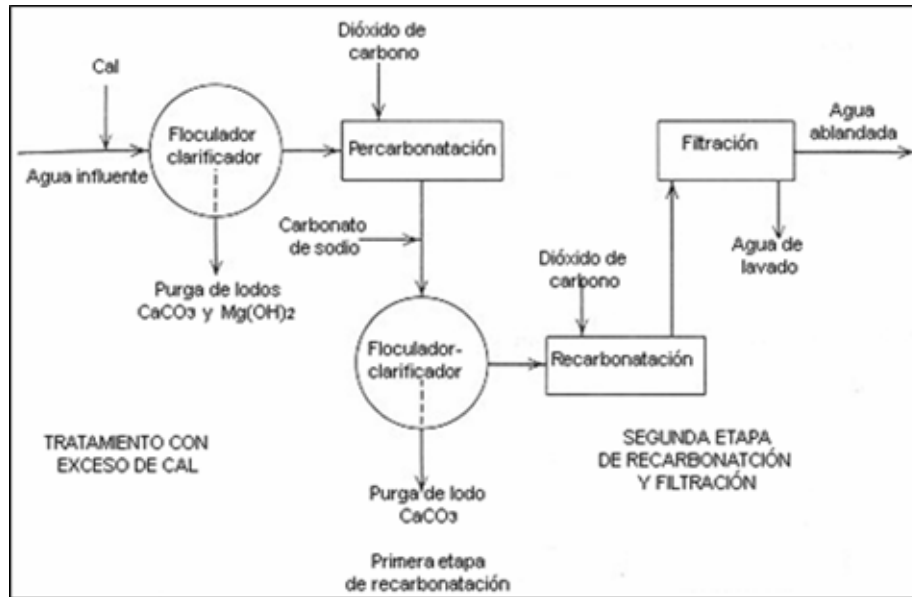


Figura 6.23 Diagrama de flujo de una planta de ablandamiento en dos etapas (Hammer, 1986)

6.18. ABLANDAMIENTO CON EXCESO DE CAL

Se emplea para remover el Ca y Mg más allá de los límites prácticos de 40 mg/l. Para ello se estima la cantidad requerida de cal y de carbonato a partir de las reacciones (6.37 a 6.43) y se añade un exceso, el diagrama se muestra en la Figura 6.23.

Posteriormente, el agua debe ser floculada para remover CaCO_3 y $\text{Mg}(\text{OH})_2$ y sigue entonces una recarbonatación en dos etapas. En la primera, se añade dióxido de carbono para bajar el pH a 10.3 y convertir el exceso de cal a CaCO_3 que es removido por floculación y sedimentación.

El carbonato de sodio, se emplea sólo si es preciso remover dureza no carbonatada de calcio. En la segunda etapa, el pH es bajado a valores entre 8.5 y 9.5 para convertir el carbonato remanente a bicarbonato, y estabilizar el agua para evitar la formación de depósitos.

6.19. REMOCIÓN SELECTIVA DE CARBONATO DE CALCIO

Se emplea para ablandar agua que tiene un bajo contenido de dureza por magnesio (menos de 40 mg/l como CaCO_3) pues con valores superiores existe el riesgo de formar depósitos de silicato de magnesio si el agua es calentada por arriba de 80 °C. El procedimiento consiste en clarificar con cal y aplicar una recarbonatación de una sola etapa seguida de filtración (Figura 6.24). Se añade cal en cantidad suficiente para reducir la dureza por calcio sin añadir un exceso que elimine el Mg. El carbonato de sodio puede ser o no usado en función del contenido de dureza no

carbonatada. En caso de que el CaCO_3 producido forme un precipitado poco sedimentable se añade un polímero o alúmina como ayuda de floculación.

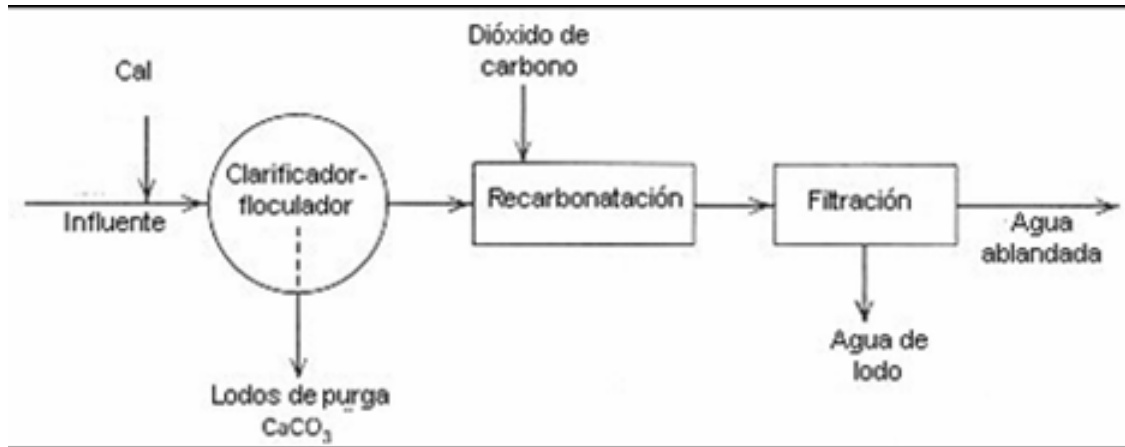
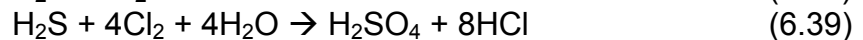
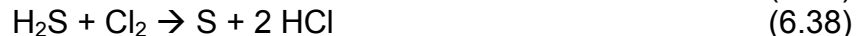
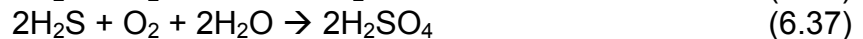


Figura 6.24 Diagrama de flujo de una planta de ablandamiento con carbonato de calcio en una etapa (Hammer, 1986)

Un problema, a menudo despreciado en estos procesos es la formación de azufre coloidal. El azufre elemental producido por oxidación biológica o química se observa con frecuencia en las torres de aireación de plantas de agua que tratan agua subterránea que contiene sulfuros. También el oxígeno como el cloro reaccionan con el sulfuro de hidrógeno para formar azufre coloidal, como se muestra:



El gas H_2S es completamente eliminado a pH por debajo de 6.5 sin formar turbidez, en un proceso de desorción con aire. Conviene emplear para ello aireación por tiro, pues implica mucha menos área superficial.

6.20. ABLANDAMIENTO MEDIANTE UN TRATAMIENTO POR PARTES

Consiste en dividir el flujo del agua por tratar en dos porciones para un ablandamiento en dos etapas (Figura 6.23). La porción mayor es tratada con un exceso de cal en una primera etapa en un floculador-clarificador o en un sistema de mezcla en línea con sedimentación. En la segunda etapa, se añade carbonato de sodio, la porción remanente es mezclada con el agua tratada. Se usa así para el exceso de cal forzando la precipitación del magnesio de la primera etapa que reacciona con la dureza del calcio y que pasó por la línea tratada con cal. De esta manera el exceso de cal complementa el ablandamiento en lugar de ser desechado al neutralizar con el CO_2 .

Usualmente, esta opción no requiere recarbonatación aunque en algunos casos conviene hacerlo. Este sistema logra niveles de entre 80 y 100 mg/l de dureza y reduce considerablemente los costos de operación. La cantidad de magnesio presente en el agua tratada puede ser calculada multiplicando el flujo puenteado por la concentración de magnesio en el agua sin tratar. En ocasiones este proceso debe ser acompañado por la remoción previa de turbiedad para aguas superficiales.

6.21. REMOCIÓN DE Fe Y Mn CON ABLANDAMIENTO

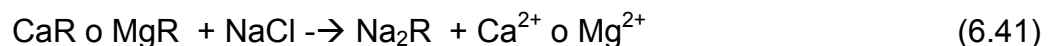
El ablandamiento con cal también sirve para remover Fe y Mn. Cuando se desea hacer ambas funciones se utiliza una calación de dos etapas. Este esquema es particularmente útil cuando el Fe y el Mn se encuentran asociados con componentes orgánicos, que no son fácilmente oxidables.

6.22. ABLANDAMIENTO Y REMOCIÓN DE NITRATOS POR INTERCAMBIO IÓNICO

Cuando se remueve la dureza con un intercambiador de iones usualmente también se eliminan los nitratos. Esta desmineralización puede ser usada para producir agua libre de iones de uso en el laboratorio o la industria. Mediante el intercambio de iones se eliminan las especies solubles por su reemplazo y captura en la resina. El principio consiste en pasar el agua a través de un lecho intercambiador de iones. Cuando la capacidad de éste es acabada se procede a regenerar la resina aplicando una solución regeneradora de alta concentración que libera los iones removidos del agua. En este caso es de suma importancia determinar el tiempo útil de la resina en laboratorio y contar con una buena idea de los costos de operación.

6.23. ABLANDAMIENTO POR INTERCAMBIO CATIONICO

El material para intercambio de cationes que más se usa son las resinas de poliestireno en forma de pequeñas esferas de tamaño aproximado de 5 mm. Las reacciones son las de la ecuación 6.49 donde R representa el componente aniónico de la resina. El calcio y el magnesio son absorbidos y una cantidad equivalente de sodio es liberada de la resina hacia la solución. Cuando la resina se agota se lleva a cabo la reacción contraria (6.50).



6.24. INTERCAMBIO ANIÓNICO PARA REMOVER NITRATOS

La resina más efectiva para remover nitratos es una básica fuerte que usa cloruro de sodio como regenerador. Todas las resinas intercambiadores de aniones remueven preferentemente los aniones divalentes, por lo que eliminan nitratos y sulfatos

mediante su reemplazo por cloruros. Ello constituye el principal problema de aplicación puesto que por lo regular, las aguas subterráneas que contienen nitratos contienen sulfatos lo que agota con mayor rapidez la capacidad de las resinas. Otra desventaja es que se consume el 5% del agua tratada para preparar la salmuera de regeneración, consumo que se incrementa con el contenido de sulfatos. Por todo esto la remoción de los nitratos es considerada aún como antieconómica.

6.25. DESMINERALIZACIÓN POR INTERCAMBIO IÓNICO

Este proceso usa tanto resinas aniónicas como catiónicas. Es un proceso simple o de dos etapas que remueve tanto iones metálicos como no metálicos. Se usan una resina de ácido fuerte para reemplazar los cationes por iones de hidrógeno y otra de base débil para los aniones hidróxidos de los cationes que se reemplazaron. Este proceso no se emplea en plantas municipales por el alto costo y se aplica casi sólo en la industria.

6.26. ADSORCIÓN EN CARBÓN ACTIVADO

La adsorción es un proceso donde un sólido se utiliza para eliminar una sustancia soluble del agua. En este proceso el carbón activo es el sólido.

El carbón activo se produce específicamente para alcanzar una superficie interna muy grande (entre 500 a 1500 m²/g). Esta superficie interna tan grande hace que el carbón tenga una adsorción ideal. El carbón activo viene en dos variaciones: carbón activado en polvo y carbón activado granular.

La absorción en carbón activado es el proceso más usado para remover sabor y olor. Se emplea carbón preparado a partir de lignita, desechos orgánicos, etc. Se usa en forma granular o en polvo y por lo regular se añade en tanques pues el empleo de lechos para filtración no es rentable más que para industrias. El carbón que se utiliza en potabilizadoras usualmente es en polvo y de color negro. Se aplica como lechada mediante dosificadores en cualquier etapa del proceso, pero siempre antes de la filtración en un punto donde haya un mezclado suficiente. Se procura tener un tiempo de contacto mínimo de 15 min antes de la sedimentación o filtración. El punto óptimo de aplicación se determina por prueba y error y por la experiencia. La dosis se obtiene a partir de pruebas de tratabilidad (isotermas) pero se debe recordar que el carbón adsorbe cloro por lo que no deben ser añadidos juntos ni en tiempos cercanos para no interferir.

6.27. OXIDACIÓN

Para eliminar el sabor y olor por oxidación se aplica cloro, dióxido de cloro, permanganato de potasio u ozono. Una cloración fuerte puede no ser recomendable por la formación de THMs. El dióxido de cloro, producido por la combinación de una solución de clorito de sodio y cloro tiene el mismo poder oxidante que el cloro y no

produce THMs. El empleo de ozono y permanganato puede producir compuestos secundarios que también pueden tener sabor y olor por lo que es preciso hacer pruebas previas antes de su aplicación. Puesto que la oxidación puede producir precipitados se recomienda realizarla antes de la filtración.

6.28. FLUORACIÓN

Existe la inquietud de fluorar el agua para controlar la caries en la población, principalmente infantil. Sin embargo, es preciso tener presente que ello tiene un costo y que una operación inadecuada, donde se añadan concentraciones por arriba de las requeridas conducen a una enfermedad denominada fluorosis que afecta a los dientes y huesos. Esta concentración máxima es función de las condiciones locales y la dieta y se cree que la concentración útil para obtener los beneficios deseados se sitúa entre 0.8 y 1.2 mg/l. Investigaciones recientes han demostrado que la fluoración del agua es benéfica también para el control de la osteoporosis en personas mayores.

Los tres compuestos más empleados para la fluoración son el fluoruro de sodio, el silicofluoruro de sodio, y el ácido fluosilícico (hidrofluosilícico, hexafluosilícico o ácido silicofluorídico). En la Tabla 6.9 se dan algunas características de estos compuestos. El fluoruro de sodio a pesar de ser el más costoso es el más común. Se prefiere en la presentación de cristales cuando su manejo es en forma manual, debido a que la ausencia de emisores no provoca polvos corrosivos.

El ácido fluosilícico es incoloro o transparente, produce humos, es corrosivo en solución tiene olor irritante y daña la piel. Es además, un subproducto de la producción de fertilizantes fosfatados por lo que es más económico. El silicofluoruro de sodio, la sal del ácido fluosilícico, es blanco, sin olor, cristalino y tiene diversas presentaciones que facilitan su aplicación. Además es muy barato.

Tabla 6.9 Características de los compuestos más comunes en la fluoración

Parámetro	Fluoruro de sodio	Silicofluoruro de sodio	Ácido fluosilícico
Fórmula	NaF	Na ₂ SiF ₆	H ₂ SiF ₆
Ion fluoruro, %	45	61	79
Peso molecular	42	188	144
Pureza comercial	90 a 98	98 a 99	22 a 30
Presentación comercial	Polvo o cristal	Polvo o cristales finos	Líquido
Dosis, mg/l para 1.00 mg F/l para la pureza indicada	2,26 (98%)	1,67 (98,5%)	4,21 (30%)

No hay un sistema único para fluorar el agua y éste debe ser definido para cada sistema en función de sus condiciones y necesidades. Debido a que la fluoración en

México se considera aún muy cara frente a las necesidades básicas, no se describirá este proceso pero sí se tratará la defluoración.

6.29. DEFLUORACIÓN

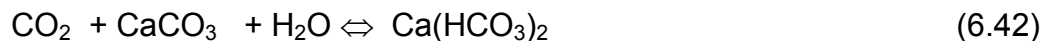
Cuando una fuente de suministro contiene un exceso de flúor los consumidores tienen manchas en sus dientes de color café o una decoloración gris del esmalte. Niños que han consumido agua con concentraciones de 5 mg/l desarrollan fluorosis al grado de que el esmalte es dañado y pierden los dientes.

Los métodos para eliminar el flúor emplean alúmina activada o carbón de hueso. El agua es pasada a través de estos empaques. El medio debe ser periódicamente regenerado mediante un retrolavado químico con una solución de sosa al 1 % y un enjuague posterior.

La remoción del exceso de flúor es económicamente rentable si se considera el costo que la gente hace para controlar la salud de sus dientes, sin embargo, es poco común encontrar potabilizadores que apliquen este proceso.

6.30. ESTABILIZACIÓN QUÍMICA DEL AGUA

La formación de una fina película de carbonato de calcio en el sistema de distribución depende del control de la siguiente reacción química:



Un exceso de CO_2 libre disuelve el CaCO_3 , mientras que una cantidad menor a la del equilibrio produce CaCO_3 que precipita. Para que el agua sea estable, el pH debe ser compatible con el contenido del CO_2 y CaCO_3 en equilibrio a una temperatura dada. En la práctica, se calcula una sobresaturación de 4 a 10 mg/l de CaCO_3 para eliminar la agresividad del CO_2 . El contenido mínimo de calcio y de alcalinidad se debe mantener entre 40 y 70 mg/l como CaCO_3 , en función de los otros iones que se encuentren en el agua. Finalmente, el agua debe contener oxígeno disuelto suficiente, entre 4 y 5 mg/l, para oxidar el hidróxido ferroso corrosivo a hidróxido férrico que actúa como protector.

El índice más usado para determinar la corrosividad de un agua es el de Langelier que es útil en el intervalo de pH de 6,5 a 9,5

$$\text{IL} : \text{pH} - \text{pH}_s \quad (6.43)$$

$$\text{IL} : \text{pH} - ((\text{pK}'_2 - \text{pK}'_s) + \text{pCa}^{2+} + \text{pAlc}) \quad (6.44)$$

donde:

IL: índice de Langelier
pH: pH del agua

pHs: valor del pH en el punto de equilibrio con la saturación del CaCO_3
 $\text{pK}'_2 - \text{pK}'_s$: constante que es función de la fuerza iónica y temperatura
 pCa_2^+ : cologaritmo de la concentración de los iones calcio en moles/l
 pAlc : cologaritmo del valor del contenido total de alcalinidad en eq/l

Un valor positivo del índice significa que el agua está sobresaturada y puede haber entonces precipitación del carbonato de calcio. Un valor negativo, en cambio, significa que es corrosiva y hay disolución de carbonato de calcio. Si es menor a -2 el agua es extremadamente corrosiva, entre -2 y -0.1 es moderadamente corrosiva. La magnitud del número no expresa en modo alguno la velocidad con la cual ocurrirá la corrosión, que tan rápido se puede lograr la estabilidad del agua ni tampoco cuantos reactivo hay que adicionar para lograrlo.

El valor de $\text{pK}'_2 - \text{pK}'_s$ se calcula conociendo la fuerza iónica

$$\text{Fuerza iónica} = 0.5 (C_1 Z_1^2 + C_2 Z_2^2 + \dots C_n Z_n^2) \quad (6.45)$$

donde:

C : concentración de una especie iónica dada en moles/l
 Z : valencia de cada ión

Un agua inestable puede ser tratada mediante la adición de reactivos hasta lograr el equilibrio entre el pH, contenido de Ca y la alcalinidad. La cal es un reactivo muy bueno para modificar el pH y neutralizar el CO_2 libre. Si el agua es blanda, la cal tiene además la ventaja de añadir iones de Ca. El carbonato de sodio produce los mismos dos efectos pero requiere mayores dosis por lo que se usa, más bien, para incrementar la alcalinidad. La adición de CO_2 controla la formación de depósitos al reducir el pH e incrementar la alcalinidad. Normalmente, cada uno de estos reactivos se usan por separado, con excepción de cuando se remineraliza agua de mar desalada donde se añade cal y CO_2 para incrementar la concentración de Ca y de alcalinidad hasta un pH adecuado. Después del tratamiento químico y con objeto de hacer que el agua sea un poco incrustante se añade hexametáfosfato de calcio y carbonatos, el primero para secuestrar el Ca y evitar su precipitación. El equilibrio se logra cuando el CaCO_3 depositado no es disuelto pues el agua está ya saturada tanto en Ca como en carbonatos, y estos iones no pueden precipitar debido a la acción secuestrante de los iones de metafosfato.

6.31. PROTECCIÓN CATÓDICA

La protección catódica tiene el objeto de evitar la disolución de los iones de hierro de acuerdo a la ecuación 6. 27. En sistemas grandes, se emplea la protección catódica por medio de ánodos electrolíticos fabricados al aplicar una corriente directa. Los ánodos pueden ser de grafito, carbón, platino, aluminio, hierro o aleaciones de acero. En instalaciones pequeñas los ánodos de magnesio o de zinc crean la acción de una batería con la estructura de hierro a la cual están conectados. Se cargan al

conectarlos a una terminal positiva de una fuente de corriente directa, usualmente un rectificador, mientras que la estructura es conectada a una terminal negativa. La corriente que se aplica atrae las corrientes de electrones al hierro evitando su ionización y en consecuencia la corrosión. La Figura 6.25 muestra esta aplicación en un tanque elevado. Para los tanques enterrados se colocan los ánodos en el suelo alrededor de éste.

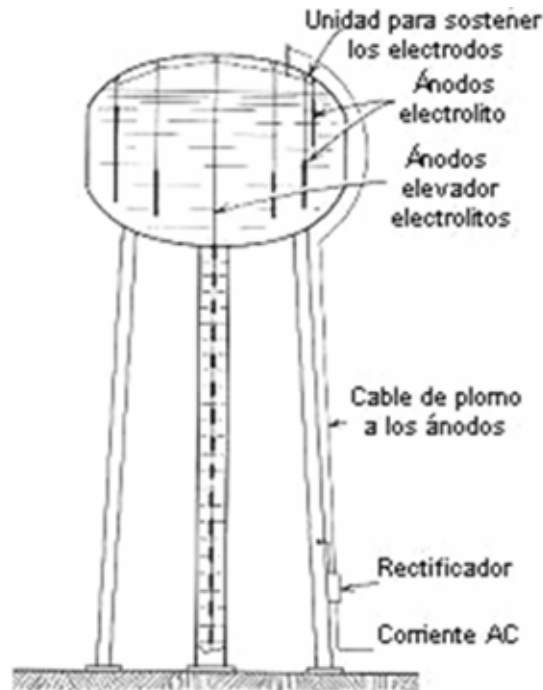


Figura 6.25 Protección catódica en un tanque elevado (Hammer, 1986)

6.32. AJUSTE DE pH

Se puede añadir al agua tanto ácidos como bases para ajustar el pH a un valor óptimo. Como ácido se emplea el sulfúrico y entre las bases están la cal, el carbonato de calcio y el hidróxido de sodio. Su aplicación se hace en términos de la rentabilidad de operar a un valor óptimo o cuando se requiere estabilizar el pH del agua. Esta rentabilidad se determina a partir de una simple curva de neutralización que permite, a partir, de las dosis calcular el costo de reactivos.

6.33. PRINCIPALES EQUIPOS PARA POTABILIZACIÓN

6.33.1. Dosificadores

Un dosificador es un equipo para medir la cantidad de reactivo que se aplica al agua a una tasa determinada. Se usan en procesos de coagulación floculación, la precipitación, el ablandamiento neutralización, etc. Existen dosificadores de líquidos y de sólidos. Los primeros agregan los reactivos en solución o suspensión mientras

que los segundos lo hacen en forma granular o polvo. El criterio depende de si el reactivo se disuelve o no en forma rápida. Algunos reactivos como el cloruro férrico, los polifosfatos y el silicato de sodio deben ser añadidos en solución mientras que otros, como el sulfato ferroso y la alúmina, se añaden en forma seca.

En general, los dosificadores son pequeñas bombas de desplazamiento positivo que entregan volúmenes específicos de agua cada vez que entra el pistón o el impulsor. El tipo más común son las de diafragma (Figura 7.26) o de conexión, que pueden trabajar contra presión. Estas bombas contienen un diafragma flexible accionado por un motor rotatorio o un movimiento recíprocante. Las válvulas de entrada y de salida se operan por la succión y presión que crea la cámara del diafragma. La longitud del pistón, y en consecuencia la tasa de alimentación, pueden ser controlados en forma manual a un valor fijo por medio de un control neumático que da el pistón en forma proporcional al flujo del agua, e incluso en forma automática por medio de un alimentador de señal que establezca la calidad del agua.

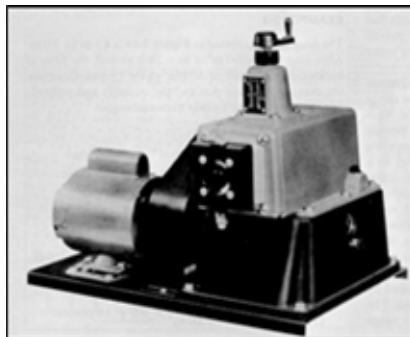


Figura 6.26 Dosificador de diafragma (Hammer, 1986)

Hay también bombas sumergibles que tienen un pistón recíprocante que en forma alternada saca la solución de la cámara. El llenado se hace por aspiración. También sirven de dosificadoras un buen número de bombas rotatorias de desplazamiento positivo, las de engrane, paleo, válvulas de deslizamiento, tornillos oscilatorios, excéntricos y motores de leva. El criterio para seleccionar un dosificador se basa en su precisión, durabilidad, capacidad, resistencia a la corrosión y posibilidad de trabajar a presión. Casi todos los fabricantes cuentan con presentaciones especiales para manejar líquidos corrosivos, compuestos, viscosos y suspensiones espesas.

Los dos tipos de dosificadores que hay son: volumétricos y gravimétricos en función de que el reactivo deba ser medido en volumen o peso. Los volumétricos son simples, menos costosos y un poco menos precisos. Existen muchas presentaciones en el mercado que incluyen un tamiz rotatorio, disco, tornillo, rueda de estrella, cinturón móvil, charola vibratoria y campana recíprocante.

Los dosificadores gravimétricos son muy precisos, manejan altas capacidades se adaptan muy fácil a registros y mecanismos de control, pero son más caros que los volumétricos. Su elevada precisión se debe a que al despachar por peso no intervienen variables como la densidad y consistencia. Existen dos opciones: los que

pesan el material en una sección móvil y los que operan midiendo la pérdida de peso en una charola. La Figura 6.27 muestra un dosificador de diafragma con una banda. El reactivo entra a una banda que pesa en una plataforma estacionaria. Al moverse la banda el material es llevado a la sección de pesado y transmite en forma continua la cantidad requerida a una plataforma. La escala se mueve y actúa como un impulsor neumático que controla la velocidad de la banda y mantiene fija la tasa de alimentación.

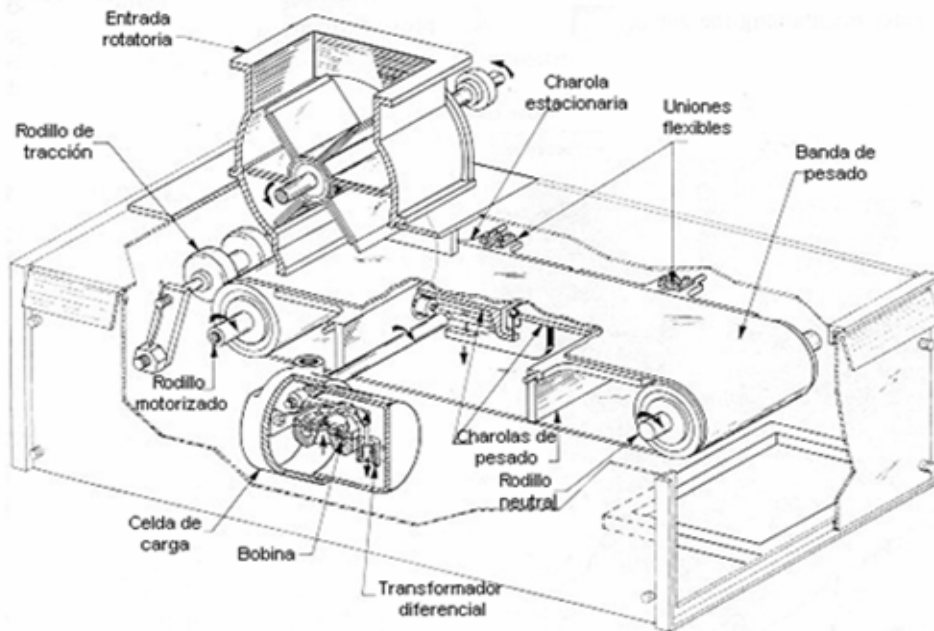


Figura 6.27 Dosificador de diafragma con banda (Hammer, 1986)

6.34. MEDIDORES DE FLUJO

La medición del flujo en la potabilización del agua facilita la operación y control de la planta. Conocer las variaciones de flujo promedio permite determinar la cantidad de reactivos a emplear y el volumen de aire requerido en los tanques de aireación, entre otros. Para ello se deben prever tanto equipos como instrumentación adecuados, perfectamente accesibles, protegidos contra la corrosión y de fácil manejo. Así como los sistemas de accionamiento deben permitir una actuación sin errores.

Entre los dispositivos mínimos precisos de control deben considerarse:

- Medición de los caudales en entrada y salida
- Medición del nivel del agua en las unidades
- Acondicionamiento de bombas (si se requieren) dependiendo del nivel del agua
- Sistemas de seguridad para comprobar pérdidas en las tuberías o accesorios utilizados
- Tomas de muestra para análisis en la entrada y salida

Los medidores de flujo se localizan en función de los requerimientos de medición. Estos sitios incluyen (1) dentro de un interceptor, (2) antes de la planta, (3) en el cauce de las rejillas, desarenador o sedimentador primario, (4) en la estación de bombeo, o (5) antes de la descarga final del efluente.

6.34.1. Métodos e instrumentos para la medición de flujo

Existe una gran variedad de métodos e instrumentos para la medición del flujo que pueden utilizarse en el tratamiento del agua. En la medición del flujo del agua, es preferible un sistema en el cual la rapidez de descarga se relacione con una variable de medición sencilla; por ejemplo, leyendo directamente en curvas patrón. La Tabla 6.10 provee una lista de los principales métodos y aparatos utilizados en la medición del flujo.

En general existen cuatro tipos de estructuras, cada una de ellas con una función particular:

- Estructura de medición de descarga
- Estructura de regulación de descarga
- Divisor de flujo
- Totalizador de flujo

Tabla 6.10 Tipos de medidores de flujo disponibles para medir los flujos de agua

Medidores de flujo	Principios de la medición
1. Para líneas de presión a. Venturi ^a b. Nozzle ^a c. de Orificio ^a d. Tubo Pitot e. Electromagnético ^a f. Rotámetro g. De turbina ^a h. Acústico ^a i. de Ángulo	Se mide la presión diferencial Se mide la presión diferencial Se mide la presión diferencial Se mide la presión diferencial Se induce un campo magnético y se mide el voltaje Se mide la distancia recorrida del flotador en el tubo. Se mide la velocidad generada por elementos rotatorios (turbina, aspas, discos) Se utilizan las ondas del sonido para medir la velocidad y nivel del líquido La velocidad se mide a lo largo de la curva formada por el ángulo
2. Para canales abiertos Canales (Parshall, Palmer-Bowlus) ^a b. Vertedores ^a c. de Corriente d. Tubo Pitot e. de Profundidad ^a f. Acústico ^a	En general miden: La profundidad crítica en el canal. La pérdida de carga en el vertedor Usan los elementos rotatorios para medir la velocidad Miden la diferencia de presión Usa el flotador para obtener la profundidad del fluido Utiliza las ondas del sonido para medir la velocidad y la profundidad

^a Medidores de flujo comúnmente usados en la potabilización del agua y tratamiento de agua residual.

Para sistemas de flujo en superficie libre, se utilizan comúnmente los canales y vertedores. Los primeros pueden manejar aguas con un alto contenido de sólidos, y generan pequeñas pérdidas de presión, mientras que los vertedores son muy baratos pero requieren un mantenimiento constante y producen grandes pérdidas de presión.

Para el diseño y selección de los medidores de flujo se deben tener presentes los siguientes puntos:

- Las características del fluido para el cual se va a hacer la medición (sólidos suspendidos, densidad, temperatura, presión, etc.)
- Intervalo de flujo esperado (máximo y mínimo)
- Precisión deseada (error permitido)
- Localización del medidor y el sistema de tubería (de fuerza central, canales o unidades de tratamiento)
- Condiciones ambientales (corrosivo, caliente, frío, húmedo, seco, etc.)
- Límite en la pérdida de carga
- Material requerido (sensores de nivel y presión, transmisores y registradores)
- Restricciones en los espacios y el tamaño del medidor
- Compatibilidad con otros medidores
- Fabricación y catálogos

6.34.1.1. Vertedores

Los vertedores ampliamente utilizados para medir los caudales circulantes en los canales. Son estructuras en las que se tienen descargas a superficie libre, las cuales se pueden efectuar por encima de un muro o una placa; éste puede presentar diferentes formas según las finalidades a las que se destine. Cuando la descarga se efectúa sobre una placa con perfil de cualquier forma, pero con arista aguda, el vertedor se denomina de pared delgada. Mientras que los de pared gruesa se tienen cuando el contacto entre la pared y la lámina vertiente es en toda la superficie.

Los vertedores de pared delgada sin contracción lateral (Figura 7.28 a) son recomendables siempre que se respeten además de los límites de aplicación de las fórmulas, las siguientes condiciones:

El canal que recibe el vertedor debe tener las paredes verticales y lisas, y la longitud del labio del vertedor debe ser igual al ancho del cauce.

El plano del vertedor debe ser normal al flujo y la cara aguas arriba, perfectamente vertical, plana y lisa.

La cresta del vertedor debe ser horizontal, con un espesor no mayor de 2 mm en bisel y la altura desde el fondo del canal (p) de $0.30 \text{ m} \leq p \leq 2h$

El vertedor deberá instalarse al centro de un canal recto que tenga longitud mínima de diez veces la longitud de cresta del vertedor y un área de, por lo menos, $8bch$. Si el vertedor tiene contracciones (Figura 7.28 b y c), la distancia entre los extremos del vertedor y el costado del canal no debe ser menor que 0.30 m. Si no tiene contracciones debe hacerse una ventilación eficiente de la superficie inferior de la lámina vertiente.

La ecuación para un vertedor rectangular sin contracciones es:

$$Q = 1,84 b_c h_1^{1,5} \quad (6.56)$$

En tanto la ecuación para un vertedor con contracciones es:

$$Q = 1,84(b_c - 0.2 h_1)h_1^{1,5} \quad (6.57)$$

donde:

Q : Caudal en l/s

b_c : Longitud de la cresta en cm

h_1 : Carga hidráulica sobre la cresta del vertedor en cm

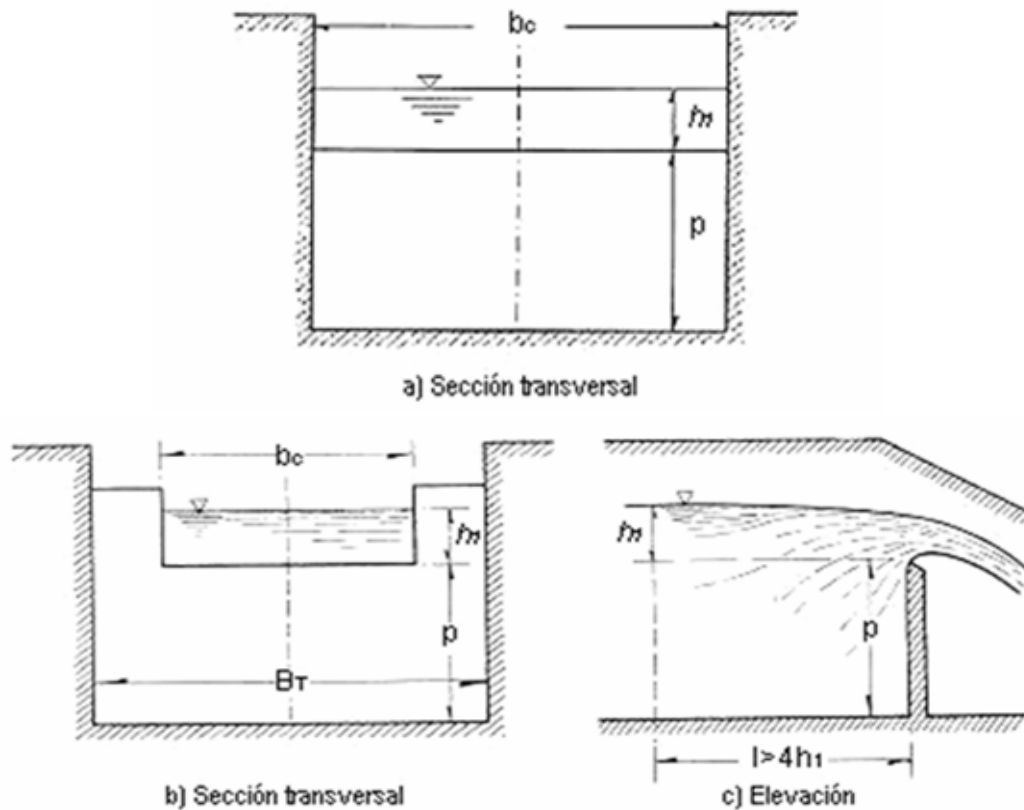


Figura 6.28 Secciones de un vertedor rectangular: a) sin contracción lateral; b) y c) con contracción lateral

6.34.1.2. Canales Parshall

Conocidos como medidores de régimen crítico que pueden consistir de un simple estrangulamiento adecuado a una sección (Figura 6.29).

El medidor Parshall fue ideado teniendo como objetivo principal la irrigación: los de tamaños menores, para regular la descarga de agua distribuida a las propiedades agrícolas y los mayores, para ser aplicados a los grandes canales de riego. Pero dadas las ventajas del medidor, las aplicaciones actuales, son innumerables habiéndose generalizado su empleo:

- Control de la velocidad, en los desarenadores de las estaciones de potabilización de aguas.
- Funciones de medidor junto con las de un dispositivo de mezcla rápida: dispersión de coagulantes en tratamiento de agua.
- Medición de caudal, tan necesaria en servicios de abastecimiento de agua, en canales principales, estaciones de tratamiento, entradas en depósitos, etc.

Las ventajas de los medidores Parshall pueden resumirse en:

- Bajo costo de ejecución.
- No hay sobreelevación del fondo.
- No hay peligro de formación de depósitos debido a materias en suspensión. siendo por ello de gran utilidad en el caso de alcantarillas o de aguas que llevan sólidos en suspensión.
- Pueden funcionar como un dispositivo en que una sola medición del tirante en la sección de medición (H_a) es suficiente.
- Gran habilidad en soportar sumergencias elevadas, sin alteración de caudal.
- Medidores Parshall de los más variados tamaños hidráulicamente probados, lo que permite su empleo en condiciones semejantes, sin necesidad de muchos ensayos o aforos.
- Pueden ser empleados diversos materiales, seleccionándose el más conveniente para las condiciones locales (concreto, mampostería, madera, metal, asbesto-cemento).

Condiciones de descarga

El flujo a través de un medidor Parshall se puede verificar en dos condiciones diferentes, que corresponden a dos regímenes distintos:

- Flujo o descarga libre;
- Ahogamiento o sumersión.

En el primer caso, la descarga se hace libremente como en los vertedores. en que la vena vertiente es independiente de las condiciones de aguas abajo. Mientras que el segundo caso ocurre cuando el nivel de aguas abajo es suficientemente elevado

para influir y retardar el flujo a través del medidor: es el régimen comúnmente señalado como descarga sumergida de características diferentes de aquellas que se emplean para los vertedores. Para este segundo caso sería adecuada la utilización de un canal Venturi.

El ahogamiento es causado por condiciones de aguas abajo, por obstáculos existentes, falta de declive o niveles obligados en tramos o unidades subsecuentes. Mientras que en el caso de flujo libre es suficiente medir la carga o tirante en la sección de medición (H_a) para determinarse el caudal. Si el medidor es ahogado, será necesario medirse también, una segunda carga o tirante en un punto próximo a la sección final de la garganta o antes del salto (H_b).

La relación H_b/H_a constituye la razón de sumersión o la sumergencia. Si el valor de H_b/H_a es igual o inferior a 0.60 (60%) para los Parshall de 3,6 ó 9 pulgadas (76.2, 152.4 ó 228.6 mm), o igual o inferior a 0.70 (70%) para los medidores de 1 a 8 pies (305 a 2440 mm), la descarga será libre. Si estos límites se exceden habrá ahogamiento y el gasto será reducido, siendo necesario medir las dos alturas para calcular el caudal. La descarga real será inferior a la obtenida por la fórmula, siendo indispensable aplicar una corrección negativa.

Cuando el Parshall es seguido de un canal o de una unidad de tratamiento en que se conoce el nivel del agua, la verificación del régimen de flujo en el medidor es inmediata, basta calcular la sumergencia (razón H_b/H_a). En la práctica, siempre que sea posible se tratará de tener la descarga libre, por el hecho de quedar restringido a una medición de carga única. A veces esa condición no puede ser conseguida o establecida debido a circunstancias locales o a limitaciones impuestas.

De cualquier manera, si la sumergencia excede el límite práctico de 95% no se puede contar con la precisión deseable.

Con la descarga libre, la única medida de carga H necesaria y suficiente para conocer el caudal es hecha en la sección convergente, en un punto localizado a $2/3$ de la dimensión B (o $2/3$ de A). En esta posición se puede medir el tirante del agua con una regla o se instala junto a la pared una escala para las lecturas. Se puede también colocar un tubo de 1 a 2 pulgadas (25.4 a 50.8 mm), comunicando el nivel del agua a un pozo lateral de medición. Los pozos laterales de medición generalmente son de sección circular con diámetro igual a $W+0.15m$. El proceso de cálculo se indica posteriormente en las hojas de cálculo del ejemplo.

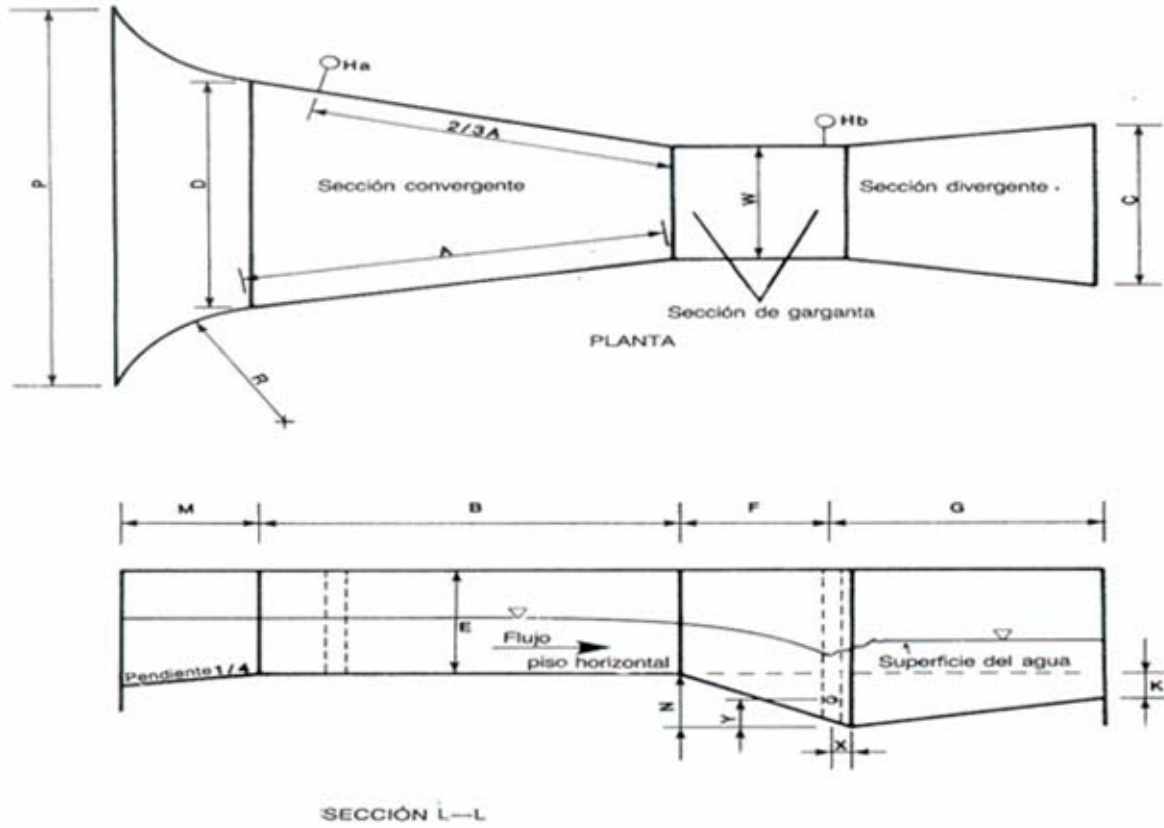


Figura 6.29 Canal Parshall, planta y perfil

7. PROCESOS PARA LODOS

Los lodos como subproducto del proceso de potabilización, en orden de importancia, por su magnitud provienen de: la coagulación química, ablandamiento por precipitación, lavado de filtros, presedimentación, remoción de Fe y Mn por oxidación, y salmueras gastadas para la regeneración de resinas. Estos desechos varían mucho en cuanto a su composición, contienen tanto lo que remueven como los reactivos que se añaden y otros componentes originalmente presentes en el agua.

Aún cuando los lodos son producidos en forma continua, son tratados y desechados en forma intermitente. Los flóculos precipitados que sedimentan en los procesos se dejan un cierto tiempo en los clarificadores para que espesen; mientras que los sólidos del lavado de los filtros y de salmuera son producidos unos cuantos minutos al día.

7.1. TIPOS DE LODO DE COAGULANTES

El componente principal de estos lodos es la alúmina hidratada o los óxidos de hierro que provienen de los coagulantes, pequeñas cantidades de los ayudantes de coagulación, como polímeros también pueden estar presentes. La materia que contienen principalmente es de tipo inorgánico y proviene de sedimentos y arcilla. Debido a ello, estos lodos no sufren descomposición biológica.

Puesto que la mayoría de los procesos de potabilización de este tipo de agua emplean sulfato de aluminio como coagulante y el lodo es referido como un lodo de aluminio, son difíciles de desaguar y fácilmente se pueden volver lechosos debido a su naturaleza tixotrópica (Kawamura, 1991).

Los lodos con hidróxido de aluminio son gelatinosos y con poca consistencia, lo que hace que sea muy difícil desaguarlos. Su concentración varía entre 0.2 y 2%. Los lodos de hierro, en cambio, son un poco más densos.

No hay métodos precisos para estimar la tasa de producción de lodos por la variabilidad de picos de turbiedad y las dosis de reactivos requeridos para tratarlos. Sin embargo, existen varias fórmulas empíricas que pueden ser empleadas y que a continuación se detallan (Kawamura, 1991).

a) Para el aluminio:

Tasa de producción de lodo de alumbre seco ($\text{kg}/10^3 \text{ m}^3$ de agua tratada):

$$[\text{Dosis de alumbre (mg/l)} \times 0.264] + [\text{Turbiedad del agua (UTN)} \times 1.3] \quad (7.1)$$

b) Para el hierro:

Tasa de producción de lodo de hidróxido férrico seco ($\text{kg}/10^3 \text{ m}^3$ de agua tratada):

$$[\text{Dosis de sal férrica (mg/l)} \times 0.384] + [\text{turbiedad del agua (UTN)} \times 1,3] \quad (7.2)$$

El valor de 1,3 es la relación de sólidos suspendidos totales (mg/l) y turbiedad (mg/l). El intervalo de la relación es de 1.0 a 2.0.

Las características del lodo de potabilizadoras difiere de un lugar a otro debido a que son fuertemente dependientes de las características del agua bruta, el tipo y cantidad del coagulante, y ayudas químicas usadas en el tratamiento del agua. Una muestra típica de lodo de alumbre contiene los parámetros listados en la Tabla 8.1.

Tabla 7.1 Características del lodo con alumbre

DBO (mg/l)	DQO (mg/l)	pH	Sólidos totales (%)	Al₂O₃ (%)	SiO₂ e inertes (%)	Orgánicos (%)
30 a 300	30 a 5000	6 a 8	0.1 a 4	15 a 40	35 a 70	15 a 25

Fuente: Kawamura, 1991

Las características del lodo son importantes para determinar los métodos más adecuados para su manejo y disposición. Por ejemplo, lodos semisecos de alumbre y hierro son tixotrópicos; la consistencia del lodo cambia con la aplicación de una fuerza. La consistencia de los lodos secados difiere debido a la cantidad de hidróxidos metálicos y del coagulante o polímero aplicado. En general, la consistencia de los lodos se expresa como se indica en la Tabla 7.2.

Disminuir la producción de lodos ayuda a abatir la inversión y operación del manejo y disposición final. La tasa puede ser reducida hasta un 30% si se utiliza el coagulante y el uso simultáneo de un polímero adecuado.

Tabla 7.2 Consistencia de los lodos producidos por dos coagulantes

Contenido de sólidos (% de sólidos)	Lodo de aluminio	Lodo de cal
0 a 10	Líquido	Líquido
10 a 15	Líquido viscoso	Líquido viscoso
15 a 20	Pastoso	Pastoso
20 a 25	Semisólido	Pastoso a semisólido
25 a 30	Sólido blando	Sólido blando
30 a 50	Desmenuzable	Pastoso a desmenuzable

7.1.1. Lodos provenientes del ablandamiento

Las aguas subterráneas tratadas mediante ablandamiento con cal y carbonato de sodio producen un lodo libre de materia orgánica y casi sólo con carbonato de calcio, hidróxido de magnesio y cal. El residuo por lo regular es estable, denso, inerte y relativamente puro por lo que es posible incluso recuperar la cal mediante recalcinación en forma rentable. La concentración de los lodos varía entre 2 y 15%, en función de la tasa de precipitación del Ca y del Mg. El carbonato de calcio forma un lodo compacto y fácil de manejar en tanto que el hidróxido de magnesio, de forma similar al aluminio, forma un sólido gelatinoso que no consolida ni espesa.

Para agua con elevada turbiedad y dura, tratada tanto por ablandamiento como por coagulación, la producción de lodos es muy variable en función de la naturaleza de la turbiedad, la proporción del Ca/Mg contenido, el tipo y dosis de coagulante y de la ayuda para filtración empleada. Por lo regular, los lodos de cal y de hierro tienen concentraciones de sólidos superiores a 10%, (casi siempre de 15%), mientras que los de Al rara vez alcanzan el 10%.

Otra forma de estimar la producción de lodos del ablandamiento con cal, es a partir de la dureza del agua bruta y del agua ablandada. En general, 2 a 3 mg/l de sólidos son producidos por cada mg/l de dureza removida. Dado lo anterior la tasa de producción se estima como se indica.

Tasa de producción de lodo de cal seca (kg/m^3 de agua tratada):

$$2.5 \times \text{dureza total removida} \quad (\text{mg/L como CaCO}_3) \quad (7.3)$$

Los componentes típicos del lodo con cal son presentados en la Tabla 7.3.

Tabla 8.3 Características del lodo con cal

CaCO₃ (%)	Ca(OH)₂ (%)	Mg(OH)₂ (%)	SiO₂ e inertes (%)
85 a 93	0 a 1	0.5 a 8	2 a 5

Fuente: Kawamura, 1991

Las características del lodo de cal varían en función del contenido del hidróxido de magnesio, el cual a su vez varía de valores insignificantes a 30%, en peso. Bajos contenidos de hidróxido de magnesio pueden ser deshidratados hasta 50 a 60 % de sólidos por medio de lechos de secado. Se pueden lograr reducciones de 15 y 25% de sólidos con altas concentraciones de hidróxido de magnesio.

Los sistemas de deshidratación se usan donde no es posible construir lechos de secado, ya sea por falta de terreno, capital y/o altos contenidos de sólidos presentes.

Estos sistemas incluyen espesadores por gravedad, filtros de vacío, filtros prensa, y centrífugas, entre otros.

La relación aproximada entre el volumen y el peso viene dada por

$$\frac{V_1}{V_2} = \frac{P_2}{P_1} \quad (7.4)$$

donde:

V_1 : volumen del lodo antes de concentrarse

V_2 : volumen del lodo después de concentrado

P_1 : porcentaje en peso del lodo antes de concentrarse

P_2 : porcentaje en peso del lodo después de concentrado

En la Figura 7.1 se puede observar la disminución del peso y volumen de lodos por pérdida de su contenido de agua.

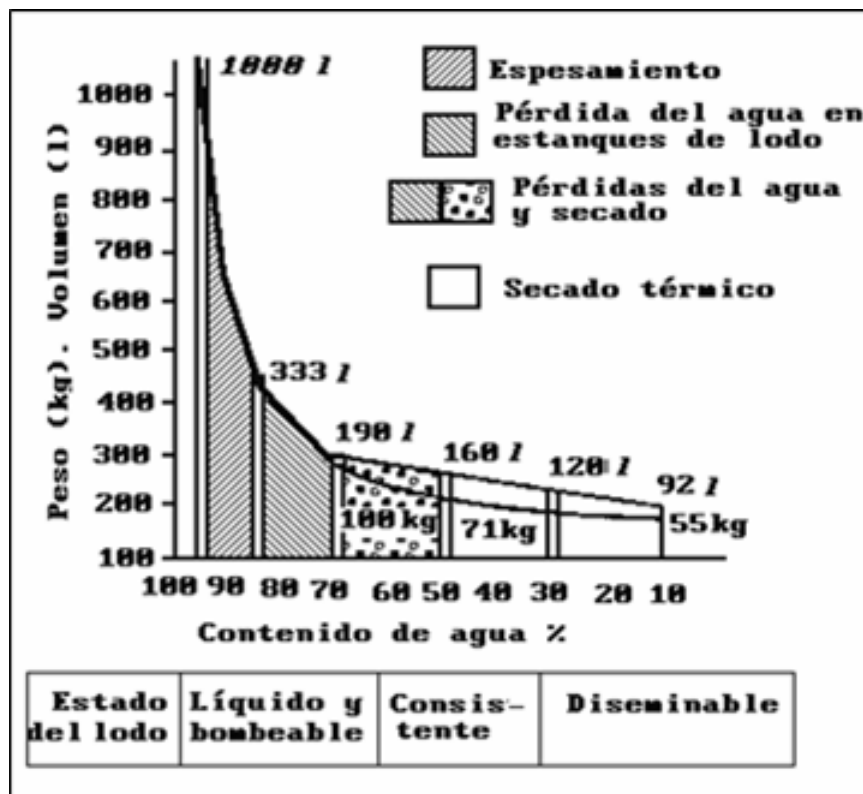


Figura 7.1 Disminución del peso y volumen del lodo por pérdida de su contenido de agua

7.1.2. Lodos provenientes de la remoción de Fe y Mn

La cantidad de lodos producidos al eliminar Fe y Mn es mucho menor que la que proviene de la coagulación o ablandamiento. En este caso, casi el 50 al 90% de los óxidos de Fe y Mn son atrapados en los filtros y recuperados en el agua de retrolavado. Pero, como la concentración original de ambos metales en el agua es baja, su contenido en los lodos también lo es.

7.1.3. Lodos de presedimentación

La presedimentación se hace para aguas superficiales cuando contienen alta turbiedad, lo que puede ocurrir sólo en forma ocasional. Los lodos generados contienen arenas, sedimentos, arcillas y desechos orgánicos. Como en algunos casos se añade polímeros para incrementar la eficiencia de los procesos, éstos se encuentran en los lodos pero en concentraciones que no son significativas. Los residuos de presedimentación han sido llevados a rellenos sanitarios e incluso vertidos a la corriente de agua nuevamente.

7.1.4. Salmueras gastadas

Las salmueras gastadas provienen de la regeneración de intercambiadores de iones. Contienen por lo regular cloruro de sodio, Ca y Mg y representan del 3 al 10 % del agua tratada.

7.1.5. Lodos del lavado de filtro

El lavado de filtro produce una cantidad relativamente grande de agua con un pequeño contenido de sólidos (0.01 a 0.1 % o 100 a 1000 mg/l) que depende de la eficiencia previa de coagulación y sedimentación, y representan, por lo regular, el 30% de los sólidos que escapan de estos procesos. En volumen el agua equivale al 2 o 3 % del agua tratada y se recupera y reinyecta nuevamente al proceso.

En plantas ablandadoras con cal, el agua puede incluso ser retornada sin separar los sólidos pero puede crear la aparición de algas. Por ello, conviene siempre sedimentarla y acondicionar los lodos con un polímero para luego ser desaguados. En ocasiones el agua se ha descargado directamente al drenaje o enviada a lagunas sin tratamiento alguno.

7.2. MÉTODOS Y PROCESOS DE DIGESTIÓN

Los procesos de digestión de lodos son muchos y muy variados, y dependen básicamente de los requerimientos de disposición final y se orientan a eliminar el agua. Existen muchas opciones tecnológicas.

7.2.1. Acondicionamiento de lodos

Generalmente, para deshidratar el lodo por cualquier método, se recurre a su acondicionamiento para hacer más eficiente el proceso. El acondicionamiento químico emplea diversos reactivos químicos como:

- Ácido sulfúrico
- Sulfato de aluminio
- Sulfato ferroso y férrico
- Cloruro férrico
- Cal
- Polielectrolitos

El cloruro férrico es el más utilizado para todos los tipos de lodos. Normalmente, se adiciona conjuntamente con cal o ácido sulfúrico en una proporción de 1.5 a 2.5. El ácido sulfúrico y la cal sólo se emplean para fijar el pH ideal que varía en cada caso.

También se usa el sulfato férrico comercial y el cloruro férrico y el sulfato de aluminio, este último sobre todo en procesos de elutriación de lodos. La fragilidad de los flocúlos producidos hace que éstos deban ser manejados con cuidado.

El uso de un reactivo u otro depende del costo de los productos, del equipo de dosificación y del rendimiento que se quiera obtener. La dosificación se debe efectuar de forma que se consiga una mezcla perfecta con el lodo y un determinado tiempo de contacto antes del secado posterior y es determinada a partir de ensayos en laboratorio.

7.2.2. Métodos de desaguado

7.2.2.1. Lagunas

Las lagunas constituyen un método muy popular para desaguar, espesar y almacenar temporalmente los lodos. Se construyen por excavación o levantamiento de diques. Para facilitar el drenaje se coloca una cama de arena y drenes en el fondo. Se construye un sistema de rebose para captar y recuperar el agua decantada, particularmente cuando se trata de agua del retrolavado de filtros. Aún cuando es un proceso muy poco eficiente, su bajo costo hace que se empleen con frecuencia cuando hay disponibilidad de terreno. La cantidad de área requerida depende del tipo de lodos y de sus características.

Los lodos que provienen del ablandamiento son rápidamente desaguados en lagunas. La poca consolidación que sufren en este sistema proporciona lodos con 50% de sólidos, material que puede ser removido mediante palas o dragas. El destino final de los lodos obtenidos es complicado pues los sitios para disposición son escasos.

El lodo con alúmina es muy difícil de desaguar por este medio, incluso con periodos muy prolongados de sedimentación. Se logran concentraciones sólo del 10 al 15%. Además, si las lagunas están expuestas al sol se forma una costra superficial que no permite evaporar el agua interior y los lodos quedan igual de gelificados como salieron de la planta. Esta lechada puede ser sacada mediante dragado y llevada a bancos aireados antes de su disposición. Al igual que los lodos con cal, no son fácilmente aceptados en rellenos sanitarios. En lugares fríos el congelamiento puede promover el desaguado, pero ello no ocurre frecuentemente en México.

7.2.2.2. Lechos de secado

Los lechos de secado con arena son aplicables a pequeñas plantas potabilizadoras en zonas donde se cuenta con suficiente terreno. Un lecho consiste de una capa de entre 0.15 a 0.30 m de arena gruesa colocada sobre grava graduada. El piso tiene algo de arcilla graduada para poder colocar los drenes en zanjas. Se construye una pared perimetral para contener los lodos líquidos que se colocan en profundidades entre 0.6 y 1.5 m. El desaguado se realiza por acción de la gravedad y en ocasiones se añade aire para ayudar al proceso. El sobrenadante es periódicamente removido y después de un periodo largo de operación (varios meses) se elimina la torta formada mediante paleo manual o por métodos mecánicos.

7.2.2.3. Espesamiento

El espesado de lodos se emplea al inicio de cualquier operación mecánica para reducir la carga volumétrica antes de las unidades de deshidratado e incrementar su eficiencia. Los equipos más usados funcionan por gravedad y flotación. Otro tipo son los centrífugos cuyo empleo se ha generalizado para varios tipos de lodo. Para ayudar al espesamiento es posible añadir acondicionadores.

a) Espesadores por gravedad

Son tanques cilíndricos de hormigón terminados en forma cónica y con una entrada y dos salidas: una por la parte inferior para el lodo espesado y otra por la parte superior para el sobrante. Se recomienda agregar un polímero al lodo líquido.

La carga hidráulica en estos sistemas varía de 20 a 30 kg/m².d para lodos con cal. Comparados con los procesos convencionales de sedimentación, estos tanques poseen una mayor profundidad para almacenar más lodos y poseen un mecanismo de rastras más potente y robustas.

Los espesadores por gravedad pueden ser estáticos o mecanizados. Los primeros sólo constan del tanque en sí y cuentan con un cono de descarga con gran pendiente. Solamente se construyen de diámetro pequeño, entre 5 y 8 m como máximo.

Los mecanizados constan de un conjunto de rastras giratorias que operan constantemente a baja velocidad con lo que se facilita el desprendimiento de los

lodos y la liberación de agua, así como la colección de los mismos del fondo del tanque. En la Figura 7.2 se presenta la sección de un espesador.

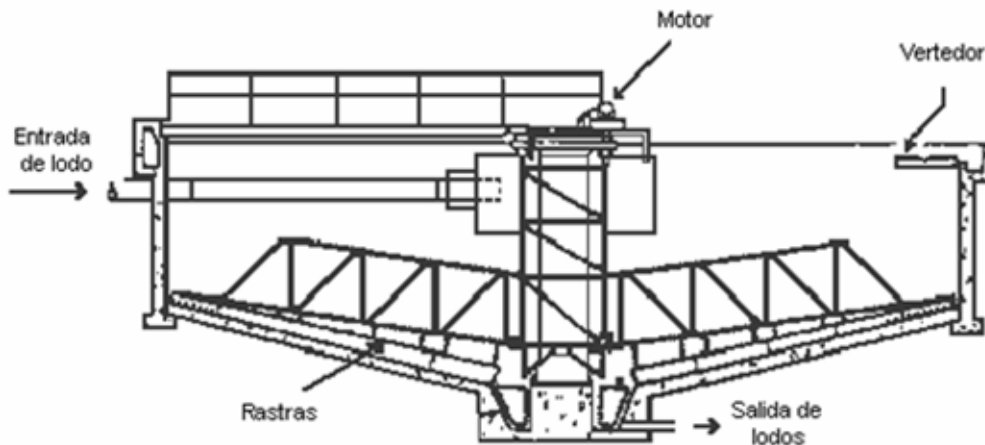


Figura 7.2 Espesador cilíndrico de lodos (sedimentador)

El lodo de alumbre tratado con un polímero catiónico (2 a 3 mg/l) puede producir un lodo con 3 a 5% de sólidos en lechos de secado. Mientras el acondicionamiento con cal a un lodo de alumbre da un lodo con 6 a 9% de sólidos en un tanque de espesamiento a una tasa de 0.18 a 0.34 m³/m².h y aproximadamente de 24 a 50 kg de sólidos por metro cuadrado de superficie del espesador por día.

b) Centrifugación

La centrífuga más popular para lodos de potabilizadoras es la de tazón sólido giratorio de la Figura 8.3. La unidad consiste de un tazón de forma cilíndrica conectado a una sección cónica en cuyo interior se encuentra un tornillo. El lodo se alimenta por el centro y es llevado contra la pared. Los sólidos desaguados son sacados mediante un tornillo y el clarificado sale por el otro lado. Su principal ventaja es su flexibilidad de operación. Las variables sobre las que se puede actuar son el volumen, la velocidad y la tasa para sacar los lodos desaguados. La profundidad del líquido clarificado que puede ser removido es también ajustable. Ello permite manejar y producir lodos con concentraciones muy variables.

Los lodos de cal centrifugados producen tortas con contenidos de 60 a 70% de sólidos, por lo que se usan mucho para desaguar lodos ablandados con cal para prepararlos para la recalcinación y recuperación del reactivo. Los lodos de alúmina son también desaguados con este proceso pero no con la misma eficiencia, aunque sí se logra obtener una pasta manejable con contenidos de entre 20 y 25%.

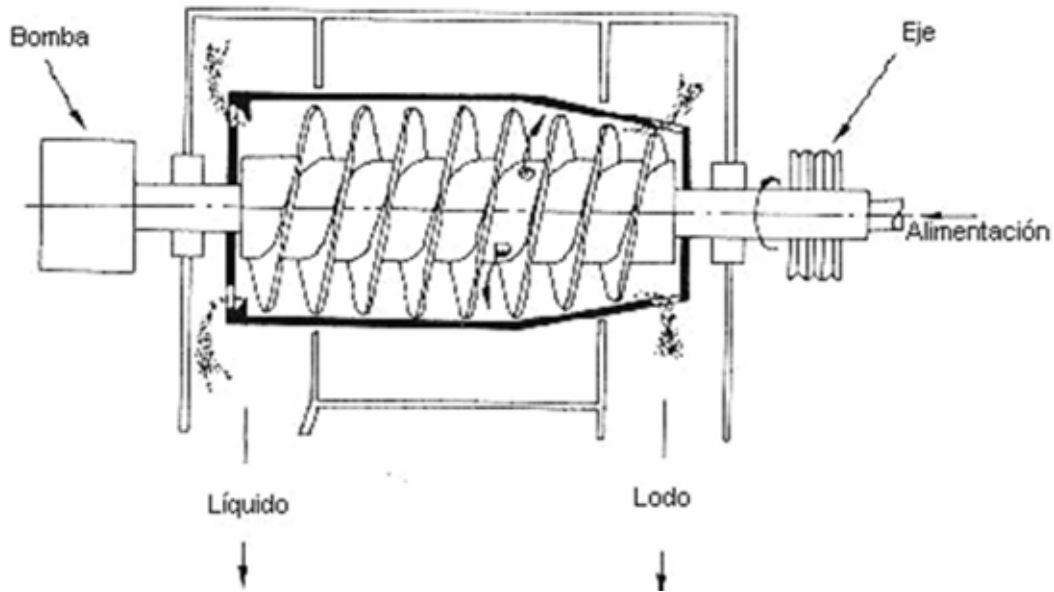


Figura 7.3 Centrífuga de tazón sólido (Hammer, 1986)

c) Filtros prensa

En un filtro prensa, la deshidratación se realiza forzando la evacuación del agua presente en el lodo por la aplicación de una presión elevada. Las ventajas de los filtros prensa incluyen: 1) altas concentraciones de sólidos en la torta, 2) obtención de un líquido filtrado muy clarificado, 3) elevada captura de sólidos y 4) bajo consumo de productos químicos. Sin embargo, la principal desventaja son los altos costos de mano de obra y las limitaciones de la vida de las telas del filtro.

Para deshidratar el lodo se han utilizado distintos tipos de filtros prensa. Uno de estos, consiste en una serie de placas rectangulares, ranuradas en ambos lados, que están colocadas en posición vertical sobre un bastidor de altura fija o variable. Una tela filtrante se cuelga o ajusta sobre cada placa. Las placas se mantienen juntas con fuerza suficiente para que se adhieran herméticamente y puedan resistir la presión aplicada durante el proceso de filtración. Para que las placas se mantengan unidas se utilizan prensas hidráulicas o tornillos accionados mecánicamente. Durante el funcionamiento, se bombea lodo químicamente acondicionado al espacio existente entre las placas y se aplica una presión (de 0.40 a 1.50 MPa) que se mantiene de 1 a 3 horas, forzando al líquido a pasar a través de la tela filtrante y de orificios de salida de las placas. Posteriormente, estas se separan y se extrae la torta del lodo. El filtrado es normalmente retornado a la entrada de la planta de tratamiento. El espesor de la torta varía de 0.025 a 0.038 m aproximadamente y el contenido de humedad del 55 al 70%. El tiempo requerido por los filtros prensa se estima en función del tiempo para llenar el filtro, el utilizado para aplicar la presión, el necesario para abrir el filtro, el requerido para lavar y descargar la torta y el mínimo para cerrar otra vez el equipo. Para reducir a un mínimo el trabajo manual de todas estas operaciones, la mayoría de los filtros prensa actuales están mecanizados.

Los costos más importantes relacionados con este método de deshidratación son los del acondicionamiento químico y el de mantenimiento y sustitución de telas filtrantes.

d) Filtración al vacío

Este proceso se aplica poco en potabilizadoras y es más común en plantas de tratamiento de aguas residuales. Se usa para lodos con cal pues la filtración al vacío de lodos con aluminio no es considerada rentable.

7.3. RECUPERACIÓN DE REACTIVOS

La cal puede ser recuperada de lodos provenientes del ablandamiento mediante recalcinación. Los pasos para ello son el espesamiento por gravedad, desaguado por centrifugación o filtros prensa, remoción de impurezas de hidróxido de magnesio, en algunos casos secado por la inyección directa de gas en los lodos y recalcinado. Este último consiste en calentar los sólidos secos en un horno rotatorio o incinerador que produce cal (CaO) y CO₂ (ecuación 7.5). Como se mencionó se debe remover el hidróxido de magnesio. Otras interferencias son la presencia de arcillas cuando se encuentra en aguas superficiales, pues su combinación produce una cal insoluble en agua.



La recuperación del aluminio es un proceso reciente y que tiene grandes posibilidades de aplicación. Existen procesos patentados aún poco conocidos en la práctica y que deben ser consultados en la literatura especializada.

Para la disposición o reuso de los lodos se deberá cumplir con la normatividad vigente en particular con la Norma Oficial Mexicana NOM-004-ECOL-2001, protección ambiental-lodos y biosólidos. Especificaciones y límites permisibles de contaminante para su aprovechamiento y disposición final, la cual aplica para lodos de plantas potabilizadoras, con el fin de posibilitar su aprovechamiento o disposición final y proteger el medio ambiente y la salud humana.

8. PROYECTO ESTRUCTURAL DE PLANTAS POTABILIZADORAS

8.1. INTRODUCCIÓN

En este capítulo se establecen lineamientos, que tiene como objetivo lograr que los proyectos ejecutivos de las Plantas Potabilizadoras tengan un nivel de seguridad adecuado contra fallas estructurales, lograr un comportamiento aceptable de las construcciones en condiciones normales de operación, así como unificar criterios de diseño con base a la normativa vigente.

Estos lineamientos son aplicables tanto a las construcciones nuevas, como a las modificaciones, ampliaciones, obras de refuerzo y reparaciones.

Para mayor detalle, consultar los siguientes libros del Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento:

- Diseño estructural de recipientes
- Diseño, Selección e Instalación de Tubería de Acero para Líneas de Conducción de Agua Potable.

Los lineamientos que se establecen en el presente capítulo son el producto de la recopilación y selección de normas y especificaciones vigentes, emitidas por dependencias, instituciones y asociaciones técnicas a nivel nacional e internacional así como de reglamentos, manuales y guías de diseño aplicables a los proyectos estructurales para plantas potabilizadoras y que se mencionan a continuación:

- Normas y Especificaciones de la Ley de Obra Pública, de la Comisión Nacional del Agua.
- Reglamento de Construcciones para el Distrito Federal y Normas Técnicas Complementarias.
- Reglamento de Construcciones de Concreto Reforzado ACI-318R y Comentarios
- Estructuras Sanitarias de Concreto para el Mejoramiento del Ambiente ACI-350R.
- Asociación Americana de Obras de Agua, American Water Works Association (AWWA)
- Asociación del Cemento Pórtland, Portland Cement Association (PCA)

8.2. ESTRUCTURAS

Las estructuras que componen las Plantas Potabilizadoras se pueden agrupar de acuerdo a las Normas Técnicas que las rigen en:

- Edificación
- Depósitos

8.2.1. Edificación

En las Plantas Potabilizadoras, se entenderá por edificación, las construcciones destinadas a satisfacer los requerimientos específicos de un programa de necesidades para albergar equipos, maquinaria, sustancias químicas, oficinas, laboratorios, controles y vigilancia.

Las edificaciones que usualmente interviene en las plantas potabilizadoras son:

- Edificio de oficinas
- Edificio de cloración
- Edificio de almacenamiento y dosificación de reactivos
- Laboratorio
- Servicios generales
- Bodegas
- Taller
- Cuarto de control de Motores
- Cuarto de compresores
- Caseta de vigilancia

El análisis y diseño de las edificaciones se regirá por el Reglamento de Construcciones del Estado donde se construirán las obras (versión 1990 o subsecuentes) y a falta de éste por el Reglamento de Construcciones para el Distrito Federal y Normas Técnicas Complementarias, en específico lo contenido en los capítulos de Disposiciones Generales, Características Generales de las Edificaciones, Criterio de Diseño Estructural, Cargas Muertas, Cargas Vivas y Diseño de Cimentaciones. El análisis y diseño por viento y sismo, deberá efectuarse conforme a lo establecido en el Manual de Diseño de Obras Civiles de la Comisión Federal de Electricidad.

La estructura deberá analizarse para cargas muertas, vivas, accidentales, de viento y sismo que puedan presentarse durante el proceso constructivo y de operación. El diseño de la estructura se efectuará para la combinación de cargas más desfavorable, verificando que las deformaciones de los elementos que la componen queden dentro de las tolerancias especificadas.

La cimentación deberá proyectarse con base a las recomendaciones de mecánica de suelos, tomando en cuenta la capacidad de carga del terreno, el nivel de desplante y las deformaciones que se puedan presentar. Para estructuras que albergan maquinaria se incluirá en el análisis los efectos de carga de equipos, vibración e impacto, en montaje y operación.

8.2.2. Depósitos

Los depósitos usados generalmente en plantas potabilizadoras son:

- Tanque de aguas crudas
- Cárcamo de bombeo
- Medidor Parshall
- Caja repartidora
- Tanque de mezcla rápida
- Canales
- Floculador
- Sedimentador
- Filtros
- Tanque de contacto de cloro
- Tanque de aguas claras
- Tanque de recuperación de agua de retrolavado

El análisis y diseño de los depósitos se elaborará conforme a las Normas vigentes del ACI-318R, Reglamento de Construcciones de Concreto Reforzado y ACI-350R Estructuras Sanitarias de Concreto para el Mejoramiento del Ambiente (Instituto Americano del Concreto).

Para mayor claridad a continuación se estipulan los lineamientos particulares para las siguientes estructuras:

8.2.2.1. Canales y medidor Parshall

En el análisis y diseño estructural se tomará en cuenta el empuje de agua, empuje de tierra y subpresión que actúen sobre la estructura, considerando la condición de vacío con empuje de tierra exterior y lleno sin relleno exterior. Se analizarán por tramos o secciones y en caso de ser elevado, deberán considerarse auto sustentantes con elementos de apoyo. En los planos estructurales se especificarán las juntas de colado y dilatación, mostrando su ubicación y detalle.

8.2.2.2. Tanque de aguas crudas, cárcamo de bombeo, caja repartidora, tanque de mezcla rápida, floculador, sedimentador, filtros, tanques de contacto de cloro, de aguas claras y de recuperación de agua de retrolavado.

Para su análisis se tomarán en cuenta las cargas muertas, vivas, impulso, equipos, impacto, subpresión, empuje de agua y empuje de tierra para las condiciones de tanque lleno sin relleno exterior y vacío con empuje de tierra exterior. Dependiendo de su relación largo y altura, el análisis se efectuará con la ayuda de programas de cálculo para computadora, mediante el Método de Placas o siguiendo las recomendaciones de la P.C.A. (Portland Cement Association).

8.3. ANÁLISIS DE SISMO Y VIENTO

El análisis de sismo y viento deberá realizarse de acuerdo al Manual de Diseño de Obras Civiles de la Comisión Federal de Electricidad en sus capítulos de diseño por sismo y diseño por viento, considerando que en este manual las estructuras que conforman las plantas potabilizadoras se clasifican en el Grupo "A" conforme a lo siguiente:

Clasificación de construcciones según su destino

Atendiendo a la seguridad estructural aconsejable para la estructura, las construcciones se clasifican según su destino como se indica a continuación:

GRUPO A

Estructuras en las que se requiere un grado de seguridad alto. Construcciones cuya falla estructural causaría la pérdida de un número elevado de vidas o pérdidas económicas o culturales de magnitud excepcionalmente alta, o que constituyan un peligro significativo por contener sustancias tóxicas o inflamables, así como construcciones cuyo funcionamiento sea esencial a raíz de un sismo. Tal es el caso de puentes principales, sistemas de abastecimiento de agua potable, subestaciones eléctricas, centrales telefónicas, estaciones de bomberos, archivos y registros públicos, monumentos, museos, hospitales, escuelas, estadios, templos, terminales de transporte, salas de espectáculos y hoteles que tengan áreas de reunión que puedan alojar un número elevado de personas, gasolineras, depósitos de sustancias inflamables o tóxicas y locales que alojen equipo especialmente costoso. Se incluyen también todas aquellas estructuras de plantas de generación eléctrica cuya falla por movimiento sísmico podría en peligro la operación de la planta, así como las estructuras para la transmisión y distribución de energía eléctrica.

8.3.1. Sismo

El análisis y diseño por sismo se efectuará conforme al Manual de Diseño de Obras Civiles de la Comisión Federal de Electricidad en su capítulo de Diseño por Sismo, con la regionalización Sísmica de la República Mexicana que se muestra en la Figura 1, con los coeficientes y espectros de diseño para las construcciones clasificadas como del Grupo B siguientes:

TERRENO I						
ZONA	C	ao	Ta	Tb	r	
A	0.08	0.02	0.2	0.6	1/2	
B	0.14	0.04	0.2	0.6	1/2	
C	0.36	0.36	0.0	0.6	1/2	
D	0.50	0.50	0.0	0.6	1/2	

TERRENO II

ZONA	C	ao	Ta	Tb	r
A	0.16	0.04	0.3	1,5	2/3
B	0.30	0.08	0.3	1,5	2/3
C	0.64	0.64	0.0	1,4	2/3
D	0.86	0.86	0.0	1,2	2/3

TERRENO III

ZONA	C	ao	Ta	Tb	r
A	0.20	0.05	0.6	2,9	1
B	0.36	0.09	0.6	2,9	1
C	0.64	0.64	0.0	1,9	1
D	0.86	0.86	0.0	1,7	1

donde:

ZONA Zonas en que se encuentra dividida la República Mexicana, para fines de diseño sísmico. La zona A es la de menor intensidad sísmica y la D la de mayor intensidad (ver figura 9.1).

TERRENO Clasificación del terreno atendiendo a su rigidez:
Tipo I, terreno firme
Tipo II, terreno de baja rigidez
Tipo III, arcillas muy compresibles.

C Coeficiente sísmico básico.

ao Ordenada espectral para $T = 0$ s.

T Período natural de las estructuras o uno de sus modos de vibrar en segundos.

Ta y Tb Períodos naturales que definen la forma del espectro, en segundos.

r Exponente adimensional.

Para las construcciones del grupo A, como son las que conforman las plantas potabilizadoras, se incrementará el coeficiente sísmico en 50%.

8.3.2. Viento

El análisis y diseño por viento se efectuará conforme al Manual de Diseño de Obras Civiles de la Comisión Federal de Electricidad en su capítulo de Diseño por Viento, apoyándose en el mapa de isotacas de la República Mexicana que se muestra en la figura 9.2, correspondiente al período de recurrencia de 200 años aplicable a estructuras del grupo A.

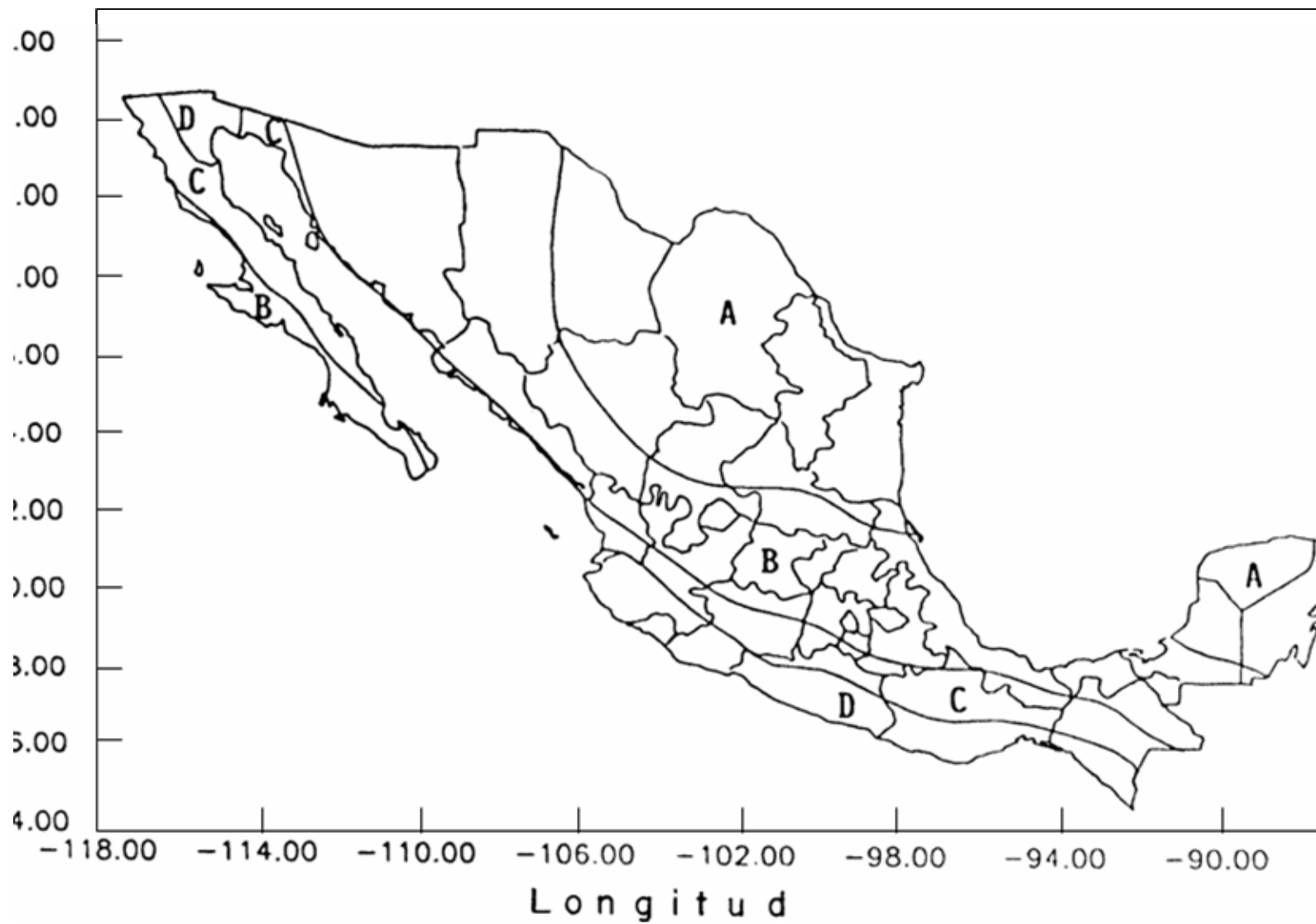
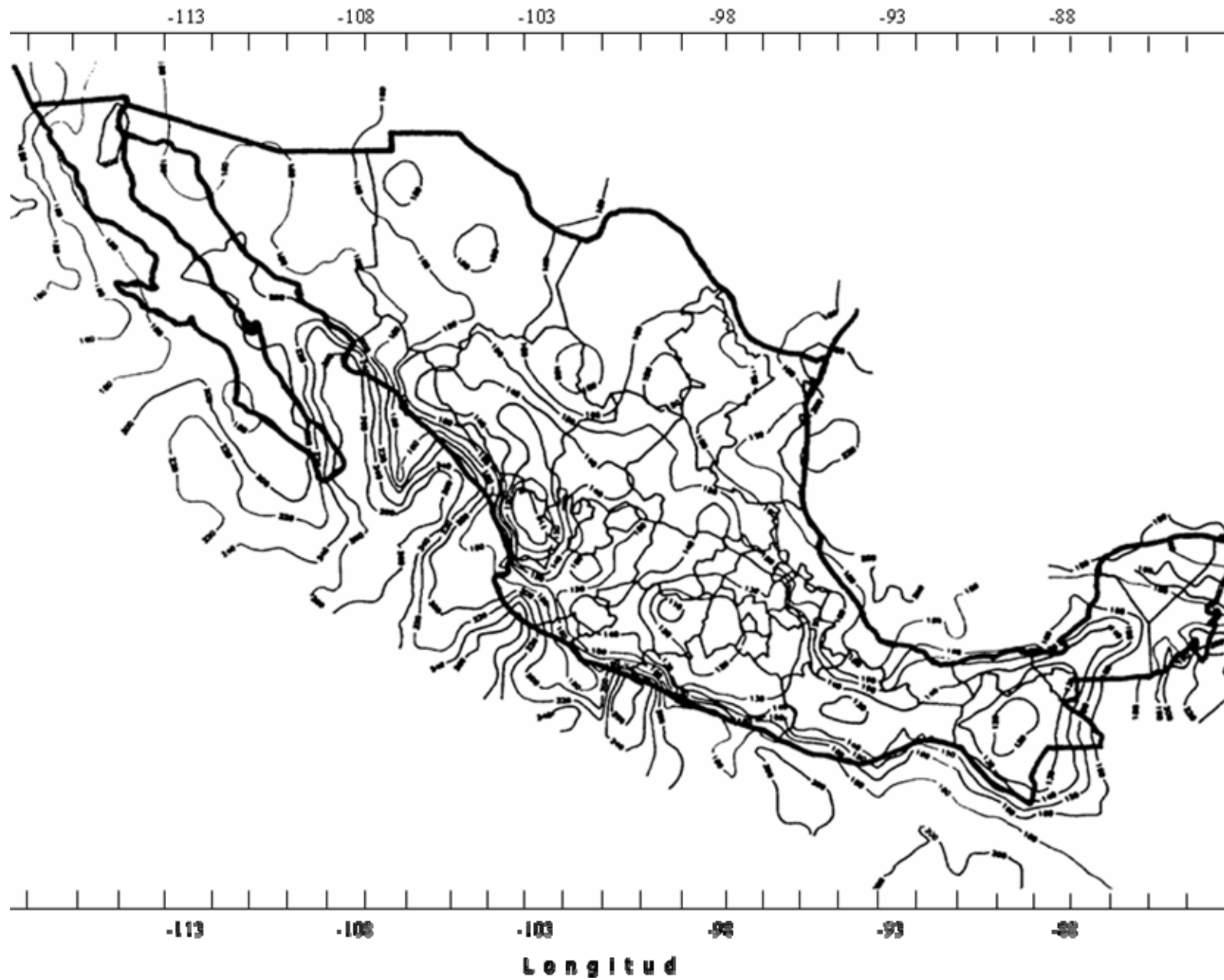


Figura 8.1 Regionalizacion sismica de la Republica Mexicana



9. INSTRUCTIVO PARA EL USO DE LAS HOJAS DE CÁLCULO

9.1. INTRODUCCIÓN

Las hojas de cálculo proporcionadas en archivo sirven para elaborar el anteproyecto de una planta potabilizadora de agua superficial tipo convencional. Con este anteproyecto los organismos operadores pueden definir el perfil hidráulico y los volúmenes de obra que le permitan estimar el costo de la planta potabilizadora. Aunque el sistema de cálculo puede funcionar con cualquier caudal, se recomienda diseñar en el intervalo de 50 a 500 l/s por razones económicas y constructivas.

El sistema de cálculo no es suficiente para elaborar proyectos ejecutivos, y requiere que el usuario tenga conocimientos de hidráulica y de tratamiento de agua. El usuario sin los conocimientos adecuados puede recurrir a los capítulos relacionados con los procesos y a las referencias presentadas en las hojas de cálculo para adquirir la información necesaria.

En el Capítulo 11 se incluye una descripción detallada del proceso seguido para calcular el ejemplo de 250 l/s que se presenta en los planos y las hojas de cálculo. El ejemplo también se utiliza para lectura por referencia, pues los nombres de los apartados que lo componen corresponden con los de las hojas de cálculo, y los comentarios tienen un número que corresponde con el número de línea de la hoja a la que el comentario hace referencia, por lo cual es indispensable tener abiertos los archivos correspondientes y seguirlos con la lectura de este capítulo.

9.2. SISTEMA DE CÁLCULO

El cálculo de las dimensiones de la potabilizadora tipo se realiza mediante el software de cálculo Excel 2000. Llamaremos “libro” a un archivo de este software, que tiene extensión “xls” aunque en el texto no se indica para evitar repetición. Estos libros a su vez se componen de “hojas” cuyo contenido se describe ordenadamente por lo que no fue necesario estar haciendo referencia al libro del que forman parte.

Con el objeto de facilitar el proceso de cálculo se han incluido a estos libros tres programas desarrollados en Visual Basic. Uno de ellos es una función denominada “Moody (Re,e)” la cual recibe los parámetros número de Reynolds (Re) y la rugosidad relativa (e), y devuelve el factor de fricción para la fórmula de Darcy. Otra función que se agregó se utiliza para calcular la expansión del lecho filtrante, se llama “Poros (d,d1,d3,e1,e2,p1,u1)” y devuelve la porosidad del lecho expandido, recibe los siguientes parámetros.

- d- diámetro equivalente (cm)
- d1- esfericidad
- d3- densidad del material (g/cm³)

- e1- densidad del fluido (g/cm^3)
- e2- viscosidad del fluido (poise)
- p1- porosidad del medio
- u1- velocidad del agua durante el lavado (cm/min)

El tercer algoritmo es un procedimiento, se emplea solamente en el cálculo del coeficiente de distribución de la tasa de filtración en el libro “Filtros” y resuelve una serie de ecuaciones utilizando un proceso iterativo. En el punto 9.4.2.6 se detalla el uso de este procedimiento.

La organización de las hojas de cálculo se hizo dividiéndola en dos columnas verticales principales, la columna de la izquierda es para datos y en la columna derecha se presentan los resultados. El proceso normal de cálculo deberá consistir en la captura de datos en la columna para el valor de éstos, sin requerirse la modificación de las fórmulas de la columna de resultados.

La información de la sección de datos de las hojas se presenta en tres colores diferentes, y cada color indica cómo se debe modificar. El negro significa que se debe actualizar directamente utilizando la información que el usuario disponga; el color azul indica que ese valor no se debe modificar, pues se toma de otras celdas; en caso de requerir modificar ese valor se tendrá que modificar la celda origen; el color naranja indica que es necesario modificar ese valor haciendo un sencillo proceso iterativo, las instrucciones para hacerlo se indican como comentario en la misma celda.

En todas las hojas el proceso de cálculo es asistido con comentarios colocados en las celdas donde se juzgó que serían de utilidad. Las celdas que contienen comentarios se reconocen por un triángulo rojo que aparece en su esquina superior derecha, para verlo sólo es necesario colocar el cursor sobre la celda.

Todas las hojas están protegidas, esto significa que solamente se pueden modificar las celdas de la columna “Valor” de la columna principal “Datos”. Si fuera necesario modificar el procedimiento de cálculo se tendrá que desproteger la hoja, lo que permitirá modificar el resto de las columnas. Al hacer esto es necesario tener en cuenta que algunas modificaciones en la hoja “Filtros” del libro “Filtros” pueden afectar al algoritmo de cálculo de la relación de tasas de filtración. Antes de desproteger este libro léase la advertencia de la sección 9.4.2.6.

9.3. DESCRIPCIÓN GENERAL DEL PROCESO DE CÁLCULO

Antes de iniciar el proceso de cálculo se deberá recabar información sobre el problema de suministro de agua potable en particular. La información que se requerirá para realizar el proceso de cálculo completo es la siguiente:

Equipos de tratamiento

- Caudal de diseño
- Temperatura media anual del agua
- Número de módulos que componen la potabilizadora completa
- Terreno disponible y su topografía
- Análisis granulométrico de los medios filtrantes a emplearse
- Porosidad de los medios filtrantes
- Peso específico de los medios filtrantes
- Tiempos de residencia y gradientes óptimos para floculación
- Material que se utilizará como pantallas del floculador
- Velocidad de sedimentación del flóculo formado en condiciones óptimas
- Tipo de módulos de sedimentación que se utilizarán
- Tasa de producción de lodo

Dosificación de productos químicos

- Dosis óptima de cloro
- Dosis máxima de sulfato de aluminio y polímero
- Dosis máxima de otros productos químicos

Cuando se cuente con esta información se procede a realizar el cálculo de los equipos que componen la potabilizadora. El procedimiento general para realizar este cálculo es el siguiente:

- Se definirá la capacidad del equipo y el número de módulos de floculación y sedimentación en el libro “DatosGenerales”.
- Con el libro “Filtro” se calcula el número de filtros requeridos, la expansión del lecho durante el lavado, se dimensiona la canaleta de lavado y se calcula la caída de presión durante el lavado y durante filtración.
- Con la misma hoja “Filtro” se calcula, mediante un programa incluido en esta hoja, el coeficiente de distribución de la tasa de filtración.
- Con el libro “Interconexiones” se calcula la tubería que interconectará el filtro con el sedimentador.
- Se empleará el libro “Sedimentador” para calcular las dimensiones de las unidades de sedimentación.
- Empleando la hoja “Floculador” del libro “Floculador” se calculan las dimensiones del Floculador.
- Con el libro “MezclaRápida” se diseñará el dispositivo de mezcla rápida.
- Empleando el libro “Cloración” se definirá el equipo de cloración requerido para el proceso de desinfección.
- Se emplea el libro “ProductosQuim” para dimensionar los tanques de productos químicos requeridos y seleccionar los equipos utilizados para su dosificación, esto varía de acuerdo a si el producto es sólido o líquido.

9.4. DESCRIPCIÓN DE LAS ACTIVIDADES

Esta descripción de las actividades requeridas para el cálculo de una potabilizadora hace referencia a los archivos de Excel incluidos como complemento de este capítulo.

9.4.1. Datos generales

En el libro “DatosGenerales” se define el caudal con que operarán los módulos de la potabilizadora. El dato Q, caudal de diseño del módulo de potabilización, es el caudal mínimo con el que podrá operar la potabilizadora y corresponde al flujo requerido para lavar un filtro. En realidad el flujo requerido para el lavado puede ser un poco menor, dependiendo de cómo se configuren los filtros, pero usualmente se puede considerar Q como el flujo mínimo.

El número de submódulos del floculador y del sedimentador (NMF y NMS respectivamente) se pueden proponer por razones geométricas, para permitir que las estructuras tengan una forma semejante al cuadrado y aprovechar mejor el espacio disponible, pero no porque se pueda operar la potabilizadora con el flujo de uno de estos submódulos. El flujo mínimo con que puede operar la potabilizadora es el requerido para lavar un filtro (a menos que se instale un equipo de bombeo especial para el lavado de los filtros) y corresponde al valor de Q, que es la capacidad del módulo completo. En esta hoja también se definen los datos que se emplean comúnmente en el resto de los libros, como son: el flujo de diseño, las propiedades físicas de agua como densidad y viscosidad y la aceleración de la gravedad. Todas las hojas toman esta información de este libro, con lo cual se evita repetir la captura de información o considerar valores diferentes.

9.4.2. Cálculo del filtro

Se ha propuesto calcular este elemento primero porque se ubica en la cota más baja y tiene descargas al drenaje. Puesto que el nivel donde se descarga el agua de drenaje es fijo, se debe ubicar la elevación del filtro considerando este nivel. Los demás elementos estarán a una altura superior al filtro y no tendrán problemas para descargar por gravedad al drenaje. El cálculo de los filtros se realiza en el libro “Filtros”, las instrucciones que siguen hacen referencia a éste.

9.4.2.1. Número de filtros requeridos

El primer paso para el cálculo de la batería de filtros consiste en definir el número de filtros, el cual se calcula para que uno de éstos se pueda lavar con el flujo filtrado por el resto de filtros en operación. Este sistema de lavado se llama “lavado mutuo”.

En la hoja “Filtro” del libro del mismo nombre, en los pasos 1 al 3, se calcula el número de filtros. Para hacer este cálculo se deberá definir la tasa de filtración y la velocidad requerida para el lavado adecuado del lecho filtrante.

En la línea 3 se define el área que tendrá cada filtro, y como propuesta inicial se presenta la que resulta de dividir el caudal total entre la velocidad de retrolavado. Si este valor no se modifica los filtros se lavarán con la totalidad del flujo del sistema, si se cambia por un valor menor, cada filtro se lavará con una parte del flujo del sistema.

9.4.2.2. Expansión del lecho filtrante

En el ejemplo de cálculo se considera un lecho dual antracita-arena, si se desea diseñar un filtro con lecho de arena solamente se deberá indicar que la altura del lecho de antracita (L'), definida en la línea 17, es igual a cero. Para calcular la expansión de los lechos filtrantes se requieren los análisis granulométricos de la arena y antracita (en el caso de lecho dual) que los componen, así como la densidad, porosidad y esfericidad de los mismos. La información granulométrica de los medios de filtración se captura en la tabla de la hoja "Expansion", que forma parte del libro "Filtros". En esta hoja se deberán hacer algunos cálculos iterativos de forma manual en las celdas cuyos números aparecen de color anaranjado siguiendo las instrucciones que aparecen en los comentarios de su celda. Para el caso de lecho sencillo de arena no será necesario capturar la información correspondiente a la antracita.

La hoja "Expansion" hace referencia a fórmulas obtenidas de las hojas "AnálisisGranulArena" y "AnálisisGranulAntracita", donde se estima una línea de tendencia para el gráfico del análisis granulométrico. Estas gráficas toman los datos del análisis granulométrico capturado en la hoja "Expansion". Este proceso de cálculo se hace del paso 6 al paso 17. En los pasos 15 y 16 se deberá revisar que la expansión del lecho filtrante sea la requerida para su lavado, de no ser suficiente se deberá incrementar la "velocidad de lavado" (V_a) definida en el paso 1.

9.4.2.3. Cálculo de pérdidas durante el lavado

En esta sección se calcula la pérdida de carga en el proceso de lavado de los medios filtrantes. El cálculo debe incluir todas las pérdidas que se presentan en el camino del agua desde el vertedero de salida hasta el vertedero de las canaletas de lavado. La velocidad V_{c2} , como se indica en la Figura 10.1, es la velocidad a la que el agua entra a la canaleta individual del filtro. De esta velocidad dependerá la velocidad V_{c3} del agua que sale del filtro en servicio de filtración. La "altura del vertedero que controla la hidráulica del lavado" (H_v) que se calcula en el paso 34 se puede identificar también en la Figura 9.1. Las pérdidas se calculan del paso 18 al 34.

En el ejemplo mostrado en el cálculo se consideraron viguetas prefabricadas y lecho de grava para soportar el lecho de arena, sin embargo, es posible utilizar un falso fondo con boquillas microranuradas en su lugar. Estas boquillas tienen la ventaja de no requerir el soporte de grava, pues por sus ranuras no entran los granos de arena, sin embargo, su adquisición puede resultar más costosa que la fabricación de las viguetas y la compra de la grava. La decisión final dependerá de los recursos económicos disponibles.

9.4.2.4. Dimensiones de la canaleta de recolección de agua de lavado

Esta sección comprende del paso 35 al 41. Las variables que se solicitan en esta sección se pueden identificar en la Figura 9.2.

En el paso 40 se calcula el espaciamiento real entre canaletas de lavado y se compara con un espaciamiento recomendado. Si el espaciamiento real no queda dentro del rango recomendado se deberá modificar el número de canaletas para cambiar el espaciamiento entre éstas hasta que corresponda a la recomendación presentada.

La “altura del borde de la canaleta relativa al fondo del filtro” (H_c) que se calcula en el paso 41 se puede identificar en la siguiente figura como la suma de $H_1+H_2+H_3+H_4$

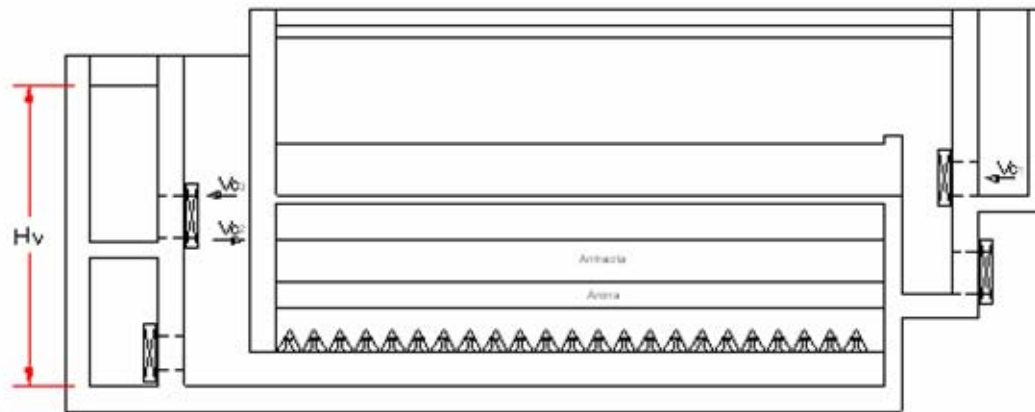


Figura 9.1 Perfil del filtro con velocidades de entrada y salida indicadas

9.4.2.5. Cálculo de pérdidas durante la filtración

En este paso se calculan los factores de la fórmula para estimar las pérdidas en función de la variable tasa de filtración. Esto se hace así porque en el siguiente paso, que es el cálculo de la “relación de tasas de filtración”, se requieren hacer cálculos iterativos de estas pérdidas y resultan más rápidos si ya están calculados todos los factores. En el paso 56 se presentan los factores para calcular las pérdidas en función de la tasa de filtración lineal y al cuadrado.

En la hoja “LechoFiltrante” que está incluida en el libro “Filtros” se hacen los cálculos de la sumatoria de los diámetros geométricos de los medios filtrantes que se requieren para calcular la caída de presión a través del lecho limpio. No es necesario capturar datos en esta hoja.

9.4.2.6. Cálculo de la relación entre la tasa de filtración máxima y la tasa promedio

El sistema de cálculo supone que los filtros se operarán mediante el sistema de tasa declinante, esto significa que se lavará solamente un filtro cada vez que el nivel del agua alcance la altura de la carga de filtración disponible.

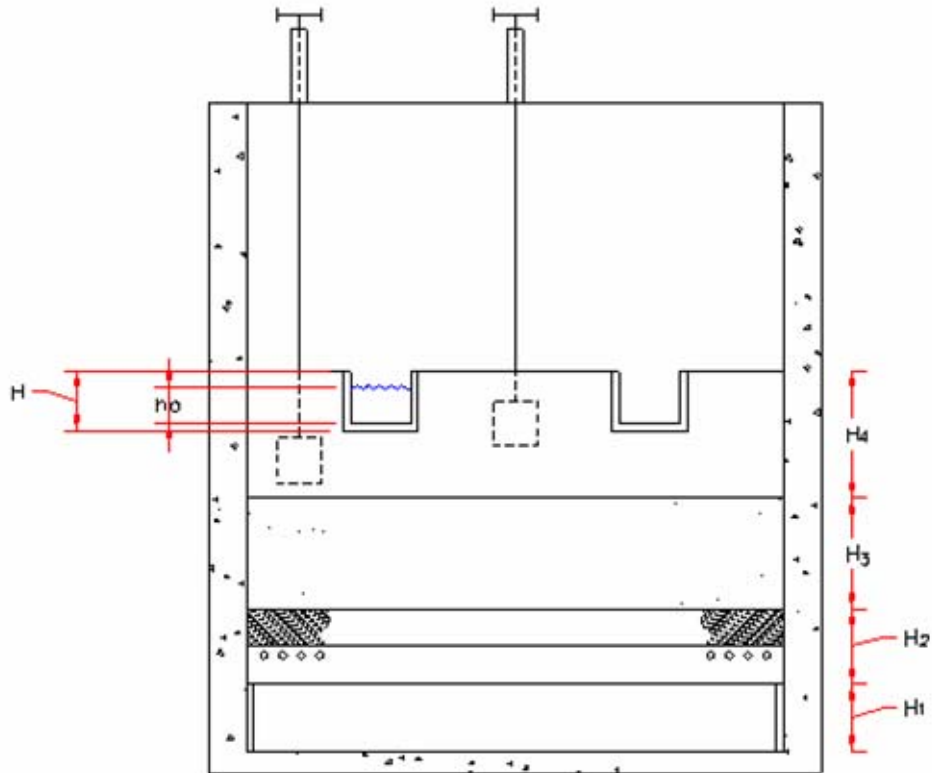


Figura 9.2 Perfil de canaletas y lecho filtrante

La hoja está diseñada para realizar el cálculo considerando un máximo de 6 filtros. Si el número de éstos es superior un programador de Visual Basic deberá modificar el programa para que funcione adecuadamente. Si el número de filtros es menor se deberá capturar el valor 0 en la tasa de filtración de los filtros que no se utilicen, por ejemplo: si se tienen sólo 5 filtros se deberá capturar la tasa del último filtro como 0. esto es, en la línea 70 el valor de $q_{mín}$ deberá de ser cero.

Para realizar el cálculo primero se propone una carga de filtración en el paso 57 y posteriormente se da inicio al proceso de cálculo iterativo presionando el botón "Calcular" del paso 58. Este botón ejecuta un programa que calcula de forma iterativa las tasas de filtración a las que operarían los filtros con el arreglo hidráulico definido en el cálculo de la "caída de presión durante la filtración" y la carga de filtración disponible definida en el paso 57.

Una vez terminado el cálculo iterativo se tendrá que revisar el coeficiente de distribución (CD) que se calcula en el paso 70, éste deberá ser menor a 1.5 y mayor a 1.3 (Di Bernardo, CEPIS).

La carga hidráulica disponible se suma al nivel del vertedor de salida para determinar el nivel del agua n2, que es el nivel del agua justo antes del lavado de un filtro.

Advertencia

El procedimiento de cálculo ejecutado con el botón de la línea 58 asume que el valor de Hh se encuentra en la celda H83. Si se eliminan líneas antes de la 83 el valor de Hh cambiará su posición y el procedimiento no funcionará correctamente. Para corregir este problema es necesario indicarle al programa en qué línea quedó el valor Hh, lo que se puede hacer de siguiente manera:

- En el menú principal seleccionar “Herramientas”, “Macro”, “Editor de Visual Basic”.
- En la ventana “Proyecto” que aparecerá en la esquina superior izquierda hacer doble clic en “Hoja1 (Filtro)”. Esto abrirá en la ventana de la derecha el archivo fuente del procedimiento.
- En la ventana principal buscar la línea “Const LSS = 83” y modificar el número 83 por el que corresponda a la línea de la hoja de Excel donde se encuentre el valor Hh.
- Cerrar el editor de Visual Basic.

El procedimiento también modifica otros valores de la línea 88 a la 97, por lo que no se deberán insertar o eliminar líneas en ese intervalo a menos que se comprenda bien el funcionamiento del algoritmo y se pueda modificar éste también.

9.4.3. Cálculo del Sedimentador

Siguiendo el sentido contrario al recorrido del agua, el sedimentador es el siguiente elemento por calcular para lo cual se utiliza el libro “Sedimentador”, en los siguientes subincisos las hojas descritas corresponden a este libro a menos que se indique a que otro libro pertenecen.

Un factor limitante en el dimensionamiento del sedimentador es el ancho que puede tener cada zona de sedimentación. Como también es el ancho de las placas paralelas, existe un límite después del cual es más probable que éstas se flexionen o fallen. Por tal motivo muchas veces es necesario dividir el equipo de sedimentación en submódulos y de esta forma poder obtener un equipo más corto y con forma más cuadrada. Además el largo del sedimentador también está limitado por la altura que puede tener el canal central de distribución (ver hoja “CanalDeDistribución” del libro “Sedimentador”).

9.4.3.1. Dimensionamiento del sedimentador

Puesto que este elemento contiene una gran cantidad de placas que deberán ser colocadas en forma paralela, es conveniente ajustar el ancho de estos módulos al ancho de las placas o módulos de sedimentación disponibles.

En la hoja "SedimTubular" se definen las dimensiones principales de un sedimentador que emplea módulos tubulares, en la hoja "SedimPlacas" se calculan las dimensiones de un sedimentador que emplea placas paralelas.

Dependiendo del tipo de equipo a utilizar se utilizará una u otra hoja. En la Figura 9.3 se definen algunas variables importantes utilizadas en esta sección.

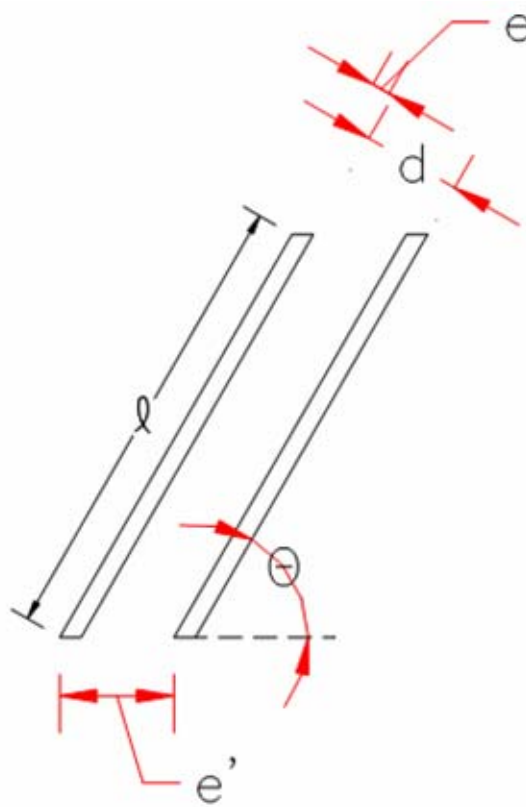


Figura 9.3 Detalle de las placas paralelas

9.4.3.2. Colector de agua clarificada

En la hoja "Colector" del libro "Sedimentador" se calcula el colector tubular superior de agua sedimentada. En este cálculo se deberá procurar que el diámetro del tubo colector calculado en el paso 4 corresponda a un diámetro de tubo comercial.

9.4.3.3. Colector de lodos

Se presentan dos opciones para el cálculo del colector de lodos, una mediante un canal de lodo con sifones extractores en la hoja "CanalLodos" y la otra opción es un tubo colector con tolvas independientes en la hoja "TolvasLodos".

9.4.3.4. Canal central de distribución

El cálculo de este canal se realiza en la hoja "CanalDeDistribucion". En el paso 2 se solicita la velocidad del agua en los orificios (VI), esta velocidad deberá ser tal que el gradiente que produce sea menor que el gradiente de la última canaleta de floculación. El gradiente de velocidad en los orificios se calcula en la línea 19. Es conveniente que el diámetro de los orificios, calculado en la línea 5 en función de VI, coincida con diámetros de tuberías comerciales.

Se debe cuidar que la diferencia entre la velocidad con la que sale el agua del primer orificio y la velocidad en el último no sea mayor de 5% (paso 16). El cálculo de estas velocidades se auxilia de la hoja "DesviaciónVel" incluida en el libro "Sedimentador". En esta hoja se presenta el cálculo para el caso de un canal con 25 pares de orificios, cuando el número de pares sea menor o mayor se deberán eliminar o copiar líneas según sea el caso.

El largo del sedimentador podría estar limitado por éste canal. Si no es posible obtener una desviación de velocidad menor al 5% será necesario dividir el equipo de sedimentación en más módulos que sean más cortos.

9.4.4. Cálculo del floculador

9.4.4.1. Dimensionamiento del floculador

En este caso se utiliza el libro "Floculador", en los siguientes subincisos las hojas descritas corresponden a este libro a menos que se indique a que otro libro pertenecen. El cálculo de la primer canaleta del Floculador se termina en el paso 16, de éste en adelante los pasos se repiten para calcular las siguientes canaletas. Para cada canaleta se deberá definir el gradiente de velocidad deseado y como resultado el espaciamiento de las mamparas requerido para gradiente. La pérdida de carga en cada una de las canaletas se deberá registrar para construir el perfil hidráulico de la planta.

En el paso 74 se deberá confirmar que el ancho que se está considerando en las canaletas corresponde al requerido para el tiempo de residencia especificado en el paso 1. En el paso 72 se deberá observar que el porcentaje de la superficie de las mamparas que se traslapa es mayor a 1/3 del total de la superficie de éstas (CEPIS).

9.4.4.2. Canal de conducción de agua floculada

El agua floculada se debe conducir al sedimentador sin romper los flóculos formados en el floculador. Por lo tanto en el canal de conducción de agua floculada el gradiente no deberá ser mayor al gradiente menor del proceso de floculación.

En la hoja "CanalAguaFloc" del libro "Floculador" se calcula este canal de conducción. Esta hoja hace referencia al ancho del canal central de distribución, que se captura en el libro "Sedimentador". Si no se ha seguido el orden recomendado aquí, donde se recomienda calcular primero el sedimentador, se deberá regresar a la hoja "CanalAguaFloc" cuando se calcule el sedimentador para comprobar que el área de la compuerta de entrada al sedimentador no exceda el área disponible para su colocación.

En la hoja "DesviacionVel" se hace un cálculo auxiliar para estimar la desviación de velocidades entre la primer entrada y la última entrada a los sedimentadores (esta estimación es especialmente útil cuando son más de dos entradas). En esta hoja se presenta el cálculo para el caso de un canal con 2 salidas de los floculadores, cuando el número de salidas sea mayor se deberán copiar líneas para que exista una para cada salida.

9.4.5. Cálculo del dispositivo de mezcla rápida

El siguiente elemento por calcular es el dispositivo de mezcla rápida. Para hacer esto se utiliza el libro "MezclaRápida", el cual contiene siete hojas. La primera se llama "Parshall" y es donde se calcula este canal de medición, las siguientes tres hojas, "Tabla5", "Tabla7" y "FiguraParshall", contienen la información base de la hoja "Parshall" y no es necesario capturar datos en ellas. La quinta hoja se llama "CanalConduccion" y en ella se calcula el canal de conducción de agua del Parshall al floculador.

Existen otras dos hojas que sirven para calcular dispositivos de mezcla rápida diferentes al canal Parshall, estas son "VertedorRectangular" donde se puede calcular un vertedor rectangular que puede funcionar para medición del flujo y mezcla rápida y la hoja "CambioPendiente" donde se puede calcular un canal rectangular con cambio de pendiente, ambas forman parte de este libro.

El Parshall puede ser reemplazado por un vertedor rectangular especialmente diseñado para provocar una mezcla rápida apropiada como se indica en CEPIS2 p.63 y el cual puede ser calculado con la hoja "VertedorRectangular" o se puede reemplazar por un canal rectangular con cambio de pendiente como se muestra en la p.52 del mismo documento, esta última alternativa no incluye medición y se puede calcular utilizando la hoja "CambioPendiente".

9.4.6. Cálculo del equipo de cloración

En el libro “Cloración” se calcula el equipo requerido para el proceso de desinfección mediante la dosificación de cloro gas.

En los pasos 1 al 11 se define el clorador requerido, la capacidad de los cilindros de cloro empleados y el número de cilindros requeridos. En el paso 6 se deberá definir el flujo máximo de cloro gas que el cilindro puede suministrar sin que el cloro se condense (al pasar de un estado líquido a alta presión a estado gaseoso y presión inferior el gas se enfría, si se enfría demasiado puede condensarse y volver al estado líquido). Este flujo depende del tamaño del cilindro principalmente y en menor medida de la temperatura ambiente media a la que éste se encuentre.

Del paso 12 al 23 se selecciona el tipo de inyector adecuado. Este proceso es iterativo, y se deberá iniciar definiendo, en el paso 23, el flujo que el inyector demanda (G_0); con este flujo y la definición de la línea de conducción del inyector al punto de aplicación que se hace del punto 12 al 22 se calcula la contrapresión que se tendrá a la salida del inyector. Este número no deberá ser mayor a la contrapresión permitida por el inyector seleccionado (B_i).

En los pasos 24 a 48 se calculan las pérdidas por fricción desde el punto de toma del agua hasta el inyector, con lo que es posible seleccionar la bomba ayuda requerida.

9.4.7. Cálculo del equipo para dosificación de productos químicos

En el libro “ProductosQuim”, que contiene sólo una hoja, se calculan las dimensiones de los tanques donde se preparan las mezclas de sulfato de aluminio y polímero, además se definen los flujos que se requiere dosificar de estas dos mezclas. Con estos flujos se podrán seleccionar los dosificadores de productos químicos.

9.4.8. Cálculo de la línea de interconexión del sedimentador al filtro

En el libro “Interconexiones” se presenta una hoja llamada “Sed-Filtro” donde se calculan las pérdidas por fricción en la línea de conducción de agua del sedimentador al filtro. Esta misma hoja se puede copiar en otras nuevas si es necesario calcular otras líneas de interconexión.

9.4.9. Cálculo del soplador para el lavado con aire

El libro “Soplador” sólo se utilizará cuando el lavado del lecho filtrante sea asistido con aire. En él se calcula la potencia requerida por el soplador y la línea de conducción de aire. El uso del aire mejora la eficiencia del lavado y disminuye el desperdicio de agua que ocurre en este proceso. Cuando se emplea este sistema se debe utilizar un falso fondo especial que permita el ingreso del aire en una forma uniforme. En el libro “Filtración de agua” se recomiendan tasas de inyección de aire y los modos de lavado (primero aire y después agua o ambos simultáneos) que se pueden emplear cuando se utiliza aire.

10. EJEMPLO DE CÁLCULO DE UNA POTABILIZADORA DE AGUA SUPERFICIAL DE 250 l/s DE CAPACIDAD UTILIZANDO LAS HOJAS DE CÁLCULO

10.1. INTRODUCCIÓN

En este capítulo se describe paso a paso un ejemplo del proceso desarrollado para dimensionar una potabilizadora tipo utilizando las hojas de cálculo de las que se incluyen sus archivos.

Las hojas de cálculo están divididas y numeradas por líneas. A cada hoja corresponde un apartado en este capítulo, y dentro de ese apartado la numeración de los comentarios corresponde con el número de línea al que va dirigido. Para lograr una comprensión adecuada de este documento la lectura de los comentarios que aquí se presentan se debe realizar al mismo tiempo que se utilizan las hojas de cálculo.

10.2. ANÁLISIS PRELIMINARES

10.2.1. Cálculo del caudal de diseño

De acuerdo a datos poblacionales, proyecciones a futuro y el volumen de agua disponible, el presente diseño considera un gasto de 250 l/s.

10.2.2. Pruebas de jarras

En el Anexo A.3 se define el procedimiento para realizar la prueba de jarras. El objetivo de éste es determinar los gradientes de floculación óptimos, el tiempo de residencia de floculación óptimo y la dosis de coagulante principal y coagulante ayuda óptima y máxima. En el ejemplo presentado se supuso que el tiempo de residencia óptimo es de 20 minutos, los gradientes óptimos son 80. 60. 50. 40. 30 s⁻¹ con 4 minutos de residencia para cada uno. El coagulante considerado fue el sulfato de aluminio con una dosis óptima de 25 mg/l y dosis máxima de 40 mg/l. La dosis máxima de coagulante ayuda se estableció en 0.5 mg/l.

10.2.3. Características de los medios filtrantes

En el Anexo A.4 se definen diferentes procedimientos con los que es posible determinar algunas características de los medios filtrantes que son solicitadas en las hojas de cálculo. Estas características son: análisis granulométrico, porosidad y peso específico (de donde se puede obtener la densidad real). Los valores considerados para estas variables se muestran en el libro "Filtros".

10.2.4. Velocidad de sedimentación y tasa de producción de lodo

Estos dos datos dependen del tipo de floculante empleado, las dosis que se empleen de éste y de la calidad del agua a tratar. En el Anexo A.6 se presenta una metodología para calcular la velocidad de sedimentación del flóculo. Este procedimiento requiere de un equipo fabricado específicamente para este propósito, por lo que regularmente resulta más económico encargar estos análisis a laboratorios especializados. La velocidad que se obtiene de este proceso dependerá de las condiciones específicas en que se floculó y sedimentó el agua y de la calidad del agua en el momento en que se tomó la muestra. Por este motivo se recomienda realizar varias veces el procedimiento para incluir las diferentes condiciones de la calidad del agua.

El resultado depende también del % de remoción que se pretenda obtener en el sedimentador. Puesto que estos procesos de laboratorio resultan muy costosos y tardados, sólo se justifican cuando se está diseñando una potabilizadora muy grande que empleará agua de una fuente donde no se han instalado otras plantas potabilizadoras de las que se pudiera obtener información sobre la tasa de sedimentación. Cuando se diseñan potabilizadoras pequeñas (de menos de 500 l/s en total) resulta más económico diseñar con tasas de sedimentación que provoquen un sedimentador un poco sobrediseñado.

Para determinar la velocidad de sedimentación en la potabilizadora del ejemplo se tomó información del CEPIS y de potabilizadoras existentes. El rango de esta velocidad recomendado por CEPIS es de 0.78 a 1.98 m/h. Para este ejemplo se considerará una velocidad de sedimentación de 1.48 m/h empleando sulfato de aluminio como coagulante.

La tasa de producción de lodo se puede obtener también de pruebas de laboratorio o mediante una aproximación teórica empleando la ecuación de producción de lodo presentada en el capítulo 8:

Tasa de producción de lodo de alumbre seco (kg/1000m³ de agua tratada):

$$[\text{Dosis de alumbre (mg/l)} \times 2,2/8.34] + [\text{turbiedad del agua (UTN)} \times 1.3]$$

Esta fórmula aplica cuando se dosifica sulfato de aluminio. Se supondrá que en las pruebas de jarras se encontró una dosis máxima de este coagulante de 40 mg/l, y la turbiedad nefelométrica media anual del agua es de 80 UTN. Realizando el cálculo propuesto por la ecuación obtenemos una cantidad estimada de lodo de 0.115 kg/m³. Pero el dato que se solicita en las hojas de cálculo es en mL de lodo producido por cada litro de agua tratada. Para hacer la conversión es necesario suponer una concentración en el lodo. Es posible obtener esta concentración de potabilizadoras cercanas, sólo se requiere hacer un análisis de concentración de SST al lodo que se extrae de las tolvas del sedimentador.

En el capítulo 7 se menciona que la concentración del lodo producido por la sedimentación de flóculos de sulfato de aluminio varía de 0.1 a 4%. Considerando un valor de 2,5%, equivalente a 25 kg/m³, se procede a hacer la siguiente conversión:

$$0.115 \frac{\text{kg_lodo}}{\text{m}^3 \text{ agua_tratada}} \cdot \frac{1 \text{ m}^3 \text{ lodo}}{25 \text{ kg_lodo}} = 0.00458 \frac{\text{m}^3 \text{ lodo}}{\text{m}^3 \text{ agua_tratada}}$$

Lo que equivale aproximadamente a 4.6 ml/l; este valor se ajustó a 5 ml/l y así se utilizó en las hojas de cálculo.

10.3. PROCEDIMIENTO DE CÁLCULO

El cálculo de las dimensiones de la potabilizadora tipo convencional se realizó utilizando las hojas de cálculo (.xls) para software Excel 2000 que se incluyen en archivo, después de haber definido la información mencionada en las secciones anteriores, es posible iniciar el cálculo de las dimensiones básicas que conformarán la potabilizadora. Como dimensiones básicas se consideran aquellas requeridas para el diseño funcional e hidráulico, más no se incluyen las dimensiones y la información requerida para elaborar los planos del proyecto ejecutivo estructural, electromecánico ni arquitectónico. El diseño funcional incluye las dimensiones interiores (no se calcula el espesor de los muros) de las estructuras que componen la potabilizadora, así como la información necesaria para elaborar el plano de perfil hidráulico (Ver los planos “Caja de distribución”, “Floculador”, “Sedimentador”, “Filtro”, “Planta general” y “Perfil hidráulico” que se presentan en el Anexo A.8).

El primer paso del procedimiento de cálculo consiste en leer el Capítulo 9 Instructivo para el uso de las hojas de cálculo incluidas en los archivos adjuntos.

Después se preparan los archivos de los libros de Excel para iniciar el procedimiento de cálculo. Para esto primero se crea una carpeta nueva en una computadora que tenga al menos 128 MB de memoria RAM, un procesador Pentium III de 600 Mhz y el software Office2000 instalado. El nombre de la carpeta deberá hacer referencia a la población para la que se hace el diseño, en este caso puede ser “PoblacionEjemplo”. Posteriormente se copian todas los libros o archivos de Excel que incluyen el manual de diseño a esta carpeta nueva. Se recomienda no renombrar las hojas de cálculo para evitar errores, ya que están interrelacionadas.

Con la carpeta ya formada se inicia el proceso de cálculo capturando la información de la hoja “Datos generales” del libro de este mismo nombre. Este proceso se describe a continuación.

10.3.1. Datos generales

Abrir el archivo “DatosGenerales”. A continuación se detallan los valores capturados en cada una de las líneas de la hoja del mismo nombre y una descripción de cómo

fueron obtenidos. La numeración de cada párrafo que se presenta a continuación corresponde con un número de línea de la hoja analizada.

1. En la primer línea de la columna "Datos" (véase inciso 9.2) se captura el caudal de diseño de cada módulo de potabilización (Q). Para este caso se construirá inicialmente un módulo de 250 l/s, por lo tanto, en la celda H7 se capturó "0.25" para indicar los m³/s de capacidad de cada módulo. En la celda se puede observar un comentario que nos dice que por razones económicas se recomienda diseñar módulos de potabilización de 50 a 500 l/s de capacidad.
2. Número de submódulos para floculación. Se refiere al número de módulos que conformarán el floculador y que tendrán entre todos la capacidad del módulo de potabilización completo (Q). El valor Q es el caudal mínimo con el que podrá operar la potabilizadora y corresponde al flujo requerido para lavar un filtro. En realidad el flujo requerido para el lavado puede ser un poco menor, dependiendo de cómo se configuren los filtros, pero usualmente se puede considerar Q como el flujo mínimo. El número de submódulos del floculador y del sedimentador (NMF y NMS respectivamente) se definen considerando razones geométricas, para permitir que las estructuras tengan una forma semejante al cuadrado y aprovechar mejor el espacio disponible, pero no porque se pueda operar la potabilizadora con el flujo de uno de estos submódulos.

Para saber cuántos submódulos se requieren es necesario conocer las dimensiones del floculador, así que se especifican 2 submódulos y cuando se realice el cálculo de sus dimensiones se revisará este valor.

3. Número de submódulos para sedimentación. En este caso también se especifican provisionalmente 2 submódulos de sedimentación y una vez que se calculen las dimensiones del sedimentador se revisará este valor.
4. Propiedades del agua. En esta línea se capturó un valor para la temperatura media anual del agua de 15°C.

En la columna de resultados el programa Excel calcula automáticamente la densidad, la viscosidad dinámica y la viscosidad cinemática del agua utilizando una fórmula. Durante el diseño normal de la potabilizadora no es necesario modificar las celdas de la columna de resultados, es por eso que las hojas están protegidas contra cambios (véase inciso 9.2).

5. Aceleración de la gravedad. La celda que contiene este valor está protegida contra cambios, no es necesario modificarla.

En la columna de resultados se calcula el peso específico del agua utilizando la aceleración de la gravedad para tal efecto. Estos valores de las principales propiedades del agua se utilizarán posteriormente en el resto de las hojas de cálculo.

6. Número de módulos de flujo Q que conforman la potabilizadora completa. Este valor se utiliza para calcular la caja de distribución. Para considerar la posibilidad de expansión a futuro de la potabilizadora se capturó en esta celda el valor de 2 módulos.

Una vez que se termina de capturar esta información se procede a grabar el archivo "DatosGenerales" pero sin cerrarlo. Se recomienda que este archivo permanezca abierto siempre que se esté utilizando cualquiera de las hojas del manual de diseño, pues todas están vinculadas con él y toman información del mismo. Si se cierra este archivo al abrir las otras hojas el programa siempre preguntará si queremos actualizar la información con la del archivo "DatosGenerales", si está abierto no lo pregunta y actualiza la información automáticamente.

10.3.2. Cálculo del filtro

El siguiente elemento que se calcula es el filtro⁵, para hacerlo se abre el libro "Filtro".

El programa Excel preguntará si se habilitan las macros. Presionar el botón "Habilitar macros" para permitir que se ejecuten los programas integrados en la hoja de cálculo. A continuación el programa presentará la siguiente advertencia "Antes de desproteger la hoja consulte el instructivo de uso (inciso 9.4.2.6), presione aceptar para proseguir.

10.3.2.1. Número de filtros requeridos

El libro "Filtro" contiene cinco hojas. La primera etapa consiste en calcular el número de filtros en la hoja "Filtro", de la línea 1 a la 5.

1. En la primer línea la hoja pide el caudal (Q) y la velocidad de lavado del filtro (Va). El valor del caudal se presenta en color azul (véase inciso 9.2) indicando con esto que la celda hace referencia a otra donde ya se capturó ese valor, en este caso a la primer línea de la hoja "DatosGenerales".
2. El valor de la velocidad de lavado debe ser tal que consiga expandir el lecho filtrante de un 25 a un 30%. Es necesario ingresar este valor desde el inicio pues de éste depende la dimensión de los filtros, por lo tanto se capturó cualquier valor dentro del rango recomendado y se prosiguió con el cálculo, al llegar a las líneas 15 y 16, donde se calcula el % de expansión, se regresó a esta línea para ajustar la velocidad de lavado.
3. Se ha propuesto calcular este elemento primero porque se ubica en la cota más baja y tiene descargas al drenaje. Puesto que el nivel donde descargamos el agua de drenaje es fijo, debemos ubicar la elevación del filtro considerando este nivel. Los demás elementos estarán a una altura superior al filtro y no tendrán problemas para descargar por gravedad al drenaje.
4. Con el caudal del módulo de potabilización y la velocidad de lavado, la hoja propone una superficie para cada filtro (Afp). Esta superficie se calcula considerando que cada filtro se lavará con el total del caudal del módulo, pero es sólo una propuesta y no interviene directamente en el proceso de cálculo,

sólo sirve como guía para seleccionar la superficie real de cada filtro en la línea 3.

5. Velocidad de filtración deseada (V_{fi}). En esta línea se define la velocidad de filtración (descendente) con que se desea que operen los filtros. Este valor no interviene en el proceso de cálculo, sólo sirve para definir el número de filtros requeridos para aproximarnos a esa tasa de filtración. La velocidad de filtración real (V_f) será calculada en la línea 4. Con la tasa de filtración deseada la hoja calcula el área de filtración requerida para cumplir con ella (A_t). Este valor sólo se utilizará para calcular el número de filtros en la línea 3.
6. Área considerada para cada filtro (A_f). Este es el valor que se considerará en el proceso de cálculo como superficie de cada filtro. Se recomienda utilizar un valor inferior al de A_{fp} , de esta forma el filtro se podrá lavar con un flujo inferior al de la capacidad del módulo (Q), y si cuando se opere la potabilizadora la expansión del lecho filtrante no fuera la deseada se podrá incrementar el flujo para el lavado con tan solo subir el vertedor de salida del filtro, con esto se incrementaría el porcentaje de expansión y se aseguraría un lavado eficiente. Número de filtros (N). La hoja calcula el número de filtros intentando acercarse a la velocidad de filtración deseada (V_{fi}). Para modificar el número de filtros será necesario cambiar los valores de V_{fi} y A_f .
7. Velocidad de filtración (V_f). La hoja calcula V_f utilizando la superficie de cada filtro (A_f), el número de filtros (N) y el caudal (Q). Este valor será utilizado en pasos posteriores del proceso de cálculo. Flujo para el lavado (Q_r). Con la superficie de cada filtro (A_f) y la velocidad de lavado (V_a) la hoja calcula el flujo requerido para lavar cada filtro. Este flujo deberá ser menor que o igual al flujo total del módulo (Q). Este valor se utilizará posteriormente para calcular la pérdida de carga durante el lavado.

10.3.2.2. Hoja "Expansion"

Antes de proseguir con el cálculo en la línea 6 de la hoja "Filtro" es necesario capturar la información de los análisis granulométricos de la arena y antracita (en caso de lecho doble) en la hoja "Expansion".

En esta hoja el proceso de cálculo no sigue el mismo orden que en el resto. Esto se hizo así con el objeto de facilitar la captura de información sobre los lechos filtrantes. Los valores que se presentan en esta hoja tienen cuatro colores diferentes: Los números de color azul son resultados de fórmulas, los de color negro son datos que se tienen que actualizar en cada proyecto, el color naranja indica valores que se tienen que estimar mediante iteraciones manuales siguiendo las instrucciones que se detallan en el comentario de la celda. El color verde indica que en esa celda es necesario ingresar la fórmula obtenida de la línea de tendencia de las hojas "AnálisisGranulArena" y "AnálisisGranulAntracita".

1. El primer paso consiste en capturar la información de los análisis granulométricos de la arena y la antracita mencionados en la sección 11.2.3. Esto se hace capturando todos los valores que aparecen en color negro dentro

de la hoja, estos son, el diámetro mayor y menor de cada par de mallas empleadas en el análisis y el % del medio filtrante que es retenido en esas mallas.

Los diámetros menores de cada par de mallas empleadas en el análisis se capturan en la columna “ d_1 ”, que corresponde a la columna B de la hoja de Excel. Los diámetros mayores se capturan en la columna “ d_2 ”, y el % que es retenido entre ese par de mallas se captura en la columna “Xi”, estas corresponden a las columnas C y E de la hoja. Esta información es requerida para cada uno de los medios filtrantes⁶.

2. Una vez capturada la información de los análisis granulométricos se procedió a graficar la curva “diámetro de malla vs % del medio filtrante que pasa por la malla” para la arena y la antracita. Estas gráficas se presentan en las hojas “AnálisisGranulArena” y “AnálisisGranulAntracita”⁷; a estas gráficas se les agregó una línea de tendencia con la indicación de mostrar la ecuación, esta ecuación será utilizada en la hoja “Expansion”.
3. Después de haber obtenido las ecuaciones que relacionan el % del medio que pasa por la malla con el diámetro de la malla, se procede a capturarlas en la hoja “Expansion” en las celdas cuyos valores son de color verde. En las celdas H16, H18, H19 se captura la ecuación obtenida del gráfico para la arena y en las celdas H37, H39 y H40 se captura la ecuación obtenida del gráfico para la antracita.
4. Posteriormente se procede a calcular en forma iterativa todas las celdas cuyo valor se presenta en color naranja. En cada una de éstas se indica mediante un comentario cómo se debe modificar para obtener el valor adecuado. Las celdas que se calculan así son: el tamaño efectivo de la arena (d_{10} , celda F16) que se modifica hasta que la celda H16 indica un valor de 10%; el coeficiente de uniformidad de la arena (cu, celda F17) que se modifica hasta que la celda H18 indica un valor de 60%; el d_{90} , en la celda F19, que se modifica hasta que la celda H19 queda con un valor de 90%; la velocidad que expande 10% la capa

Al terminar los cálculos de la hoja “Expansion” se revisa que los materiales filtrantes considerados sean los adecuados para el filtro que se está diseñando. El coeficiente de uniformidad es uno de los principales parámetros que nos indica la calidad del material, este valor es un índice de la variación del tamaño de las partículas que componen el lecho, mientras menor sea más uniforme es el tamaño de las partículas y más costoso es obtener ese material. Se recomienda que este coeficiente sea de 1.5 o menos.

El material que se está utilizando presenta un coeficiente ligeramente superior a 1.5. Es difícil conseguir arena sílica con un cu inferior o igual a 1.5, por este motivo se consideró adecuada la referida en el ejemplo con coeficiente de uniformidad de 1.55. En la hoja “Expansion” se presenta la siguiente nota: “Para asegurar un intermezclado adecuado de los medios filtrantes se deberá seguir el siguiente criterio: La velocidad del agua que expande 10% la capa d_{90} de la antracita no debe ser menor del 80% de la velocidad que expande 10% la capa d_{90} de arena. Esto

asegura que ambas capas se expandan simultáneamente”, se verificó que esto se cumpliera al comprobar que el valor de la celda H42 (velocidad para expandir la capa d90 de antracita) es mayor al de la celda I42 (80% de la velocidad requerida para expandir la capa d90 de arena) y casi igual que el de la celda H21 (velocidad requerida para expandir la capa d90 de arena).

10.3.2.3. Expansión del lecho filtrante durante el lavado

Después de terminar los cálculos en la hoja “Expansion” se prosigue con el cálculo del % de expansión del lecho filtrante en la línea 6 de la hoja “Filtro”.

5. Tamaño efectivo de la arena (d_{10}). Este valor ya se calculó en la hoja “Expansion” y en esta celda sólo se hace referencia a aquel valor, por eso aparece en color azul. Este valor sólo se utiliza para calcular en la línea 7 el tamaño efectivo recomendado para la antracita.
6. Tamaño efectivo recomendado para la antracita. Este valor lo calcula la hoja a partir del tamaño efectivo de la arena y es una recomendación para asegurar un grado de intermezclado⁸ óptimo entre la arena y la antracita. El valor que se obtuvo fue de 0.81 mm, y el tamaño efectivo real de la antracita que se va a utilizar es de 0.86 mm (celda F37 de la hoja “Expansion”), la diferencia es pequeña y el grado de intermezcla ya se había comprobado como adecuado con otro criterio en la hoja “Expansion”. Por lo tanto se acepta que la antracita y la arena que se están considerando pueden formar un lecho doble adecuado.
7. Las capas de arena más finas que quedan en la parte superior del lecho de arena después del lavado, y las capas de antracita más gruesas que quedan en la parte inferior del lecho de antracita, se mezclan unas con otras. A esto se le llama intermezclado.
8. En esta línea capturamos una parte de la información del análisis granulométrico solamente como ejemplo de cómo se realizan los cálculos en la hoja “Expansion”. El cálculo del diámetro equivalente (D_e) que se realiza aquí no se utilizará en el proceso de cálculo, sólo se hace para ilustrar el procedimiento.
9. En esta línea capturamos el peso específico de la arena sílica, el cual varía muy poco respecto de la fuente donde se obtiene. Si no se tiene una medición de este valor se deberá utilizar el valor que se recomienda. También se presentan otras variables tomadas de la hoja “DatosGenerales” en color azul que intervendrán en el cálculo del número de Galileo. Este número, calculado en la columna de resultados de esta línea, se utiliza para encontrar la porosidad del lecho expandido mediante unas gráficas elaboradas por Di Bernardo. Sin embargo, en las hojas de cálculo se incluye una función programada que calcula la porosidad sin necesidad de utilizar los gráficos. De cualquier forma se presenta el número de Galileo y de Reynolds para poder hacer el cálculo de cualquiera de las dos formas. Los números de Galileo y Reynolds para cada capa del lecho filtrante se presentan en la hoja “Expansion”.
10. Coeficiente de esfericidad de la arena (C_e). El coeficiente de esfericidad es la relación entre la superficie de una esfera del mismo volumen que la partícula y

la superficie real de la partícula de arena. La esfericidad de la arena ha sido obtenida por varios autores en forma experimental y se presenta un intervalo como recomendación. En el comentario de la celda donde se presenta el rango recomendado se menciona que para arena menor de 1 mm el C_e varía de 0.75 a 0.80. y que para diámetros mayores llega hasta 0.70. Revisando los C_e calculados en la hoja "Expansion" y su porcentaje de participación en la composición de la arena observamos que 18% es mayor de 1 mm y el 45% se encuentra entre 0.7 y 1 mm, por lo que se asumió que el coeficiente de esfericidad debe estar cercano al límite inferior del rango presentado para arena menor de 1 mm. Por este motivo se utilizó el valor de 0.75. En la columna de resultados se calcula el número de Reynolds correspondiente a la capa más fina de arena que se lava con la velocidad V_a propuesta en la línea 1.

11. Coeficiente de esfericidad de la antracita. En este caso se utiliza el valor medio recomendado para la antracita americana, pues es de esa procedencia. En esta línea se calcula la porosidad de la capa de arena más fina expandida, se puede hacer mediante la función "poros" (como se hace en la hoja) o se puede obtener el valor de una gráfica presentada en CEPIS p. 24–28 y en el Anexo A.5 utilizando el número de Reynolds, el número de Galileo y la esfericidad.
12. Fracción del lecho filtrante que ocupa la capa de arena más fina. Este valor se capturó ya en la hoja "Expansion". En la columna de resultados de esta línea se comenta que se deberán repetir los pasos 8 al 12 para cada una de las capas del análisis granulométrico de la arena, procedimiento que ya se realizó en la hoja "Expansion".
13. En esta línea se hace referencia a la sumatoria de las fracciones de arena en peso entre la fracción de espacio ocupado $\sum_{1-\epsilon_i}^{X_i}$ calculada en la hoja "Expansion". En la columna de resultados se obtiene la porosidad media para el lecho completo de arena expandida.
14. Densidad de la antracita. El proveedor de la antracita analizada es "Gordon Sand", que es una empresa americana, quien reporta un peso específico relativo aproximado de 1.5 a 1.6, por lo que se especificó una densidad de 1550 kg/m^3 . También en esta línea se hace referencia a la sumatoria de fracciones de antracita en peso entre la fracción de espacio ocupado calculada en la hoja "Expansion". En la columna de resultados se calcula la porosidad media para el lecho completo de antracita expandida.
15. Porosidad de la arena limpia. Se refiere a la porosidad de la arena sin expandirse; la estimación dio como resultado 0.43. En la columna de resultados se calcula el porcentaje de expansión del lecho de arena. Este valor deberá estar comprendido entre 25 y 30%. El cálculo de la expansión depende de muchas variables que son difíciles de medir como el coeficiente de esfericidad, el diámetro equivalente y la porosidad, por lo tanto el cálculo del porcentaje de expansión aquí realizado se debe considerar solamente como una buena aproximación. Durante la operación de la potabilizadora se deberá medir físicamente esta expansión y modificar la altura del vertedor del filtro para

incrementar o disminuir el flujo empleado en el lavado y asegurar que la expansión real quede en el rango de 25 a 30%.

16. Porosidad de la antracita limpia. El proveedor de la antracita que consideramos para este proyecto, Gordon Sand, indica una porosidad aproximada de 0.50. Puesto que este valor es muy inferior al mínimo del rango especificado en la bibliografía (0.56 a 0.60. CEPIS p.29) y como además se menciona que es aproximado, se ajustó a 0.55. En la columna de resultados se calcula el porcentaje de expansión del lecho filtrante de antracita, el cual se indica que deberá ser de un 25 a un 30%.

Como paso seguido se ajustó la velocidad de lavado (V_a) en la línea 1 hasta que la expansión de los lechos filtrantes fue aproximadamente 25%. La expansión de la arena quedó en 24.3% y la de la antracita en 24.6% con una velocidad de lavado de 0.66 m/min (39.6 m/h).

17. Altura del medio filtrante. En esta línea se capturó la altura del lecho de la arena de 0.30 m, y la altura del lecho de antracita que se especificó de 0.50 m. Estos valores corresponden al mínimo de los rangos recomendados para filtración directa, pero en este caso la potabilizadora cuenta con sedimentación y para filtrar agua decantada se requieren lechos de menor altura. De esta forma se garantiza operar eficientemente en ambos modos, filtración de agua floculada y filtración de agua decantada. En la columna de resultados de esta línea se calcula la altura del lecho expandido.

10.3.2.4. Pérdida de carga durante el lavado

18. En la columna de resultados de esta línea se calcula la pérdida de carga en la arena durante el lavado. Todos los datos que se requieren para este cálculo ya se han capturado y es por eso que no solicita datos adicionales. Esta pérdida de carga no depende de la velocidad del agua de lavado, sólo del peso de la arena.
19. Pérdida de carga en la antracita durante el lavado. Al igual que en el caso de la arena, esta pérdida de carga no depende de la velocidad del agua de lavado.
20. Pérdida de carga total en el lecho filtrante durante el lavado. Este valor es el resultado de la suma de los dos anteriores.
21. Ancho de cada filtro (B). Este valor está limitado por la carga que puede soportar el falso fondo. En el cálculo presentado en la hoja se está considerando que se construirá un falso fondo consistente en viguetas prefabricadas, por lo que el ancho del filtro estará limitado por la longitud que puedan tener estas viguetas y soportar el lecho filtrante. Esto depende de las dimensiones de las canaletas y de la resistencia del concreto utilizado. Determinar ese valor requiere un cálculo estructural que va más allá de los alcances de este manual de diseño. De experiencias anteriores se sabe que una vigueta de 3 m de largo soporta un lecho filtrante como el que estamos considerando, por este motivo se estableció el ancho de los filtros igual a 3.

En esta línea también se capturó el valor del ancho de la vigueta. Para este valor se consideró una vigueta prefabricada igual a la mostrada en CEPIS

p.19, la cual tiene un ancho de 0.30 m. En la columna de resultados se calcula el número de viguetas que conformarán cada filtro.

22. Espaciamiento entre orificios. Las viguetas tienen orificios que permiten el paso del agua y evitan el paso de la grava que soporta el lecho filtrante. Por estos orificios pasará el agua de lavado en sentido ascendente y el agua para filtración en sentido descendente. Un número alto de éstos provoca pérdidas de carga menores pero debilita a la vigueta, mientras que con un número reducido de éstos sucede lo contrario. De experiencias anteriores se sabe que estas viguetas con orificios de 19 mm ($\frac{3}{4}$ plg) a cada 0.10 m soportan bien el lecho que se requiere, por lo que se especifica 0.10 m. En la hoja de resultados se calcula el número de orificios que tendrá cada vigueta.
23. En esta línea no se solicitan datos, sólo se calcula el número total de orificios que tendrá cada filtro.
24. En esta línea se calcula el caudal que pasará por cada orificio durante el lavado, para lo que se utiliza el flujo de lavado (Q_r) calculado en la línea 5.
25. Aquí se captura el diámetro de los orificios de las viguetas. Como estamos considerando fabricar esos orificios con pedazos de tubo de $\frac{3}{4}$ plg se indica que el diámetro será de 19 mm. En la columna de resultados se calcula el área de cada orificio.
26. En esta línea se solicita como dato el coeficiente de descarga a emplearse en el cálculo de la pérdida de carga en los orificios. El valor de 0.65 que se utilizó es una recomendación del CEPIS. En la columna de resultados se calcula la pérdida de carga en los orificios durante el lavado.
27. Altura del falso fondo (H_1). Esta dimensión se especifica en la Figura 9.2. Mientras mayor sea esta dimensión menor será la pérdida de carga, pero mayor será el costo del filtro pues éste resultará más alto. En el ejemplo calculado se especificó un valor de 0.40 m para esta variable. En la columna de resultados se calcula la sección transversal del falso fondo.
28. Se calcula la velocidad del agua en el falso fondo durante el lavado.
29. Como coeficiente de pérdida de carga el CEPIS recomienda utilizar una carga de velocidad, así que se utilizó el valor de 1.0. En la columna de resultados se utiliza este valor para calcular la pérdida de carga del agua en el falso fondo durante el lavado.
30. Coeficiente de pérdida de carga en la compuerta de salida y velocidad en la compuerta de salida durante el lavado (V_{c_2}). Como coeficiente de pérdida de carga el CEPIS recomienda utilizar una carga de velocidad para compuertas. La velocidad V_{c_2} se indica con una flecha en la Figura 9.1, en realidad durante el lavado el agua entra por esa compuerta, pero se le llama de salida porque durante el servicio normal del filtro el agua sale por ahí (ver flecha que indica la velocidad V_{c_3}). La dimensión de la compuerta de salida se calcula en la línea 52 considerando la velocidad V_{c_2} y el flujo de retrolavado Q_r , y en la línea 53 se calcula la velocidad de salida del agua durante servicio normal (V_{c_3}). Si esta última velocidad es mayor a 1 m/s se deberá disminuir modificando la velocidad V_{c_2} que se captura en esta línea. Se ajustó esta velocidad para obtener una pérdida de carga de alrededor de 0.10 m (ver columna de resultados) en esta compuerta durante el lavado y que la velocidad V_{c_3} calculada en la línea 53 no

fuera superior a 1 m/s. Se encontró que con una velocidad de 1,4 m/s la pérdida de carga es de 0.10 m y la velocidad V_{c3} es 0.44 m/s.

31. Se calcula el largo de los filtros en base al número de viguetas que lo componen.
32. Se calcula la altura del agua sobre la o las canaletas de recolección del agua de lavado. Para realizar este cálculo se utiliza el número de canaletas propuestas, resultado de la sección siguiente “Dimensiones de la canaleta de recolección de agua de lavado”, en la línea 35. Se inició proponiendo una sola canaleta y resultó adecuada para las dimensiones del filtro. En caso de que no resultara así, al modificar el número de canaletas se recalculará la altura sobre la canaleta y se actualizará la pérdida de carga durante el lavado automáticamente.
33. En la columna de resultados se suman las pérdidas calculadas para obtener la pérdida de carga total durante el lavado.
34. Cálculo de la altura del vertedero que controla la hidráulica del lavado (H_v). Esta dimensión se muestra en la Figura 9.2. Para el cálculo de esta altura se requiere el valor de la altura del borde de la canaleta, el cual se obtiene en la línea 41. El cálculo de las dimensiones de la canaleta se hace después del cálculo de la pérdida de carga durante el lavado porque en el primero se requiere conocer el ancho de los filtros, dato que se proporciona en este último proceso de cálculo.

En la sección 10.3.2.3 se describieron las actividades realizadas en la línea 15 de la hoja “Filtro”, ahí se mencionó que una vez que los filtros estén operando se deberá medir la expansión real del medio filtrante, en caso de que la expansión durante el lavado no sea la deseada (25 a 30%), la altura del vertedor (H_v) se modificará para incrementar o disminuir el flujo empleado en el lavado y de esta forma conseguir la expansión deseada.

Para poder incrementar la altura del vertedor fue necesario dejar una diferencia entre el nivel del agua que sale del sedimentador y el nivel del agua máximo con que el agua entra al filtro, esta diferencia permitirá incrementar el nivel de entrada de agua al filtro (al subir la altura del vertedor) sin que esto afecte el nivel del agua del sedimentador. Ver plano “Perfil Hidráulico” del Anexo A.8.

10.3.2.5. Dimensiones de la canaleta de recolección de agua de lavado

35. Número de canaletas recolectoras de agua de lavado (N_3). El número de canaletas que se utilicen para el lavado define la superficie del filtro a la que cada vertedor de las canaletas servirá. Este valor es importante porque si a un filtro grande se le colocan pocas canaletas de lavado la recolección del agua podría ser mayor en la parte donde están los vertedores de la canaleta que en los puntos más alejados de éstos. Para asegurar que el número de canaletas considerados es adecuado se deberá revisar, en la línea 40. que el espaciamiento real entre canaletas de centro a centro (b_c) quede dentro del intervalo que se recomienda en esa misma línea.

Se encontró que una canaleta es suficiente para el filtro que se está diseñando, quedando el espaciamiento entre canaletas de 3 m, y el rango recomendado de 2.4 a 3.2 m (ver línea 40). Con el número de canaletas, en la columna de resultados se calcula el caudal que cada una recolecta.

36. Altura útil de las canaletas de lavado (h_o). Esta dimensión se muestra en la Figura 9.2. Se recomienda buscar una forma rectangular en la canaleta, donde el alto sea mayor al ancho. Además, con este valor se controla también la distancia de la superficie de la arena al borde de la canaleta (H_4), y ésta afecta el criterio analizado en la línea 40. Por lo tanto, se deberá modificar también este valor para cumplir con este criterio.

Se intentó primero utilizar una altura útil de 0.50 m, con este valor se obtiene una forma cuadrada entre h_o y w , pero no se cumple con el criterio de la línea 40. ya que el valor para bc es de 3 m y el rango recomendado fue de 2.17 a 2.9 m. Se intentó entonces con un valor de 0.60 m, en este caso el ancho que recomienda el cálculo de la hoja es de 0.42 m, con estos valores obtenemos la forma rectangular. Además el rango recomendado para la distancia entre canaletas es de 2.4 a 3.2 m. En la columna de resultados se calcula el ancho de la canaleta de lavado (w).

37. Cálculo de la altura total de la canaleta de lavado (H). La fórmula empleada para este cálculo supone que el fondo de la canaleta será de 0.10 m. Si por algún motivo este valor no se considera adecuado, se podrá modificar cambiando la fórmula de la columna N, para lo cual es necesario desproteger la hoja.
38. Cálculo de la altura del lecho filtrante. Este resulta de la suma de la altura de los lechos de arena y antracita (en caso de que este último no exista su valor se debió haber definido en cero en la línea 17). En el ejemplo se está empleando un lecho dual de 0.80 m de altura.
39. En la hoja de resultados se calcula la distancia del borde de la canaleta a la superficie del medio filtrante estático (sin expansión). La variable es H_4 , y se utilizará en la siguiente línea como parte del criterio para asegurar una buena distribución del agua de lavado en toda la superficie del filtro.
40. En esta línea se calcula el espaciamiento real entre canaletas (de centro a centro) en la variable bc y se presenta un intervalo recomendado para este valor en función de H_4 . Para modificar bc es necesario cambiar el número de canaletas (N_3) en la línea 35, y para modificar H_4 y el intervalo recomendado es necesario cambiar la altura útil de la canaleta (h_o) en la línea 36. En el ejemplo mostrado, con una canaleta y una altura útil de 0.60 m se cumple con este criterio.
41. Altura de las vigas de soporte más la grava (sistema de drenaje, H_2). Esta dimensión se muestra en la Figura 9.2, en el caso del ejemplo se está utilizando un sistema de drenaje como el mostrado en CEPIS p.19.

En la columna de resultados se calcula la altura total del borde de la canaleta al piso del filtro (H_c). Este valor se emplea en la línea 34 para calcular la altura

del vertedor que controla la hidráulica del lavado (Hv). Estas dos dimensiones se muestran en la Figura 9.1 y la Figura 9.2 respectivamente.

10.3.2.6. Pérdida de carga durante filtración

La pérdida de carga durante la filtración será la misma para todos los filtros, ya que tienen una entrada común y también una descarga común. Sin embargo, las tasas de filtración que se presentarán en cada uno dependerá de la cantidad de suciedad que exista en el lecho filtrante de éstos, así, los filtros más sucios tendrán las menores tasas de filtración y por el contrario el más limpio trabajará más rápido.

El objetivo de esta y la próxima sección es determinar la carga de columna de agua con que deberán trabajar los filtros. Una carga pequeña puede ocasionar corridas más cortas de lo que los filtros podrían manejar, desaprovechando la capacidad de éstos. Una carga demasiado grande puede ocasionar que los filtros trabajen a velocidades de filtración muy diferentes y esto puede provocar escape de flóculo en los filtros que trabajan rápido y desaprovechar aquellos que trabajan muy lento.

El criterio empleado para determinar la carga óptima es que la relación entre la tasa de filtración máxima y la tasa de filtración media (coeficiente de distribución, CD) quede comprendida en el rango de 1.3 a 1.5 (Di Bernardo). Para conseguir esto se varía la carga disponible y se calcula la distribución de velocidades de filtración en los filtros, con estos valores se calcula el CD, y se repite el proceso hasta que se encuentre un valor comprendido en el rango mencionado. Las dimensiones definidas para el filtro, como tamaño de compuertas, tamaño del falso fondo, número y diámetro de los orificios de drenaje, tamaño del lecho filtrante y características de éste y tamaño del vertedor de salida, influyen en la pérdida de carga que cada uno de éstos tendrá. Mientras mayor sea la pérdida de carga en estos accesorios, mayor será la carga requerida para obtener un coeficiente de distribución de al menos 1.3 . Por este motivo, una vez calculado el CD, se deberá volver a revisar la configuración del filtro para comprobar si no existe oportunidad de reducir la pérdida de carga durante el servicio normal.

En esta sección se calcularán los factores que al ser multiplicados por una velocidad de filtración supuesta (VF) o el cuadrado de VF, darán como resultado la pérdida de carga durante servicio normal en cada filtro. Como se aprecia, VF es la velocidad de filtración que se presenta en un filtro determinado y en un tiempo determinado, y es diferente a la velocidad de filtración media V_f . Debido a que aquí sólo se calculan los factores de VF, los resultados obtenidos no son ilustrativos, esto es, no nos dicen nada sobre la pérdida de carga. Es necesario terminar el cálculo de la sección siguiente, "Relación entre tasa de filtración máxima y tasa promedio", para evaluar los resultados.

42. En esta línea se indica que se hará referencia a un valor obtenido en la hoja "LechoFiltrante". En esta hoja no es necesario capturar ningún dato, pero si el análisis granulométrico realizado para el lecho filtrante tiene más o menos intervalos de tamaños de malla que el mostrado en el ejemplo, será necesario

eliminar o agregar líneas copiando la última de éstas, respectivamente. En esta hoja se obtiene la sumatoria $\sum_{d_i^2}^{X_i}$ para la arena y la antracita. Este valor será utilizado para calcular la pérdida de carga durante la filtración.

43. En la columna de resultados de esta línea se calcula la viscosidad cinemática del agua. Este valor se necesitará para calcular la pérdida de carga durante la filtración.
44. En la columna de datos de esta línea se hace referencia al cálculo realizado para el lecho de arena en la hoja "LechoFiltrante". En la columna de resultados se calcula el factor de la velocidad de filtración requerido para calcular la pérdida de carga en el lecho de arena. En este punto no es posible calcular aún la pérdida de carga pues depende de la velocidad de filtración (VF) que se presenta en cada filtro, y ésta depende de lo sucio que esté cada uno. En esta sección sólo se calcularán los factores de VF, y en la siguiente sección, "Relación entre tasa de filtración máxima y tasa promedio", se calcularán las tasas de filtración correspondientes a una carga de filtración disponible (ver línea 57).
45. En esta línea se hace referencia a la $\sum_{d_i^2}^{X_i}$ para la antracita. En la columna de resultados se presenta el cálculo del factor de VF requerido para obtener la pérdida de carga en el lecho de antracita.
46. En esta línea se calcula el caudal que pasará por cada orificio de las viguetas que soportan el lecho filtrante en función de VF.
47. En la columna de resultados se calcula el factor que multiplicado por el cuadrado de VF da la pérdida de carga provocada por el paso del agua a través de los orificios de las viguetas de soporte.
48. Se calcula la velocidad en el falso fondo durante servicio (VFF') en función de la velocidad de filtración.
49. Se calcula la pérdida de carga en el falso fondo en función del cuadrado de la velocidad de filtración.
50. En la columna de datos se proporciona la velocidad media en la compuerta de entrada de agua a los filtros (V_{c1}). En la Figura 9.1 se muestra esta velocidad con un vector. Con esta velocidad se calcula el tamaño de la compuerta de entrada, y el tamaño de ésta influye en la pérdida de carga durante filtración. Es importante evitar pérdidas altas en estos accesorios para conseguir coeficientes de distribución altos con cargas de filtración bajas (ver introducción a este capítulo). En el comentario de la celda de este dato se aconseja emplear velocidades inferiores a 1 m/s. Se utilizó una velocidad de 0.6 m/s y se comprobó qué pérdida de carga se tendría en una de estas compuertas cuyo filtro estuviera operando a la tasa de filtración media (Vf). Para hacer esto se multiplicó el cuadrado de Vf por el factor obtenido en la columna de resultados de la línea 51, esto nos dio como resultado: $(230.4)(230.4)(2,05e-7)=0.011$ m. Es recomendable que esta pérdida de carga sea pequeña, inferior a 0.03 m, por lo tanto se consideró que la velocidad propuesta es adecuada.

En la columna de resultados se calcula la superficie requerida para esta compuerta, la cual nos da 0.108 m^2 para la velocidad de 0.6 m/s .

51. Coeficiente de pérdida de carga en la compuerta de entrada. El CEPIS recomienda utilizar un coeficiente de pérdida de carga en la compuerta. En la columna de resultados se utiliza este valor para calcular la pérdida de carga del agua en la compuerta de entrada en función del cuadrado de VF.
52. En esta línea se calcula el tamaño de la compuerta de salida en función de la velocidad del agua en esta compuerta durante el lavado (V_{c2}) definida en la línea 30.
53. Se calcula la velocidad media en la compuerta de salida durante filtración (V_{c3}). Esta velocidad se indica mediante un vector en la Figura 10.1. Esta velocidad se calcula en función de la superficie calculada en la línea anterior, la cual a su vez depende de V_{c2} . Si la velocidad V_{c3} es superior a 1 m/s , se recomienda modificar V_{c2} hasta que la primera sea inferior al límite recomendado. La velocidad V_{c3} usualmente es inferior a V_{c1} , pues en la compuerta de salida (donde se presenta la velocidad V_{c3}) se maneja todo el flujo de lavado durante este proceso, mientras que en la compuerta de entrada (V_{c1}) esto no sucede.

En el ejemplo de cálculo se obtiene para V_{c3} un valor de 0.441 m/s , inferior a los 0.60 m/s de V_{c1} .

54. En la columna de resultados se calcula el factor del cuadrado de VF para obtener la pérdida de carga del agua en la compuerta de salida.
55. Longitud de la cresta del vertedor común. Esta longitud es igual al ancho de la canaleta de descarga común de los filtros (ver plano "Filtro"). Se recomienda que se seleccione un valor que provoque que la altura de la cresta sea inferior a 0.25 m . Se colocó un valor de 1.2 m y en la columna de resultados se obtuvo un valor para la altura de la cresta de 0.23 m .
56. En esta línea se calculan los factores F_1 y F_2 de VF y VF2 respectivamente. Estos se utilizarán el cálculo de la relación entre la tasa de filtración máxima y la tasa media que se realizará en la siguiente sección.

10.3.2.7. Relación entre tasa de filtración máxima y tasa promedio.

Como se comentó en la introducción de la sección 10.3.1.6 el objeto de esa sección y ésta es determinar la carga de filtración que se deberá disponer para los filtros. En esta sección sólo será necesario capturar un valor para la carga disponible (Hh), posteriormente calcular el coeficiente de distribución (CD) presionando el botón "Calcular" de la línea 58, revisar que el coeficiente quede comprendido entre 1,3 y 1,5, y repetir el proceso hasta conseguirlo.

57. Se capturó un valor para la carga de filtración (Hh) de 0.78 m .

58. Se calcula el coeficiente de distribución (CD) presionando el botón “Calcular”. Este proceso es automático y se realiza utilizando la propuesta de cálculo de Di Bernardo (ver Di Bernardo). Cuando el proceso de cálculo finaliza, se debe comprobar que la diferencia entre la tasa promedio calculada en la línea 69 y la velocidad de filtración promedio propuesta (V_f) en la línea 4 sea cero. La diferencia entre ambas se muestra en la celda P98 de la línea 69.

En la columna P de esta sección se realizan varios cálculos de control que utiliza el algoritmo programado, al final del proceso todos deberán tener un valor cercano a cero. El valor del coeficiente de distribución que se obtuvo con la carga de 0.78 m fue de 1.482. Este valor se consideró adecuado para el diseño.

Si se desea más información sobre el procedimiento de cálculo se puede recurrir al artículo de Di Bernardo mencionado en las referencias o a los documentos de CEPIS.

10.3.3. Cálculo de la interconexión sedimentador-filtro

Esta interconexión consiste en un tubo de un diámetro tal que no provoque pérdidas de cargas altas (superiores a 0.15 m). Para realizar el cálculo de éste es necesario abrir el libro “Interconexiones” sin cerrar “DatosGenerales”.

En el libro aparecerán dos hojas, “Sed-Filtro” y “Otras”. En la primera se realizó el cálculo del tubo que interconecta el sedimentador con el filtro utilizando la fórmula de Darcy. En la segunda hoja no se realizó ningún cálculo, pero se presenta por si es necesario hacer alguno. En caso de que se requirieran más cálculos de tuberías será necesario copiar alguna de las dos hojas y modificarla para calcular las interconexiones deseadas.

En estas hojas se incluye una función programada llamada “moody”, que se utiliza en la línea 4 para calcular el factor de fricción de la fórmula de Darcy, dato que usualmente se obtiene mediante el diagrama de Moody.

10.3.4. Cálculo del sedimentador

El siguiente equipo que se recomienda calcular es el sedimentador. Para iniciar el cálculo se procede a abrir el archivo “Sedimentador”, sin cerrar “DatosGenerales”. En el libro “Sedimentador” existen siete hojas, las primeras dos se llaman “SedimTubular” y “SedimPlacas” y sirven para calcular un sedimentador utilizando módulos tubulares o empleando placas paralelas, respectivamente. La siguiente hoja se llama “Colector” y sirve para calcular el colector superior de agua clarificada. Las hojas cuarta y quinta se llaman “CanalLodos” y “TolvasLodos” y sirven para calcular las purgas de lodos empleando un canal o utilizando tolvas separadas,

respectivamente. Las dos últimas hojas se llaman “CanalDeDistribucion” y “DesviacionVel”, ambas sirven para calcular el canal central de distribución.

Dependiendo de si se van a utilizar módulos tubulares o placas paralelas, las principales dimensiones del sedimentador se calcularán utilizando la hoja “SedimTubular” o “SedimPlacas”. En el ejemplo se emplearon placas paralelas. Los pasos seguidos para realizar el cálculo empleando la hoja “SedimPlacas” se describen a continuación.

10.3.4.1. Dimensiones principales de un sedimentador con módulos de placas paralelas (hoja “SedimPlacas”)

1. En la primera línea se solicitan las dimensiones que describen los módulos de placas paralelas; ver Figura 9.3 para identificar la separación de las placas en el plano horizontal (e'), el espesor de las placas (e) y el ángulo de inclinación de las mismas (Θ).

Para la separación de las placas en el plano horizontal se capturó un valor de 0.10 m. Mientras menor sea este valor, más alta será la eficiencia del módulo de placas, pero el número de placas se incrementa y encarece el equipo y aumenta la complejidad de su construcción. El espesor de 8 mm que se utilizó corresponde a placas de asbesto de 3/8 plg de espesor, que son las que se consideraron, sin embargo se pueden utilizar placas de lona, madera y otros materiales. El ángulo de inclinación de 60° que se especificó es el que se ha encontrado como óptimo para la sedimentación de alta tasa y no se recomienda utilizar un valor diferente. En la columna de resultados se calcula el espaciamiento entre las placas (d).

2. Longitud de módulo de placas (l). Ver en la Figura 9.3 esta dimensión. Se capturó el valor de 1.2 m, el cual corresponde al ancho de las placas de asbesto de 4 pie. En la columna de resultados de esta línea se calcula la longitud útil dentro de las placas (l_u).
3. En la columna de resultados de esta línea se calcula la longitud relativa del módulo (L).
4. En esta línea se captura la eficiencia del módulo (s). Diferentes tipos de módulos tienen diferente eficiencia debido a que cada uno provocará una diferente curva de velocidades del agua que fluye dentro de ellos. Dentro de los módulos tubulares se forma una curva que si la imaginamos en tres dimensiones se parece a una media esfera, en las placas paralelas esta forma será de un medio tubo. Es por eso que las placas paralelas tienen mejor eficiencia respecto a la distribución de la velocidad que los módulos tubulares (como el valor de s es un múltiplo en el cálculo de la superficie del sedimentador, es inversamente proporcional a la eficiencia de los módulos, y para las placas paralelas s es menor que para los módulos tubulares).

En el comentario de la celda del valor de s se presenta una lista que muestra la eficiencia de diferentes módulos. Para las placas paralelas la eficiencia es 1.0. y ese valor fue el que se utilizó.

También se solicita la longitud relativa a considerarse en el cálculo (L_i). La longitud relativa L calculada en la línea 3 es modificada en este paso para considerar una zona de transición de régimen turbulento a régimen laminar que se presenta en la parte inferior de los módulos. En esta zona de transición la sedimentación no ocurre como en el resto del módulo donde existe régimen laminar, por este motivo algunos autores (como Yao) recomiendan no considerarla como zona de sedimentación y restarla del valor de la longitud útil (l_u).

El color del número presentado como valor de esta variable es naranja, por lo que se debe leer el comentario de su celda para realizar un cálculo iterativo. Este comentario indica que se deberá modificar manualmente esta celda colocando el valor promedio de L_i y L_1 , el valor de este último se calcula en la línea 8. Antes de realizar esta iteración se capturaron los valores solicitados en las líneas 5 y 7, por este motivo en esta celda se dejó por el momento el mismo valor que L , 14.6.

En la columna de resultados de esta línea se calcula el factor de comparación con la sedimentación sin placas (f). Este número nos servirá para calcular el área superficial del sedimentador en la línea 9.

5. Caudal de diseño del submódulo de sedimentación. Este valor se calcula con los datos proporcionados en la hoja "DatosGenerales", si se desea modificar se deberá recurrir a esta hoja y cambiar ahí el caudal de diseño de la potabilizadora o el número de submódulos de sedimentación.

Velocidad de sedimentación de las partículas ($V's$). Esta velocidad se obtuvo anteriormente de análisis de laboratorio, su valor fue de 1.48 m/h. Ver inciso 10.2.4.

En la columna de resultados de esta línea se calcula la velocidad media del flujo dentro del módulo (V_o). Esta velocidad se utilizará para calcular el número de Reynolds del agua dentro del módulo, y este valor sirve para hacer inferencias sobre la longitud de la zona de transición en la línea 7.

6. Utilizando la viscosidad cinemática calculada en la hoja "DatosGenerales", en esta línea se calcula el número de Reynolds dentro de las placas.
7. En esta línea se captura la constante de Yao, cuyo valor se definió en 0.035. Yao ofrece un intervalo de 0.035 a 0.058 para esta constante. Emplear el factor 0.058 proporciona un diseño más conservador, y al acercarse al valor de 0.035 se tendrá un diseño con más exactitud. Puesto que el valor de la

velocidad de sedimentación ($V's$) es confiable, se optó por utilizar el factor menor.

En la columna de resultados de esta línea se calcula la longitud de transición de régimen turbulento a laminar que se presenta dentro del módulo, en la parte inferior.

8. En esta línea se calcula el valor de la longitud relativa del sedimentador descontando a la longitud útil la longitud de transición ($L1$). Al llegar a este punto se regresa a realizar la iteración para el valor de L_i en la línea 4. La iteración se realiza colocando el valor promedio de L_i y $L1$ en el valor de L_i hasta que el valor de $L1$ no cambie y sea igual al de L_i . Al final de la iteración el valor de L_i quedó en 11,38.
9. En esta línea se calcula el área superficial de cada submódulo de sedimentación (A_s).
10. Ancho total neto de la zona de sedimentación (B). Cada submódulo de sedimentación se compone de un canal central de distribución que suministra agua a dos unidades de sedimentación. El ancho de cada una de estas unidades de sedimentación es igual al largo de las placas paralelas, por lo que deberá, de preferencia, coincidir con una dimensión comercial de placas de asbesto (o del material que se emplee). En el caso del ejemplo se consideraron placas de asbesto de 2.44 m (8 pie) de largo. El ancho total de cada submódulo es este valor multiplicado por dos, 4.88 m. En la columna de resultados de esta línea se calcula el número de canales de sedimentación formados por las placas.
11. En esta línea se calcula la longitud total del submódulo de sedimentación (LT).
12. En la columna de resultados de esta línea se calcula la velocidad media del flujo (V_o). Se recomienda que esta velocidad esté comprendida entre 0.10 y 0.25 m/min, en el ejemplo se calculó una velocidad de 0.162 m/min.
13. En las líneas 13 a 15 se calcula el número de Reynolds dentro de las placas. El valor aquí calculado se utiliza para comprobar, en la línea 15, que es inferior a 500 y por lo tanto el comportamiento del fluido es laminar.
14. De la línea 16 a la 18 se calcula el número de Reynolds del flujo antes de entrar a los módulos de placas paralelas. En la línea 18 se presenta el valor de este Reynolds. Si éste es superior a 2000. se debe incluir en el cálculo la longitud de transferencia L_c' , como ya se hizo.

10.3.4.2. Colector de agua sedimentada

En esta hoja se calculan los tubos colectores de agua sedimentada. Sólo se tienen que capturar tres datos: número tubos colectores, número de orificios por tubo

colector y carga de agua disponible. Se deberá encontrar una combinación de estos números para conseguir que el diámetro de los orificios coincida con una medida estándar de broca o sacabocado comercial. El diámetro interno del tubo colector que se instale deberá ser de al menos el diámetro calculado en la línea 4 de la hoja.

En el cálculo del ejemplo se utilizaron 17 tubos con 17 orificios y un tirante de agua sobre el orificio de 0.08 m. Con esta información se obtuvo como resultado, orificios de 19 mm (3/4 plg), tubo colector de 0.12 m de diámetro como mínimo, por lo que se deberán emplear tubos de 0.15 m (6 plg) de diámetro. En la línea 5 se recomienda una altura mínima de los tubos colectores respecto a los módulos de placas paralelas de 0.33 m, en el plano del sedimentador se aprecia que la altura de los colectores con la que se diseñó fue de 0.80 m. Con esta altura mínima se asegura una distribución equitativa del agua en todos los tubos colectores.

10.3.4.3. Canal de lodos con sifones extractores

En el libro “Sedimentador” se presentan dos opciones para diseñar la purga de lodos del sedimentador. La primera consiste en canales inferiores con muchos tubos que extraen el lodo del canal. Aunque su funcionamiento hidráulico no es por sifón, se les llama así porque tienen la forma de un tubo que funciona de esa manera. La segunda opción consiste en tolvas independientes con un tubo colector común. Para diseñar esta última alternativa es necesario calcular primero el canal de lodos con sifones extractores porque las hojas de cálculo están ligadas y en la del canal de lodos se calculan valores que se utilizan en la de tolvas independientes.

Se recomienda diseñar con esta hoja cuando ya se tenga iniciado el plano del sedimentador (elaborado a partir de los resultados de las hojas “SedimPlacas” y “Colector”) debido a que se solicita información que se puede obtener de forma sencilla de ese plano.

1. En la primera línea se definieron las dimensiones de los tubos de sifón que extraen el lodo. El caso del ejemplo se diseñó con tubos de 1 ½ plg (38 mm) de diámetro y 2.84 m de longitud. En la columna de resultados de esta línea se calcula la relación L/D , que se utiliza en la línea 2 para estimar el coeficiente de descarga.
2. En el comentario de la celda de valor de esta línea aparece una tabla para estimar el coeficiente de descarga a partir de la relación L/D , que en el caso del ejemplo analizado tiene un valor de 74.7. Con este valor se estimó un coeficiente de descarga de 0.53.

En esta línea también se pide la carga hidráulica disponible en el tubo sifón para purgar el lodo. Esta carga se obtiene de forma sencilla del dibujo del sedimentador, y es la distancia del espejo del agua sobre los tubos colectores hasta la parte inferior de los canales de lodos. Es necesario haber definido antes la altura de los canales, dato que se captura en la línea 4 de esta hoja.

En el caso del ejemplo esta carga es de 4.8 m. En la columna de resultados se calcula el caudal que puede extraer cada tubo.

3. En esta línea se calcula la producción de lodo a partir del caudal de agua que clarificará el submódulo de sedimentación y de la tasa de producción de lodo (TI). Este último valor se obtuvo de análisis en el laboratorio y dio como resultado 5 ml/l, por lo que se calcula que se producen 0.625 l/s de lodo.
4. En esta línea se definen las dimensiones del canal de lodos, se debe cuidar que el ángulo de inclinación de sus paredes sea de al menos 45°. En el caso del ejemplo se definieron dos canales de 1,3 m de altura cuyas paredes tienen una inclinación de 48,6°, y tienen capacidad para almacenar 42,8 m³ de lodo. El cálculo de las tolvas en la hoja "TolvasLodos" toma dimensiones de esta línea, es por eso que la altura del canal es la misma que de las tolvas y el número de canales es igual al número de hileras de tolvas.
5. Se calculó el período de descarga máxima, que es el tiempo máximo que puede durar operando el sedimentador sin purgarse, en el caso del ejemplo fue de 19 horas.
6. Se define la distancia entre tubos colectores y se calcula el número de éstos. En el caso del ejemplo se especificó una distancia de 0.90 m y se obtuvo como resultado 28 tubos de sifón.
7. Se definió el período de descarga ideal en 8 horas y se calculó el volumen de lodo producido en ese período que fue de 18 m³, inferior a la capacidad de los canales.
8. Se calculó el tiempo requerido para vaciar los canales de lodos, el resultado fue 4.4 min.

10.3.4.4. Colector de lodos con tolvas independientes

El ejemplo que se está calculando utiliza tolvas independientes, pero se hizo el cálculo del canal de lodos porque el cálculo de las tolvas requiere de algunos datos y resultados de la hoja del canal de lodos.

En esta hoja se capturaron los siguientes datos:

- Número de tolvas por hilera. Ya se definió en la hoja del canal de lodos que son dos hileras.
- Velocidad de arrastre para el lodo. Este es un dato que se obtiene de análisis del lodo. Se introdujo el valor que recomienda CEPIS de 0.10 m/s.
- Relación de velocidad entre el colector y los tubos de descarga. Esta información sirve para definir el diámetro del tubo colector, se utilizó el mismo valor que se presenta en el ejemplo del CEPIS.

Se debe procurar que el diámetro de los orificios de descarga (d) calculado en la línea 5 sea igual al diámetro interno de tuberías comerciales. En el caso del ejemplo este diámetro fue de 0.148 m, que concuerda con tuberías de 6 plg.

10.3.4.5. Canal central de distribución

La función de este canal es distribuir el agua en forma equitativa a lo largo de todo el sedimentador. Al final del cálculo se presenta el porcentaje de desviación de velocidad entre el primer y el último orificio, ésta deberá ser inferior a 5%.

Los datos que se solicitan en esta hoja son:

- Velocidad en los orificios (V_i). Limitada por el gradiente de velocidad que se produce en el orificio.
- Separación centro a centro entre orificios (a).
- Ancho del canal (B).
- Altura mínima del canal (h). Limitada por razones constructivas.
- Altura máxima del canal (H). Limitada por la altura del sedimentador.

En esta hoja se tiene que encontrar una configuración tal que satisfaga las siguientes condiciones: que la desviación de velocidad (DV) calculada en la línea 16 sea inferior a 5% y que el gradiente de velocidad producido en los orificios (G_o), cálculo que se realiza en la línea 19, sea igual o inferior al gradiente del último canal de floculación. Además, de preferencia el diámetro de los orificios (d) deberá coincidir con un diámetro interno de tubería comercial de PVC.

En el caso del ejemplo, los resultados de pruebas de jarras arrojaron como resultado que el gradiente óptimo para el último canal de floculación deberá ser de 30 s^{-1} , por lo tanto el gradiente G_o deberá ser igual que o inferior a 30 s^{-1} .

El ejemplo se diseñó con $V_i=0.143 \text{ m/s}$, $a=0.50 \text{ m}$, $B=1.0 \text{ m}$, $h=0.60 \text{ m}$ y $H=2,70 \text{ m}$. Con estos datos se obtuvo una desviación de velocidad de 4.9% y un gradiente en los orificios de 31 s^{-1} . El diámetro de los orificios se calculó en 0.149 m, muy próximo a un tubo de 6 plg. Este diseño se consideró adecuado.

El cálculo de la desviación de velocidad se auxilia de la hoja “DesviacionVel” del libro “Sedimentador”, donde se presenta una tabla con las velocidades calculadas para cada una de las salidas. Si el número de salidas cambia, se deberá incrementar o reducir, según sea el caso, el número de líneas en esta hoja para que corresponda con el número de pares de orificios. No es necesario capturar ningún dato en esta hoja.

Se deberá tener cuidado de que la celda N26 de la hoja “CanalDeDistribucion” haga referencia a la celda donde se calcula la velocidad del último par de orificios en la hoja “DesviacionVel”.

10.3.5. Cálculo del floculador

El siguiente equipo por calcular es el floculador. Para hacerlo se abre el archivo “Floculador” sin cerrar “DatosGenerales” ni “Sedimentador”, ya que el primero toma información de los dos últimos.

En el libro “Floculador” existen tres hojas: “Floculador”, “CanalAguaFloc” y “DesviacionVel”. En la hoja “Floculador” se calculan las principales dimensiones del equipo, y en las últimas dos hojas se calcula el canal de distribución de agua floculada.

10.3.5.1. Floculador

El floculador que se calcula con esta hoja es uno tipo hidráulico vertical. Se caracterizan por ser profundos y ocupar poco espacio (ventaja sobre el floculador hidráulico horizontal), además de no requerir partes mecánicas en movimiento (ventaja sobre el floculador mecánico).

1. En la primera línea la hoja solicita el tiempo de residencia total del agua en el floculador (T). Del estudio de pruebas de jarras se obtuvo que con un tiempo de residencia de 20 min es suficiente para flocular el agua que se pretende potabilizar, por lo tanto en esta celda se capturó 20. En la columna de resultados de esta línea se calcula el volumen total del floculador.
2. En esta línea se propone la longitud total de la unidad y la profundidad del floculador. En la columna de resultados se calcula el ancho total de cada submódulo de floculación.

En el ejemplo analizado se especificó una profundidad de 3.4 m y se ajustó la longitud para que el ancho total del submódulo diera un valor lo más aproximado a 5.0 m. Esto se hizo así para adecuar los cinco canales de floculación a un ancho de 1.0 m. El largo que resultó de esta iteración fue de 8.82 m, y el ancho de 5.002 m.

3. Se especifica el ancho del primer canal y se calcula el tiempo de residencia en el mismo. En el ejemplo de cálculo se especificaron todos los canales de 1.0 m de ancho, por lo que en cada uno se tiene un tiempo de residencia de 4 minutos.
4. De acuerdo a las pruebas de jarras se definió que el gradiente deseado para ese canal de floculación es de 80 s^{-1} , y se calculó el número aproximado de compartimentos entre pantallas para conseguir ese gradiente.
5. En esta línea se especificó que el espesor de las pantallas que formarán los canales de floculación será de 38 mm ($1 \frac{1}{2}$ plg), pues se pretenden colocar de

madera. Con esta información, en la columna de resultados se ajustó el número de mamparas calculado en el paso anterior.

6. De la línea 6 a la 16 se realizan una serie de operaciones para calcular el gradiente de velocidad real en el tramo y la pérdida de carga en el mismo. El único dato adicional que hay que introducir es el coeficiente de rugosidad para la fórmula de Manning en la línea 11. Para el caso del primer canal, el gradiente real calculado utilizando un factor de Manning de 0.013 fue de 82.3 s^{-1} , y la pérdida de carga fue de $0.189 \text{ m H}_2\text{O}$.

Los pasos de la línea 3 a la 16 se repiten para cada canal de floculación. Para cada uno se solicita su ancho y el gradiente deseado. Como ya se mencionó, a todos los canales se les dio un ancho de 1.0 m. El gradiente propuesto, la pérdida de carga y el gradiente real de cada canal se presentan en la Tabla 10.1.

Tabla 10.1 Parámetros del floculador

Número de canal	Gradiente deseado (s-1)	Pérdida de carga (mca)	Gradiente real (s-1)
1	80	0.189	82,3
2	60	0.114	64.0
3	50	0.078	53.0
4	40	0.051	42,9
5	30	0.024	29,5
TOTAL		0.457	

En la línea 72 se calcula el porcentaje que traslapa de la longitud de las mamparas para el último canal de floculación. Este valor debe ser mayor al 33% para evitar que el agua forme cortos circuitos, en el ejemplo calculado este valor fue de 55.3%. Sólo se calcula para el último canal porque es el caso crítico, si el último pasa los demás también.

En la línea 74 se compara el ancho calculado con el ancho propuesto que resulta de sumar el ancho de cada canal. En este caso ya se había considerado esto al calcular el largo del floculador para adecuarlo al ancho de 5 canales de 1 m.

En la línea 75 se calcula la pérdida de carga total al sumar las pérdidas de carga individuales.

Cuando se requiera calcular un floculador con menos de 5 canaletas se deberán eliminar las líneas donde se calculan las canaletas no existentes. Las celdas donde se calcula la última canaleta no se deberán eliminar y en ella se deberá capturar la información correspondiente a la última canaleta del floculador, por lo tanto, las líneas que se pueden eliminar son de la 17 a la 58. Después de eliminar las líneas necesarias se deberán modificar las fórmulas de las líneas 73 y 75 para que no consideren los sumandos de las líneas eliminadas.

10.3.5.2. Canal de conducción de agua floculada

El cálculo del canal de conducción de agua floculada es importante porque el flóculo que arrastra esa agua es frágil y si se presentan gradientes de velocidad altos durante su conducción al sedimentador es posible que se rompan. Además, en esta hoja también se calcula la distribución de agua floculada a los diferentes módulos de sedimentación para asegurar que ésta sea equitativa. En esta hoja se piden cuatro datos:

- Altura del canal (H)
- Ancho mínimo del canal (B)
- Ancho máximo, inicial del canal (B_i)
- Coeficiente de Manning para el canal (n)

Se capturaron los valores de $H=3.5$ m, $B=0.60$ m y $n=0.015$. Con estos valores capturados, la hoja calculó en la línea 5 un valor propuesto para B_i de 1,2 m. En la línea 6 se capturó el valor de B_i , colocando inicialmente un valor inferior al propuesto para intentar reducir el tamaño del canal sin afectar la desviación de velocidad (DV) calculada en la línea 12. Se encontró que un valor de 1.1 m provoca una desviación de 6%, por lo que se optó por colocar el valor propuesto de 1.2 m.

En la línea 15 se calcula el gradiente de velocidad provocado en la entrada al floculador, este valor debe ser inferior al gradiente del último canal de floculación (30 s^{-1}). En el ejemplo de cálculo dio como resultado 16 s^{-1} .

En la línea 17 se calcula el gradiente de velocidad provocado por la conducción a través del canal, el valor obtenido en este punto fue de 1 s^{-1} , muy inferior a los 30 s^{-1} que se tienen como límite.

El cálculo de la desviación de velocidad se auxilia de la hoja “DesviacionVel”, donde se presenta una tabla con las velocidades calculadas para cada una de las entradas a los submódulos de sedimentación. Si el número de entradas cambia, se deberá incrementar o reducir, según sea el caso, el número de líneas en esta hoja para que corresponda con el número de submódulos de sedimentación. No es necesario capturar ningún dato en esta hoja.

Se deberá tener cuidado de que la celda N21 de la hoja “CanalAguaFloc” haga referencia a la celda donde se calcula la velocidad de la última entrada en la hoja “DesviacionVel”.

10.3.6. Cálculo del dispositivo de mezcla rápida

El siguiente elemento por calcular es el de mezcla rápida. En este ejemplo se utilizó un canal Parshall, para calcularlo es necesario abrir el libro “MezclaRápida” sin cerrar la hoja “DatosGenerales”.

El libro “MezclaRápida” contiene siete hojas. La primera se llama “Parshall” y es donde se calcula este canal de medición, las siguientes tres hojas, “Tabla5”, “Tabla7” y “FiguraParshall”, sirven de ayuda para la captura de información de la hoja “Parshall” y no es necesario capturar datos en ellas. La quinta hoja se llama “CanalConduccion” y en ella se calcula el canal de conducción de agua del Parshall al floculador.

Existen otras dos hojas que sirven para calcular dispositivos de mezcla rápida diferentes al canal Parshall, estas son “VertedorRectangular” donde se puede calcular un vertedor rectangular que puede funcionar para medición del flujo y para mezcla rápida y la hoja “CambioPendiente” donde se puede calcular un canal rectangular con cambio de pendiente.

El Parshall puede ser reemplazado por un vertedor rectangular especialmente diseñado para provocar una mezcla rápida apropiada como se muestra en CEPIS2 p.63 y el cual puede ser calculado con la hoja “VertedorRectangular” o se puede reemplazar por un canal rectangular con cambio de pendiente como se muestra en la p.52 del documento mencionado, esta última alternativa no incluye medición y se puede calcular utilizando la hoja “CambioPendiente”. En el ejemplo descrito se utilizó el canal Parshall.

10.3.6.1. Parshall y canal de conducción al floculador

El cálculo del Parshall está completamente automatizado y sólo es necesario seleccionar el tamaño del Parshall que se utilizará y revisar que éste sea el adecuado para el caudal que pasará por el equipo.

El tamaño del canal Parshall se especifica en la línea 1. En ésta se debe capturar el ancho de garganta (W) en m. Este ancho debe coincidir exactamente con los tamaños propuestos en la Tabla 5 (ver hoja “MezclaRápida” “Tabla 5”) para que la hoja pueda identificar el resto de las dimensiones del Parshall basándose en el valor W.

Para el ejemplo descrito, se indicó un ancho de garganta equivalente a 0.305 m (1 pie), pues se vio en la Tabla 5 que un equipo de este tamaño tiene capacidad para medir flujos de 3,1 a 455 l/s. Después de colocar el valor 0.305 m para W en la línea 1, se revisó que el gradiente de velocidad en el resalto (G) calculado en la línea 17 estuviera comprendido entre 700 y 1300 s^{-1} , esto asegura un eficiente mezclado entre el producto químico que se dosifica antes del resalto y el agua cruda.

En la línea 18 se revisó que el porcentaje de sumersión fuera inferior al 70%. El valor obtenido fue de 49%, por lo que se asegura que el equipo trabaja con descarga libre y las fórmulas que se usaron en el cálculo son adecuadas.

En la hoja “Tabla 7” se presentan las ecuaciones empleadas en el cálculo del tirante. En la hoja “FiguraParshall” se muestra una imagen que muestra las dimensiones definidas en la Tabla 5.

En la hoja "CanalConduccion" se calcula, empleando la fórmula de Manning, el canal que conduce el agua desde el Parshall hasta el floculador.

10.3.7. Cálculo de la caja de distribución

El siguiente elemento en el orden "aguas arriba" que se siguió es la caja de distribución de agua cruda. Para calcular este equipo es necesario abrir el libro "CajaDist" sin cerrar "DatosGenerales" y "MezclaRápida".

Para configurar las dimensiones de la caja de distribución sólo es necesario definir tres parámetros:

- Tiempo de retención. En la celda donde se captura el valor de este tiempo existe un comentario que aconseja modificar este número para hacer que el cálculo resulte en una caja de forma aproximada al cuadrado. Para asegurar que esto suceda así, primero es necesario capturar los dos valores que se mencionan en los puntos posteriores y después regresar a este punto a ajustar el tiempo de residencia.
- Profundidad. Se aconseja que ésta sea de 2 a 3 m. Se propone que sea profunda para evitar que la turbulencia provocada por el tubo de entrada, colocado en la parte inferior (ver plano "Caja distribuidora"), influya en la distribución del agua en los vertedores de la parte superior.
- Ancho del muro que divide los canales del Parshall. Este ancho depende del cálculo estructural.

La hoja "CajaDist", del libro del mismo nombre, toma valores de las hojas "DatosGenerales" y de la hoja "Parshall". De esta última toma el ancho de los canales que conducen el agua hacia ese medidor y este valor se utiliza para calcular el ancho de la caja de distribución. Como además ya se tiene definida la profundidad, con el tiempo de residencia es posible calcular el largo de la caja. En el ejemplo propuesto se utilizó un ancho de muro de 0.25 m, una profundidad de 2.5 m y se ajustó el tiempo de residencia a 50 segundos. Con esta información la hoja calculó una caja de 3.23 m de ancho por 3.10 m de largo, que corresponde a una forma cuadrada como la que se recomienda.

En la línea 3 de la hoja "CajaDist", del libro del mismo nombre, se calcula la altura de la cresta que se producirá en los vertedores de salida de la caja. En la hoja "Vertedor" de ese mismo libro se grafica la altura de la cresta contra diferentes caudales, esta gráfica se puede utilizar para diseñar un flotador que colocado sobre la cresta sirva para medir el flujo que está entrando a la potabilizadora. Se puede prescindir del Parshall si el vertedor se utiliza como se mencionó para medición y además para mezcla rápida. Para hacer esto último se recomienda diseñar un vertedor rectangular como se recomienda en CEPIS2 p.63 utilizando la hoja "VertedorRectangular".

10.3.8. Cálculo del sistema de cloración

El sistema de cloración se compone de tres elementos principales: el clorador, la bomba ayuda y la interconexión hidráulica. El clorador es un equipo sofisticado que tiene que ser adquirido en una casa comercial, su función es medir y controlar el flujo de cloro gas que se dosifica al agua, además de hacerlo empleando un sistema complejo de seguridad.

El cloro es un elemento químico que a temperatura y presión ordinaria se presenta como gas, posee un color amarillo verdoso y un olor característico altamente irritante y sofocante. El gas es aproximadamente 2,5 veces más pesado que el aire. En estado líquido es aproximadamente 1.5 veces más pesado que el agua. El cloro se comercializa en forma líquida en contenedores de 68 kg y 908 kg de capacidad donde se encuentra a una presión de aproximadamente 1.03 MPa (150 lb/plg², 10.5 kg/cm²). Su manejo debe hacerse con cuidado y por personal capacitado. Si el organismo operador no cuenta con personal capacitado para manejar cloro, será necesario que se tomen cursos de seguridad y se tenga a la mano un manual para manejo de cloro.

La complejidad de los cloradores modernos se debe a su sistema de seguridad. El sistema funciona de la siguiente manera: Existe una válvula de vacío que se instala lo más próximo posible al tanque de cloro gas. La función de esta válvula es dejar fluir el gas sólo cuando existe una presión negativa en su salida. Desde la salida de esta válvula hasta el punto donde se mezcla con el agua el gas que es conducido dentro de la tubería tiene una presión inferior a la atmosférica. En caso de que esa tubería presente una fuga en lugar de que el cloro salga, el aire ingresa, rompe el vacío y la válvula impide que salga más cloro gas.

En las instalaciones donde es necesario extraer cantidades grandes de cloro desde los tanques es necesario instalar una pierna de goteo con calentador en la válvula de vacío. La función de la pierna de goteo es evitar que el cloro gas pase a la fase líquida. Debido al proceso adiabático que se presenta con la expansión del gas al sacarlo del tanque, éste se enfría y puede llegar a condensarse si el flujo de extracción es elevado. La pierna de goteo hace que el líquido que se presente pase a una cámara donde se le transfiere calor mediante una resistencia eléctrica, de esta forma el líquido vuelve al estado gaseoso.

Después de la válvula de vacío se instala el rotámetro para medir el flujo, y una válvula de aguja para controlarlo. Por último, el gas es succionado por un inyector tipo Venturi. Este inyector consiste en un Venturi que es alimentado con agua por la "bomba ayuda", en el Venturi se incrementa la velocidad del agua y por tanto disminuye su presión, produciendo un vacío que es utilizado para succionar el cloro gas.

El sistema completo cuenta con dos sistemas de tuberías, en uno se conduce el gas y en otro agua antes del inyector y agua clorada después de éste. Si el gas se

conduce a presión antes de la válvula de vacío la línea de conducción deberá hacerse en tubería de fierro negro cédula 80 (el gas cloro puro no corroe el acero) de 19 mm ($\frac{3}{4}$ plg) de diámetro como mínimo y además se deberá proteger para evitar que pueda ser golpeada accidentalmente. La conducción después de la válvula de vacío se hace mediante tubo de plástico flexible (“tubing”) que es suministrado por el proveedor de los equipos.

La conducción de agua se hace usualmente empleando tubería PVC tipo hidráulica. Antes del inyector se puede emplear otro material, pero después de éste es necesario emplear PVC para evitar que el agua clorada corra el tubo. Las dimensiones de la tubería que conduce el cloro gas las recomienda el fabricante de los equipos, y no se incluye un cálculo de ésta en el libro “Cloración” en la hoja del mismo nombre, pero sí se incluye el cálculo de las dimensiones de la tubería de agua, tanto antes como después del inyector. El objetivo de este libro es calcular lo siguiente:

- Número de cilindros de cloro requeridos.
- Capacidad del clorador (bomba de vacío, rotámetro y válvula de control).
- Capacidad del inyector.
- Capacidad de la bomba ayuda.
- Dimensiones de la tubería que conduce el agua hacia el inyector.

A continuación se describe el proceso que se siguió para calcular estos conceptos:

10.3.8.1. Número de cilindros y capacidad del clorador

1. En la primera línea se solicita la dosis óptima de diseño. En este punto se capturó la dosis óptima de 8 mg/l, información que ya se conocía. En la columna de resultados de esta línea se calculó la cantidad de cloro requerida para el caudal de un módulo en kg/día y en lb/día. Se emplean las dos unidades porque muchos fabricantes especifican sus equipos en lb/día.

En ocasiones es buena alternativa considerar para el cálculo del equipo de cloración la capacidad completa de la potabilizadora, para hacer esto es necesario desproteger la hoja y cambiar el caudal considerado en esta línea.

2. Se multiplica la cantidad de cloro requerida por un factor de seguridad. En el ejemplo se utilizó el factor 1,2.
3. En esta línea se especifica la capacidad del clorador que se empleará y el número de cloradores extra que se utilizarán. Se especificó la capacidad de un clorador marca Wallace&Tiernan modelo V10K de 227 kg/día (500 lb/día) de capacidad. Se definió que se empleará un clorador de reserva.

4. Las líneas 4 y 5 sólo describen el tipo de clorador empleado. En este caso el V10K se empleó con control manual y el método de aplicación es solución clorada.
5. Velocidad máxima de descarga del gas en un cilindro. Esta velocidad está limitada por el tamaño del cilindro, pues para que el líquido contenido dentro de éste pase a la fase gaseosa se requiere calor, mismo que deberá provenir del exterior del cilindro. En el comentario de la celda se indica que para un tanque de 68 kg la descarga máxima es de 16 kg/día, y para uno de 908 kg, la descarga máxima es de 192 kg/día. En el ejemplo presentado se especificó 192 kg/día.
6. Capacidad del cilindro. Existen dos tipos de cilindro, uno de 68 kg de capacidad y otro de 908 kg. Dependiendo de la cantidad de cloro requerido se deberá utilizar uno u otro. En el ejemplo presentado se utilizaron cilindros de tonelada (908 kg).
7. Tiempo de reserva. Este tiempo dependerá de la calidad del servicio de suministro de cilindros de cloro gas. En el ejemplo se especificó 8 días.

En las líneas 9 a 11 se calcula el número de cilindros de cloro que se requerirán.

10.3.8.2. Selección del inyector y pérdida de carga del inyector al punto de aplicación

- De la línea 12 a la 19 se dimensiona la tubería que va de la salida del inyector al punto de aplicación. En el ejemplo se especificó tubería PVC C80 de 31.8 mm (1¼ plg) de diámetro, de 50 m de longitud, con 8 codos y dos válvulas de bola.
- En la línea 20 se define el desnivel existente desde el inyector hasta el punto de aplicación. En la hoja se considera que la descarga de esta tubería será a la presión atmosférica y no a un tubo presurizado. Si este no es el caso, se deberá añadir a la elevación del punto de aplicación (E_a) la presión en m H₂O (mca) de la tubería donde se descargará.
- En las líneas 21 y 22 se calcula la contrapresión que existirá en el inyector.
- Con la información de la capacidad de cloro que se deberá suministrar y la contrapresión existente en la tubería de conducción de agua clorada se procede a seleccionar el inyector en la línea 23. En el ejemplo se seleccionó el inyector modelo 242-K con garganta fija de 25,4 mm (1 plg) marca Wallace & Tiernan, ver referencia W&T. En la referencia mencionada se buscó un inyector de 227 kg/día (500 lb/día) que trabajara con una contrapresión de 68.9 kPa (10 psi), se encontró que el modelo 242-K es el adecuado, su presión de operación es de 551,6 kPa (80 psi), y el flujo que demanda en esas condiciones es de 58.1 l/min (15 gpm). Esta información se capturó en la línea 23.
- En la línea 24 se calcula el flujo con el que se seleccionará la bomba ayuda. Este cálculo se realiza multiplicando un factor de seguridad por el flujo encontrado en la línea 23 para el inyector. El factor de seguridad que se

consideró en el ejemplo fue de 1.05. Se consideró bajo para ahorrar energía, pero esto requerirá que se tenga cuidado con el desgaste que presente el impulsor, pues si existe una holgura amplia entre éste y la voluta la bomba puede perder eficiencia. Esta holgura se deberá ajustar con cierta regularidad para evitar este problema.

10.3.8.3. Pérdida de carga de la bomba ayuda al inyector

- De la línea 25 a la 37 se dimensiona la tubería que va de la descarga de la bomba ayuda a la entrada del inyector. En el ejemplo se especificó tubería PVC-H de 31.8 mm (1 ¼ plg) de diámetro de 3,8 m de longitud, con 7 codos, 2 válvulas de bola, 4 tees y 1 equipo de medición. El resultado fue una pérdida de presión de 15.4 kPa (1,57 mca) en la que se incluye 1.04 m de desnivel entre la bomba y el inyector.

10.3.8.4. Pérdida de carga en la línea de alimentación a la bomba ayuda

- De la línea 38 a la 46 se dimensiona la tubería que va de la toma de agua clara a la succión de la bomba ayuda. En el ejemplo se especificó tubería PVC-H de 31.8 mm (1¼ plg) de diámetro de 30 m de longitud, con 5 codos y 1 entrada a tubería. El resultado fue una pérdida de presión de 7.6 kPa (0.776 mca).
- En las líneas 47 y 48 se selecciona la bomba ayuda. En la 47 se calcula la carga dinámica total (CDT) con que operará la bomba, que resultó de 574,3 kPa (58.6 metros de columna de agua). En la línea 48 se presentan el flujo y la CDT en las unidades en que se presentan las tablas de selección de bombas marca Grundfos. Se seleccionó la modelo CR4-60N de 2.2 kW (3 hp).

10.3.9. Cálculo del sistema de dosificación de floculantes

En el libro “DosifFloc” en la hoja del mismo nombre se calculan las dimensiones de los recipientes donde se prepararán las soluciones de sulfato de aluminio y polímero, la capacidad del dosificador que inyectará estas soluciones al agua cruda y el volumen de almacenamiento que será necesario para cada uno de los floculantes.

El libro consta de una hoja dividida en dos secciones, una para cada uno de los productos químicos a dosificar. En cada una de estas secciones se solicita:

- La dosis máxima y la concentración de la solución que se preparará. Con esta información se calcula la capacidad del dosificador.

La dosis máxima que se especificó para el sulfato de aluminio fue de 40 mg/l y la solución con una concentración de 10%. Con esta información se calculó que el dosificador deberá suministrar un flujo de 333.3 l/h (86 gal/h).

La dosis máxima especificada para el polímero fue de 0.5 mg/l y la solución preparada se especificó al 10%. Con esta información se calculó que el dosificador de este producto químico debe suministrar un flujo de 4.54 l/h (1,2 gal/h).

- El tiempo que deberá durar en almacenamiento el producto químico y las dimensiones de los sacos o tambos del producto. Con esto se calcula la cantidad de producto químico que se almacenará. Para el sulfato de aluminio se especificaron 8 días de almacenamiento, lo que resultó en un volumen de 5,7 m³. El cálculo del volumen de polímero almacenado utiliza el mismo valor proporcionado al sulfato de aluminio, para los 8 días ya especificados se requiere un volumen de almacenamiento de 0.105 m³.
- Cantidad de producto químico empleado en cada mezcla y superficie del tanque donde se preparará la mezcla. Con esta información la hoja calcula la duración de la mezcla y el nivel del agua en el tanque.

En el caso del ejemplo calculado se especificó 450 kg de sulfato de aluminio por mezcla, con lo que se calcula un tiempo de duración de 12,5 h. En los comentarios de la hoja se recomienda que esta duración no sea inferior a 12 h. Para el polímero se ajustaron los datos con el objeto de obtener las dimensiones de un tambo comercial de plástico. La información que se capturó fue 64 kg por mezcla, lo que dio como resultado un tiempo de duración de 56.9 horas y las dimensiones de un tambo de 0.60 m de diámetro por 0.90 m de altura.

10.3.10. Cálculo del soplador

En el ejemplo presentado no se utiliza el lavado con aire y por lo tanto no se requiere del soplador. Sin embargo, se presenta como ejemplo el cálculo de un soplador para el caso de lavado previo con aire y posterior con agua, donde la tasa de inyección de aire recomendada es de 15 a 30 m³/m²/h. La tasa utilizada en el ejemplo presentado fue de 30 m³/h, y con una tubería de conducción de 152 mm (6 plg) de diámetro resultó un soplador de 7,5 kW (10 hp) de potencia.

11. FUNCIONAMIENTO Y COMPORTAMIENTO DE PLANTAS POTABILIZADORAS EN MÉXICO, CONFORME VISITAS TÉCNICAS REALIZADAS

11.1. INTRODUCCIÓN

Como parte de los trabajos que ha realizado la Gerencia de Ingeniería Básica y Normas Técnicas con relación a la elaboración de libros técnicos que integran el Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento (MAPAS) se encuentra la revisión del libro denominado “Diseño de plantas potabilizadoras tipo de tecnología simplificada”, para lo cual la Gerencia programó una serie de visitas a diferentes plantas potabilizadoras en el país, con la finalidad de obtener información complementaria que pueda ser aprovechada para incluirse en el libro y calibrar el modelo de cálculo.

11.2. VISITAS REALIZADAS A PLANTAS POTABILIZADORAS DE AGUA EN LA REPÚBLICA MEXICANA

Se efectuaron 9 visitas a 7 Plantas Potabilizadoras en la Republica Mexicana, que fueron seleccionadas por su magnitud e importancia, además del tipo de proceso; en la Tabla 11.1 se listan las plantas visitadas.

Tabla 11.1 Plantas potabilizadoras visitadas

No.	Planta potabilizadora	Fecha de visita
1	Planta Potabilizadora “San Lorenzo” de la ciudad de Culiacán, Sin	19 de junio de 2001
2	Planta Potabilizadora “San Lorenzo” de la ciudad de Culiacán, Sin	18 y 19 de marzo de 2004
3	Planta Potabilizadora de la Ciudad de Cerro Azul, Ver.	28 de junio de 2001
4	Planta Potabilizadora de San Gaspar en la Ciudad de Guadalajara, Jal.	9 de noviembre de 2001
5	Planta Potabilizadora de San Gaspar en la Ciudad de Guadalajara, Jal.	25 y 26 de noviembre de 2003
6	Planta Potabilizadora Madín en Naucalpan de Juárez, Estado de México.	26 de marzo de 2002
7	Planta Potabilizadora “Los Berros”, Los Berros, Municipio de Villa de Allende, Estado de México.	2 de abril de 2002
8	Planta Potabilizadora “Magdalena Contreras”, Delegación Magdalena Contreras, Distrito Federal.	9 de abril de 2002
9	Planta de Remoción de Hierro-Manganeso “Peñón- Texcoco”, Zona Federal Lago de Texcoco, Carretera Peñón- Texcoco, Edo. de México,	15 de abril de 2002

11.3. CARACTERÍSTICAS DE LAS PLANTAS POTABILIZADORAS VISITADAS

En la Tabla 11.2 se indican las características de las plantas visitadas y se hacen algunos comentarios que se consideran relevantes.

Tabla 11.2 Características de las plantas potabilizadoras visitadas

Planta potabilizadora	Proceso	Aspectos relevantes
1. Planta Potabilizadora "San Lorenzo" de la ciudad de Culiacán, Sin. Módulo I	1. Mezcla rápida con precloración (Coagulantes: Sulfato de aluminio y polielectrolito catiónico). 2. Floculador hidráulico con mamparas de cemento. 3. Sedimentador con placas paralelas. 4. Filtro con lecho de arena sílica y etrolavado aire-agua. 5. Cloración.	<ul style="list-style-type: none"> • Existen indicios de deterioro en paredes de concreto en los tanques de mezcla de reactivos y mezcla rápida. • Las mamparas del floculador presentan obstrucciones. • Las placas paralelas del sedimentador presentan pandeos y poca resistencia. • No existe el tratamiento* de lodos, y son dispuestos a terrenos agrícolas.
2. Planta Potabilizadora "San Lorenzo" de la ciudad de Culiacán, Sin. Módulo II	1. Mezcla rápida con precloración (Coagulantes: Sulfato de aluminio y polielectrolito catiónico). 2. Floculador hidráulico con mamparas de asbesto cemento. 3. Sedimentador con placas paralelas. 4. Filtro con lecho de arena sílica y retrolavado aire-agua. 5. Cloración.	<ul style="list-style-type: none"> • Se construyó un segundo módulo; entre las modificaciones más relevantes están: • Se ocupó menor superficie para su construcción. • En el floculador se instalaron mamparas de madera tratada en las que no se observa el pandeo, ni rotura y muestran poco deterioro. • Como placas del sedimentador se instalaron pantallas de lona ahulada con marcos metálicos (bastidores ligeros forrados), que además de ser muy ligeras están fijas a los muros, por lo que prácticamente se elimina el pandeo y aumenta la resistencia. • Las canaletas de agua sedimentada fueron cambiadas por tubos perforados. • En la entrada a los sedimentadores se instalaron compuertas que permiten sacar de servicio a un submódulo de sedimentación y continuar operando el sistema. • El ángulo de inclinación de las tolvas de lodos es de 25°, la recomendación actual es de un mínimo de 45°. Para la extracción de lodos se instalaron tubos de diámetros grandes que funcionan como canales. • En los filtros el fondo de las canaletas de lavado queda por debajo de la superficie de la antracita, lo que puede afectar la velocidad de filtración y las pérdidas de carga en el filtro.

Tabla 11.2 Características de las plantas potabilizadoras visitadas (continuación)

Planta potabilizadora	Proceso	Aspectos relevantes
3. Planta Potabilizadora de la Ciudad de Cerro Azul, Ver.	<ol style="list-style-type: none"> 1. Mezcla rápida con precloración (Coagulantes: Sulfato de aluminio) 2. Filtro con lecho de arena, grava y antracita, y retrolavado aire-agua 3. Cloración 	<ul style="list-style-type: none"> • No se cuenta con las unidades de floculación y sedimentación, por lo que se afecta el funcionamiento de los filtros y se desperdicia caudal por el lavado frecuente de las unidades. • Se pierde considerable medio filtrante por el retrolavado, por deficiente operación del sistema aire-agua.
4. Planta Potabilizadora de San Gaspar en la Ciudad de Guadalajara, Jal.	<ol style="list-style-type: none"> 1. Mezcla rápida con precloración, distribución y medición (Coagulantes: Sulfato de aluminio, polielectrolito y cal) 2. Floculador hidráulico con mamparas de fibra de vidrio 3. Sedimentador con placas paralelas de fibra de vidrio 4. Filtro con lecho de arena, grava y antracita (retrolavado aire-agua) Cloración 	<ul style="list-style-type: none"> • Se presentan crecimientos algales y de vegetación en el tanque de entrada, el floculador y el sedimentador. • Tanto las placas de los floculadores, como de los sedimentadores, presentan pandeos. • Se presenta compactación de lodos en sedimentadores, ocasionado por espaciar los periodos de purga de lodos, por falta de pendiente de las tolvas y por diámetro insuficiente de los tubos colectores de lodos, entre las causas mas importantes. • Las canaletas en los sedimentadores, están desajustadas y la distribución del agua es poco uniforme. • En la superficie de los sedimentadotes se forman nubes de floc muy fino que permanece y se va acumulando en el agua sedimentada en la parte superior de los módulos, en ocasiones pasa a los filtros y cuando se incrementa el gasto se aumenta la formación de estos flóculos. • En uno de los filtros se hizo una modificación en un lado de la canaleta, se instalaron canales perpendiculares para aumentar la velocidad del lavado, el personal de operación considera que se mejoró la limpieza del medio filtrante y disminuyó el tiempo de lavado en ese lado.
5. Planta Potabilizadora Madín en Naucalpan de Juárez, Estado de México	<ol style="list-style-type: none"> 1. Mezcla rápida con precloración (Coagulantes: Sulfato de aluminio y polielectrolito catiónico) 2. Floculador hidráulico con mamparas de asbesto cemento 3. Sedimentador con placas paralelas 4. Filtro con lecho de arena sílica 5. Cloración 	<ul style="list-style-type: none"> • El Medidor Parshall no funciona por errores en su diseño y construcción. • Los sistemas de agitación en posición horizontal en los tanques de floculación, se observan menos eficientes que los procesos de agitación verticales o los de placas paralelas. • Se observan lodos retenidos y deterioro en los módulos de sedimentación debido principalmente a que para su limpieza se utilizan chorros de agua a alta presión. • No existe un sistema adecuado de tratamiento y de disposición

Tabla 11.2 Características de las plantas potabilizadoras visitadas (continuación)

Planta potabilizadora	Proceso	Aspectos relevantes
6. Planta Potabilizadora “Los Berros”, Los Berros, Municipio de Villa de Allende, Estado de México	<ol style="list-style-type: none"> 1. Distribución, medición y mezcla (Canales Parshall) (Coagulante: Sulfato de Aluminio) 2. Floculadotes 3. Sedimentadotes 4. Filtros (arena sin antracita, retrolavado con aire) 5. Tratamiento de lodos, adición polímero, espesador, cárcamo de bombeo de lodos y presa de lodos 6. Instalaciones complementarias 7. Cloración 8. Sistema de neutralización 	<ul style="list-style-type: none"> • La floculación mecánica ha dado muchos problemas debido a fallas del mecanismo que acciona los agitadores mecánicos. • El sedimentador es muy largo (70 metros aprox.), esto dificulta la adecuada distribución del agua floculada. • Se tiene un sistema de espesamiento y recirculación de lodos que permite ahorrar agua al expulsar lodos mas concentrados. Además los lodos son dispuestos en una laguna para este fin, la que se desazolva periódicamente. • Se han hecho estudios para la recuperación del sulfato de aluminio, incluso por la misma empresa proveedora del reactivo, no ha resultado rentable.
7. Planta Potabilizadora “Magdalena Contreras”, Delegación Magdalena Contreras, Distrito Federal.	<ol style="list-style-type: none"> 1. Tubo Vénturi 2. Canal Parshall 3. Dosificación de sulfato de aluminio y cal 4. Floculador 5. Sedimentador 6. Filtros 7. Cloración con hipoclorito de sodio 	<ul style="list-style-type: none"> • El Canal Parshall no funciona como medidor de flujo, por mal diseño, la medición se realiza mediante un tubo de Vénturi. • La floculación se efectúa en forma mecánica, mediante aspas giratorias de posición vertical. • No existe tratamiento de lodos.
8. Planta de Remoción de Fierro-Manganeso “Peñón- Texcoco”, Zona Federal Lago de Texcoco, carretera Peñón- Texcoco, Edo. de México.	<ol style="list-style-type: none"> 1. Recepción y distribución de agua cruda a los filtros. 2. Filtros con zeolita. 3. Sistema de retrolavado. 4. Sedimentador. 5. Filtro prensa para lodos con Fe-Mn. 6. Cloración. 	<ul style="list-style-type: none"> • Esta planta se encontró en periodo de pruebas • Existe una pérdida del medio filtrante. • Uno de los problemas con el equipo automatizado es que su reparación es costosa y se requiere personal especializado para corregir fallas. • Si existe falta de mantenimiento, esto provoca que los equipos electromecánicos y de automatización fallen lo que puede crear graves problemas al proceso. • Es indispensable disponer de un plan de mantenimiento preventivo y correctivo, para el caso de equipo electromecánico y electrónico, con base en las recomendaciones del fabricante.

La Planta de Remoción de Fierro-Manganeso “Peñón- Texcoco”, ubicada en la Zona Federal Lago de Texcoco, Carretera Peñón- Texcoco, Edo. de México, no es una planta potabilizadora tipo, por lo cual será omitida de los capítulos de conclusiones y recomendaciones.

* Cuando se habla de tratamiento de lodos se refiere a digestión o estabilización de los mismos, no se debe confundir con los procesos de tratamiento de las plantas de tratamiento de aguas residuales.

11.4. DESCRIPCIÓN GENERAL DEL PROCESO

El proceso general en la mayoría de las plantas visitadas consiste en:

- **Recepción de aguas crudas.** Después del medidor Vénturi el agua llega a un tanque de recepción, generalmente con entrada por la parte inferior.
- **Canal Parshall.** El agua cruda pasa al canal Parshall en donde se agrega los reactivos, generalmente, el hipoclorito de sodio y el sulfato de aluminio, en la mayoría de los casos el canal sólo se emplea para realizar la mezcla rápida. Posterior al Parshall el agua pasa a un tanque con salida hacia una caja repartidora, la que distribuye el agua hacia los trenes de potabilización.
- **Unidad de mezcla.** En la caja de repartición o distribución construida para la capacidad total del proyecto, se pueden encontrar también las cajas de mezcla rápida donde se puede realizar también la precloración con dosis variables entre 1.5 y 3 mg/l y la aplicación de soluciones de coagulante, principalmente de sulfato de aluminio.
- **Floculación.** Aunque en varios casos se utiliza agitación mecánica con paletas o aspas giratorias y eje vertical; en este libro se propone la floculación hidráulica.
- **Sedimentador.** Por lo general se utilizan placas de fibra de vidrio montadas en módulos tubulares. Para la recolección de lodos cada sedimentador dispone de tolvas, las que se purgan manualmente. Los lodos son enviados generalmente sin tratamiento.
- **Filtración.** Generalmente consta de filtros de lecho dual antracita-arena o simplemente arena, El retrolavado es con agua filtrada, con sistemas de aire-agua, solamente agua o solamente aire.
- **Lodos.** El agua del lavado de filtros y los lodos de los sedimentadores se regresan generalmente, sin tratamiento
- **Productos químicos.** Regularmente la planta tiene un sistema de dosificación de reactivos mediante tolvas, teniendo como reactivos alguno de los siguientes: sulfato de aluminio, polímero, cal e hipoclorito de sodio. El cloro puede ser suministrado como gas o como hipoclorito de sodio sin diluir.
- **Laboratorio.** Generalmente cuentan con prueba de Jarras y eventualmente la determinación de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos.

11.5. PROBLEMÁTICA PRINCIPAL DETECTADA, CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

A continuación se menciona la problemática principal detectada así como las conclusiones y recomendaciones para cada una de las etapas del proceso:

11.5.1. Medición

- Uno de los principales problemas que se encuentra es la operación de los medidores “Parshall”, es que en la mayoría de plantas no funciona como medidor de flujo y sólo es utilizado para mezcla de reactivos, para ello las sustancias químicas que se utilizan son depositadas en el canal “Parshall” para aprovechar la turbulencia generada en el salto hidráulico y lograr la mezcla. Al parecer ésto se debe al mal diseño o construcción deficiente de los canales, y es el motivo por el que la medición se realiza en algunos casos mediante un medidor tipo venturi o por aforos recurrentes en el acueducto.
- Se requiere de rehabilitación y calibración de los Parshall existentes, así como considerar su instalación donde no existan o en proyectos nuevos.
- No es posible hacer la medición de caudal en tuberías llenas en todas las potabilizadoras, ya que en la gran mayoría la conducción del agua es mediante canales.

11.5.2. Adición de reactivos

- Estudiar la conveniencia de revestir la caja de mezcla rápida para proteger el concreto.
- La adición de reactivos debe determinarse conforme la prueba de jarras y las condiciones de operación de la planta, para lograr la selección del mejor tipo de coagulante (sulfato de aluminio, sulfato y cloruro férrico entre los más importantes) y las condiciones de aplicación. Principalmente en tiempo de lluvias, se requiere la adición de un ayudante de coagulación, como los polielectrolitos, y en la estabilización de pH la aplicación de cal en el tanque de aguas claras. Así mismo debe considerarse la necesidad de precloración.
- En época de lluvias ocurre arrastre de sedimentos en las corrientes, por ende existirá una turbiedad mayor que en periodo de estiaje, por lo que es necesario prevenir la adición de una mayor cantidad de reactivos, dicha cantidad deberá ser estimada en la prueba de jarras y se deberá considerar que la purga de lodos en las tolvas del sedimentador se hagan más frecuentemente (en una planta se realizan cada 20 minutos en este periodo).

11.5.3. Precloración

- Debido a contenidos altos de materia orgánica en el influente a la planta, el proceso de precloración es ineficiente, ya que no se llega a cantidades de cloro residual libre (CRL) necesario para evitar crecimientos algales y para eliminar microorganismos en los procesos posteriores de floculación y sedimentación.
- Una sobre dosificación de cloro, puede derivar en problemas por la formación de precursores de trihalometanos, que constituyen cancerígenos potenciales.
- Debe considerarse incluir o eficientar procesos de pretratamiento para disminuir materia orgánica o sólidos, antes de la llegada a los tanques de mezcla y llevar un control rigurosos del proceso de pre y postcloración.

11.5.4. Floculación

- Sustituir las mamparas del floculador en caso de no funcionar el asbesto cemento, por otras de material diferente como la madera tratada u otro.
- La floculación mecánica genera principalmente problemas debido a fallas del mecanismo que acciona los agitadores mecánicos. Cabe mencionar, que uno de los principales criterios para la selección de tecnología empleado en este libro ha sido evitar equipos con partes en movimiento susceptibles de fallas por falta de mantenimiento.
- El sistema de agitación mecánica de floculación con eje vertical tiene menos problemas que el horizontal; sin embargo, se recomienda utilizar floculadores hidráulicos y evitar la agitación mecánica.

11.5.5. Sedimentador

- Se observa que existe deformación y pandeo en una gran cantidad de láminas. Se prevé la necesidad de que sean usadas estructuras rígidas que contengan paquetes de láminas a fin de darles rigidez y resistencia al paso del tiempo.
- En una gran mayoría de casos deberán sustituirse las mamparas del floculador y las placas paralelas del sedimentador de los módulos existentes. En los sedimentadores, se recomienda se construyan cajas con aproximadamente 10 placas cada una. También se pueden utilizar pantallas más ligeras como mamparas, las que incluyen un marco metálico.
- Un sedimentador muy largo (como en el caso de los Berros, 70m aprox.) dificulta la adecuada distribución del agua floculada a todo lo largo del equipo; por lo que se deberá poner especial atención al diseño del canal central de distribución, considerando que si el floculador es muy largo y se dificulta el diseño del canal central será necesario subdividir el sedimentador en más

módulos para que sea mas corto. También se tendrá especial cuidado en el gradiente provocado por los orificios de distribución, que puede dañar el flóculo.

- En el sedimentador es necesario evitar sistemas de recolección de lodos con problemas de cortos circuitos, espacios muertos y un flujo diferente al tipo pistón, que disminuyen la eficiencia de todo el sistema. Se debe utilizar la pendiente adecuada y el diámetro de los tubos colectores, así como utilizar los tiempos de purga estipulados, con lo que se evitará el desperdicio del agua.
- Se recomienda se ajusten las canaletas en los sedimentadores, para una distribución uniforme del agua

11.5.6. Filtración

- Se observa que hay gran cantidad de pérdida de medio filtrante por la operación de retrolavado de los filtros, principalmente cuando se usa el sistema agua-aire, es necesario eficiente operación aire-agua o cambiar de sistema.
- Existe una gran pérdida del agua utilizada para el retrolavado, ya que en la mayoría de los casos no existe un sistema de recuperación, se requiere implementar un programa de uso eficiente que permita la adopción de sistemas de recuperación de agua.
- En caso de requerir una modificación en los filtros esta deberá ser probada antes a nivel piloto.

11.5.7. Manejo y tratamiento de lodos

- Se recomienda buscar métodos que logren eliminar continuamente los lodos retenidos y que minimicen el daño a los módulos de sedimentación, en particular que no utilicen agua con alta presión.
- Para evitar compactación de lodos y apelmazamientos en las placas paralelas de los sedimentadores se recomienda realizar periodos más cortos de purga de lodos.
- El manejo y tratamiento de los lodos residuales es deficiente y en la mayoría de los casos no existe, y son dispuestos nuevamente a terrenos agrícolas y al río. Se debe enfatizar el cumplimiento con la normativa aplicable principalmente en cuestiones de salud pública y cuidado del ambiente, considerando el manejo y control de los lodos residuales, y la importancia de realizar los análisis de laboratorio necesarios para ello. En particular se debe cumplir con la Norma Oficial Mexicana NOM-004-ECOL-2001, Protección ambiental – “Lodos y biosólidos. Especificaciones y límites permisibles de contaminante para su aprovechamiento y disposición final”, la que aplica para

lodos de plantas potabilizadoras, con el fin de posibilitar su aprovechamiento o disposición final y proteger el medio ambiente y la salud humana; cabe mencionar que dicha norma entró en vigencia después de la construcción de la mayoría de las plantas

- potabilizadoras visitadas, por lo que actualmente se requiere tomar acciones para su cumplimiento.

11.5.8. Equipo electromecánico

- El nivel de automatización que tendrá la potabilizadora, queda aún a criterio del diseñador. Se observa en las potabilizadoras visitadas, que existe falta de mantenimiento, y esto provoca que los equipos electromecánicos y de automatización fallen y no sean reparados.
- Si los equipos de automatización fallan se tiene posibilidad de operarse manualmente, pero la falta de mantenimiento provoca que la potabilizadora deje de ser automática, con lo que se desperdicia gran parte de la inversión inicial de la planta, además que la planta no producirá la cantidad de agua de diseño o la obtendrá sin la calidad adecuada.
- En general se recomienda tecnologías que empleen en el proceso la menor cantidad de equipo electromecánico.
- El nivel de automatización deberá ser adecuado a los recursos para mantenimiento que el organismo operador pueda disponer.
- Es indispensable disponer de un plan de mantenimiento preventivo y correctivo, para el caso de equipo electromecánico y electrónico, con base en las recomendaciones del fabricante.
- Se debe considerar tener los equipos de reserva (“Stand by”) necesarios para que la falla de algún equipo no ocasione salidas de operación de la planta potabilizadora.

11.5.9. Falta de etapas del proceso

Cuando no se cuenta con las unidades de floculación y sedimentación, se afecta funcionamiento de filtros y se desperdicia caudal por el lavado frecuente de las unidades de filtración. Se recomiendan que los diseños consideren como unidad mínima de potabilización para el tipo convencional, las unidades de mezcla, floculación, sedimentación y filtración.

11.5.10. Calidad del agua

Para la verificación rutinaria de la calidad del agua de la planta se deberá considerar los parámetros de turbiedad y coliformes fecales, y se recomienda verificar el cumplimiento de la calidad señalada en normatividad vigente en potabilización (Modificación a la NOM-127-SSA-1-1994) cuando menos de acuerdo a la normativa.

11.5.11. Manual de operación

Por lo general en las plantas, es difícil encontrar un Manual de Operación que funcione como tal, se recomienda se implemente un Manual de Operación específico para cada planta, considerando lo señalado en los diferentes capítulos de este libro. En muchos casos las deficiencias en el funcionamiento de las plantas potabilizadoras se deben a errores en la operación, de ahí la importancia del Manual de Operación y de la capacitación del personal.

11.5.12. Pruebas piloto

Se recomienda la existencia de un equipo piloto para estar haciendo periódicamente las pruebas de las diferentes etapas del proceso y de las posibles mejoras.

11.5.13. Simulador

Las hojas de cálculo proporcionadas, además de poder ser utilizadas para el diseño de nuevos módulos o plantas potabilizadoras son un poderoso instrumento de simulación de procesos con el cual se pueden probar otras alternativas de operación.

BIBLIOGRAFÍA

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, "Treatment techniques for controlling trihalomethanes in drinking water", Ed. American Water Works Association, pp 266, Estados Unidos, 1982.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, "Radionuclides in Drinking Water", Seminar Proceedings, American Water Works Association, pp. 165, Kansas City, Estados Unidos, 1987.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, "Water Quality and Treatment, A Handbook of Community Water Supplies". American Water Works Association, pp. 1194, Kansas City, Estados Unidos, 1990.

AZEVEDO N. J. M., "Manual de hidráulica", Harla, 578 pp., México, 1976.

BRYANT, E.A., FULTON, G.P. and BUDD, G.C., "Disinfection alternatives for safe drinking water", Van Nostrand Reinhold, 1992.

CAIRNS, W. L., "Ultraviolet Disinfection: An Alternative to Chemical Disinfection", Trojan Technologies Inc., pp 1-22. 1991.

CHAPMAN, D., "Water Quality Assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring", UNESCO, WHO and UNEP Vol I y II, pp 565, Gran Bretaña, 1992.

CHEREMISINOFF, N.P. y CHEREMISINOFF, P.N., "Water Treatment and Waste Recovery, Advanced Technology and Applications", Ed. Prentice Hall, 147-158 pp., United States, 1993.

COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA, "Sistemas Rurales", Proyecto Agua potable, Manual de Diseño de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento, 294 pp., México, D.F., 1996.

COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA, "Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento a diciembre de 1999", 10ª edición, México, D. F., 1999.

COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA, "Informe elaborado para la presidencia de la República, 93 pp, México D.F.", 2001.

DEGREMONT, G., "Manual técnico del agua", Degremont, 4ª edición en español, 1142 pp, España, 1979.

DI BERNARDO, L., "A rational method to the design of declining-rate filters", Professor of Civil Engineering. Department of Hydraulics and Sanitation, School of Engineering of Sao Carlos, University of Sao Paulo, Brazil.

DRISCOLL, F., "Groundwater and wells", Second Edition, Johnson Filtration systems Inc., 1089 pp. Minnesota, Estados Unidos, 1989.

FRENCH RICHARD H., "Hidráulica de canales abiertos", Ed. McGraw Hill, 724 pp. México, 1988.

GEHR, R., and NICELL, J.A., "Pilot studies and assessment of downstream effects of UV and ozone disinfection of a physicochemical wastewater", Water Quality Research, Journal of Canada, Vol. 31, No.2, 263-281, 1996.

GRAY, N. F., "Drinking water quality : problems and solutions", Ed. J. Wiley & Sons, 315 pp., New York, Estados Unidos, 1994.

HAMMER, M. J., "Water and Wastewater Technology", 2ª edición, John Willey and Sons, USA, 1986.

HERNÁNDEZ, M. A., "Abastecimiento y distribución de agua", Colección Senior No.6. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Servicio de Publicaciones de la Escuela Técnica de Ingenieros de Caminos de Madrid, 749 pp. Madrid, España, 1987.

HOFKES, E. H., "Small community water supplies: Technology of small water supply systems in developing countries", Ed. J. Wiley, 442 pp., (1983).

JIMÉNEZ, C. B. E., "La contaminación ambiental en México, Causas, Efectos y Tecnología apropiada", Ed. Limusa, 980 pp., México, 2001.

JIMÉNEZ, C. B. E., "Filtración de Agua", Serie del Instituto de Ingeniería UNAM, No. 572, México, D.F., 1995.

KAWAMURA, S., "Integrated desing of water treatment facilities", J. Wiley & Sons, Inc., pp. 658. Estados Unidos, 1991.

LAMB, J. C., "Water quality and its control", J. Wiley & Sons, 384 pp., New York, Estados Unidos, 1985.

LINDENAUER, K.G., and DARBY, J.L., "Ultraviolet disinfection of wastewater: effect of UV dose on subsequent photoreactivation", Water Research, Vol. 28, pp 805, 1994.

MAZARI, M., CIFUENTES, E., VELÁSQUEZ, E., Y CALVA, J., "Microbiological groundwater quality and health indicators in Mexico city", Urban Ecosystem, Vol 4, 91-103 pp., 2001.

METCALF Y EDDY, "Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, Vertido y Reutilización", Ed. McGrawHill, 3ª edición, Cap. 9., 343-407 pp., México, 1996.

NOM-012-SSA1-1993: [Norma Oficial Mexicana NOM-012-SSA1-1993, Requisitos sanitarios que deben cumplir los sistemas de abastecimientos de agua para uso y consumo humano públicos y privados](#), Secretaría de Salud, Diario Oficial de la Federación, 12 de agosto de 1994.

NOM-014-SSA1-1993: [Norma Oficial Mexicana NOM-014-SSA1-1993, Procedimientos sanitarios para el muestreo de agua para uso y consumo humano en el sistema de abastecimiento de agua público y privado](#), Secretaría de Salud, Diario Oficial de la Federación, 12 de agosto de 1994.

NOM-127-SSA1-1994: [Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud Ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización](#), Secretaría de Salud, Diario Oficial de la Federación, 22 de noviembre de 2000.

NOM-179-SSA1-1998: [Norma Oficial Mexicana NOM-179-SSA1-1998, Vigilancia y evaluación del control de calidad del agua para uso y consumo humano, distribuida por sistemas de abastecimiento público](#), Secretaría de Salud, Diario Oficial de la Federación, 24 de septiembre de 2001.

ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD, “Guías para la calidad del agua potable”, (Volumen 1, Recomendaciones), Organización Mundial de la Salud, 2ª edición, 195 pp., Ginebra, Suiza, 1993a.

ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD, “Guidelines for drinking-water quality”, Volume 2, Organización Mundial de la Salud, Ginebra, Suiza, 1993b.

ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD, “Guías para la calidad del agua potable”, Volumen 3, Vigilancia y control de los abastecimientos de agua a la comunidad, Organización Mundial de la Salud, 2ª edición, 255 pp., Ginebra, Suiza, 1998c.

PORTER, M. C, “Handbook of industrial membrane technology”, Noyes, 604 pp., New Jersey, USA, 1990.

PRASIFKA, D., “Water supply panning”, Krieger Publishing Company, 265 pp. Florida, Estados Unidos, 1994.

PÜRSCHER, W., “El transporte y la distribución del agua”, Urmo Ediciones, 217 pp., Bilbao, España, 1978.

RAJESHWAR, K., and IBAÑEZ, J.B., “Environmental Electrochemistry”. Academic Press. USA. 1997.

RAUTENBACH, R. and ALBRECHT, R., “Membrane processes”, John Wiley & Sons, USA, 1989.

REYNOLDS T. Y RICHARDS, P., "Unit operations and process in environmental engineering", Second Edition, PWS Publishing Company, 795 pp., Estados Unidos, 1996.

RICHTER, C. Y CANEPA, DE V. L., Manual V: diseño, tomo II: "Criterios de diseño para floculadores y decantadores". Programa Regional HPE/OPS/CEPIS de mejoramiento de la calidad del agua para consumo humano, CEPIS, Perú, 1992a.

RICHTER, C. Y CANEPA, DE V. L., Manual V: diseño, tomo II: "Criterios de diseño para la dosificación y mezcla rápida". Programa Regional HPE/OPS/CEPIS de mejoramiento de la calidad del agua para consumo humano, CEPIS, Perú, 1992^a.

RICHTER, C. Y CANEPA DE V. L., Manual V: diseño, tomo III: "Criterios de diseño para filtros", Programa Regional HPE/OPS/CEPIS de mejoramiento de la calidad del agua para consumo humano, CEPIS, Perú, 1992b.

SAKAMOTO, G. (1996) "Mexico City UV Disinfection Study", Trojan Technologies Inc., 1-5.

SARH, "Relación de plaguicidas prohibidos para su importación, fabricación, formulación, comercialización y uso en México" Diario Oficial de la Federación, 03 de enero de 1991.

SHABAN, A.M., EL-TAWEEL, G.E., y ALI G.H., "UV Ability to Inactivate Microorganisms Combined with Factors Affecting Radiation, Water Science and Technology", 35 (11/12): 107-112 pp., 1997.

SKRENTER, R. G., "Instrumentation. Handbook for water and wastewater treatment plants", Ed. Lewis Publishers, 2a edición, 295 pp., Estados Unidos, 1989.

SARH, "Manual de Diseño de Plantas Potabilizadoras Tipo de Tecnología Simplificada", México, 1987.

SOTELO, G., "Hidráulica General", Volumen 1, "Fundamentos", Editorial Limusa, Capítulo 7, pp. 241-276, México, 1998.

STEWART, J. C., "Drinking water hazards: How to know if there are toxic chemicals in your water and what to do if there are", Evirographics Hiram, 323 pp., 1990.

TOFT, P. R., TOBIN y SHARP, J., "Drinking Water Treatment Small System Alternatives", Proceedings of the Third National Conference on Drinking Water, 159-174 pp., St John's, Newfoundland, Canadá, 1988.

TROJAN ENGINEERING, "Ultraviolet Disinfection System, Design Manual for Consulting Engineers", Trojan Technologies, 2-15 pp., 1994.

TROJAN TECHNOLOGIES INC., "Saneamiento del Valle de México, Propuesta de Desinfección de Aguas Residuales por un Sistema Avanzado de Ultravioleta", 1997.

WEBER, W., "Physicochemical process for water quality", Editorial Reverté, 640 pp., Barcelona, España, 1979.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION, (WEF), "Wastewater Disinfection, Manual of Practice", FD-10: 227-291 pp. 1996.

WALLACE & TIERNAN, "Tabla de selección de inyectores", CN 5.165 UA y gráfica de requerimientos hidráulicos en inyector CN 5.172.

YAO, "Theoretical study of high rate sedimentation", Journal Water Pollution Control Federation, 42 (2): 218-228, 1970.

APÉNDICE A

ABREVIATURAS

Abreviatura	Significado
CNA	Comisión Nacional del Agua
GIBNT	Gerencia de Ingeniería Básica y Normas Técnicas
CEPIS	Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente
CICOPLAFEST	Comisión Intersecretarial para el Control del Proceso y Uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas
CIIC	Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer
MAPAS	Manual de Diseño de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento
NOM	Norma Oficial Mexicana
NMX	Norma Mexicana
OMS	Organización Mundial de la Salud
UTN	Unidades de turbiedad nefelométricas o Unidades técnicas de nefelometría
SI	Sistema Internacional de Unidades

APÉNDICE B

GLOSARIO DE TÉRMINOS

Ablandamiento: Proceso de remoción de los iones calcio y magnesio, principales causantes de la dureza del agua (NOM-127-SSA1-1994).

Absorción: La penetración de una sustancia (el absorbato) en el interior de la estructura de otro (el absorbente).

Ácido: Sustancia que contiene hidrógeno, disuelta en agua da lugar a la formación de iones hidrógeno, que pueden ser desplazados por metales para formar sales.

Acidez: Capacidad cuantitativa de las soluciones acuosas para reaccionar con los iones hidroxilo. Se mide por titulación con una solución estándar de una base para especificar el punto final.

Adsorción: Remoción de iones y moléculas de una solución que presentan afinidad a un medio sólido adecuado, de forma tal que son separados de la solución (NOM-127-SSA1-1994).

Aerobio: Organismo que requiere de oxígeno elemental libre o que no es destruido por la presencia de este.

Aireación: Contacto de entre aire y el líquido por uno o más de los siguientes métodos:(a) rociando el líquido en el aire. (b) bombeando el aire hacia el gas. (c) agitando el líquido para promover una superficie de absorción de aire.

Aireador: Un dispositivo que promueve un estrecho contacto entre el aire el agua con el objetivo de oxigenarla o excluir gases o sustancias volátiles..

Aglomeración: La coalescencia de materia dispersa suspendida en amplios flóculos o partículas de rápida sedimentación.

Agua para uso y consumo humano: Aquella que no contiene contaminantes objetables, ya sean químicos o agentes infecciosos y que no causan efectos nocivos al ser humano, también se denomina agua potable (NOM-127-SSA1-1994).

Alcalinidad: capacidad del agua para neutralizar ácidos, una propiedad impartida por el contenido de carbonatos, bicarbonatos, hidróxidos y en ocasiones boratos, silicatos y fosfatos en el agua. Esta se expresa en miligramos por litro de equivalentes de carbonato de calcio.

Aminas: Compuestos formados al reemplazar uno o más de los átomos de hidrógeno del amoniaco, NH_3 , por radicales orgánicos.

Amoniaco: Combinación química de hidrógeno (H) y nitrógeno (N) que existe ampliamente en la naturaleza (NH₃).

Aroma: Un olor agradable y característico de una planta, condimento o alimento.

Aromático: Hidrocarburo que tiene uno o más anillos insaturados de seis átomos de carbono.

Bitácora: Libro con registro foliado (NOM-179-SSA1-1998).

Características microbiológicas: A las debidas a microorganismos nocivos a la salud humana. Para efectos de control sanitario se determina el contenido de indicadores generales de contaminación microbiológica, específicamente organismos coliformes totales y Escherichia coli o coliformes fecales (NOM-127-SSA1-1994).

Características físicas y organolépticas: A las que se detectan sensorialmente. Para efectos de evaluación, el sabor y olor se ponderan por medio de los sentidos y el color y la turbiedad se determinan por medio de métodos analíticos de laboratorio (NOM-127-SSA1-1994).

Características químicas: A las debidas a elementos o compuestos químicos, que como resultado de investigación científica se ha comprobado que pueden causar efectos nocivos a la salud humana (NOM-127-SSA1-1994).

Características radiactivas: Aquellas resultantes de la presencia de elementos radiactivos.

Clarificación: Cualquier proceso o combinación de procesos, cuyo propósito principal sea reducir la concentración de materia suspendida en un líquido.

Cloro: Elemento ordinario que existe como gas verde-amarillento de aproximadamente 2,5 veces más pesado que el aire. A presión atmosférica y una temperatura de 1,055 °C (– 30.1 °F), el gas pasa a ser un líquido ámbar cerca de 1,5 veces más pesado que el agua. El símbolo químico del cloro es Cl, con un peso atómico de 35,457 y un peso molecular de 70.914.

Cloro, (demanda de): La diferencia entre la cantidad de cloro adicionado al agua y la cantidad de residual de cloro al final del periodo de contacto. La demanda de cualquier agua varía de acuerdo a la cantidad de cloro aplicado, el tiempo de contacto y la temperatura.

Cloro, residual libre disponible: Porción del total de cloro residual en el agua al final del periodo de contacto, el cual reacciona química y biológicamente como ión hipoclorito o ácido hipocloroso.

Coagulación química: A la adición de compuestos químicos al agua, para alterar el estado físico de los sólidos disueltos, coloidales o suspendidos, a fin de facilitar su remoción por precipitación o filtración (NOM-127-SSA1-1994).

Coagulante: Un compuesto que actúa para estabilizar una suspensión coloidal y causa la formación de flóculos.

Coalescencia: Crecimiento junto, aglomeración de flóculos.

Coloide, Coloidal: Estado de partículas en suspensión finamente divididas, de un tamaño aproximadamente de 0.5-500 nm (5-5000 Å) en un gas, líquido o sólido.

Compuesto heterocíclico: Compuesto en el cual la estructura del anillo es una combinación de más de un tipo de átomo.

Concentración: La cantidad de una sustancia expresada unitariamente respecto a la mezcla o solución. Los métodos comunes de determinar la concentración son por ciento en masa o en volumen, normalidad, molaridad o masa por unidad de volumen y masa por unidad de masa.

Contingencia: A la situación de cambio imprevisto en las características del agua por contaminación externa, que ponga en riesgo la salud humana (NOM-179-SSA1-1998).

Control de calidad: La aplicación de un conjunto de métodos y actividades relacionadas con programas de trabajo de los organismos operadores, consistentes en la inspección continua y permanente de las condiciones sanitarias de los sistemas de abastecimiento, así como la evaluación de la calidad del agua, a fin de asegurar que cumplan con las normas establecidas (NOM-179-SSA1-1998).

Desinfección: A la destrucción de organismos patógenos por medio de la aplicación de productos químicos o procesos físicos.

Estabilización: Obtención de determinada concentración de sales y pH del agua, para evitar la incrustación o corrosión de los materiales con que se fabrican los elementos que la conducen o contienen (NOM-127-SSA1-1994).

Evaporación: A la separación del agua de los sólidos disueltos, utilizando calor como agente de separación, condensando finalmente el agua para su aprovechamiento.

Fenol: Sustancia cáustica, venenosa, blanca, cristalina; compuesto derivado del benceno y usado para varias resinas, plásticos, desinfectantes y farmacéuticos: C_6H_5OH .

Filtración: A la remoción de partículas suspendidas en el agua, haciéndola fluir a través de un medio filtrante de porosidad adecuada (NOM-127-SSA1-1994).

Filtración lenta: Procedimiento con tasas de filtración bajas (aproximadamente 0.1 a 0.25 m³/m².h), el proceso de remoción se realiza tanto por la filtración como por la acción biológica. Se usan sólo para agua con turbiedad baja que no requiere tratamiento químico.

Flóculo: Masa pequeña y gelatinosa formada en un líquido por la adición de un coagulante, debido a procesos bioquímicos o por aglomeración.

Floculación: A la aglomeración de partículas desestabilizadas en el proceso de coagulación química, a través de medios mecánicos o hidráulicos (NOM-127-SSA1-1994).

Floculación unidad de: Unidad mecánica para estimular la formación de flóculos compactos de rápida sedimentabilidad.

Intercambio iónico: Proceso de remoción de aniones o cationes específicos disueltos en el agua, a través de su reemplazo por aniones o cationes provenientes de un medio de intercambio, natural o sintético, con el que se pone en contacto (NOM-127-SSA1-1994).

Ion: Átomos cargado, o radical; pueden ser positivos (cationes) o negativos (aniones); su migración afecta el transporte de electricidad a través de un electrolito.

Iónico: Sistema formado por iones.

Límite permisible: A la concentración o contenido máximo o intervalo de valores de un componente, que no causará efectos nocivos a la salud del consumidor.

Muestreo: Las actividades desarrolladas para obtener volúmenes de agua en un sitio determinado del sistema de abastecimiento, de tal manera que sean representativos, con el propósito de evaluar características físicas, químicas, y/o bacteriológicas (NOM-014-SSA1-1993).

Neutralización: A la adición de sustancias básicas o ácidas al agua para obtener un pH neutro (NOM-127-SSA1-1994).

Obra de captación: Estructura que sirve para extraer el agua de las fuentes de abastecimiento superficiales o subterráneas (NOM-012-SSA1-1993).

Olor: La propiedad o cualidad de una sustancia que afecta, estimula o se percibe por el sentido del olfato, un olor.

Organismo operador: Instancia responsable de operar, mantener y administrar el sistema de abastecimiento (NOM-012-SSA1-1993).

Osmosis inversa: Al proceso esencialmente físico para remoción de iones y moléculas disueltos en el agua, en el cual por medio de altas presiones se fuerza el

paso de ella a través de una membrana semipermeable de porosidad específica, reteniéndose en dicha membrana los iones y moléculas de mayor tamaño.

Oxidación: A la pérdida de electrones de un elemento, ión o compuesto por la acción del oxígeno u otro agente oxidante.

Oxígeno (consumo): medición de la capacidad de consumo de oxígeno de la materia orgánica o inorgánica presente en el agua.

Ozono: Forma alotrópica del oxígeno derivado o formado naturalmente del oxígeno diatómico por descarga eléctrica o exposición a la radiación ultravioleta.

Partículas (suspendidas): Sólidos suspendidos en un líquido o un gas.

pH: El negativo del logaritmo de la concentración del ión hidrógeno. La concentración esta dada en gramos de iones de hidrógeno por litro de solución; por ejemplo el agua neutra, tiene un valor de pH de 7 y una concentración de iones hidrógeno de 10^{-7} .

Planta potabilizadora: Conjunto de estructuras, instalaciones, procesos y operaciones que sirven para mejorar la calidad del agua, haciéndola apta para uso y consumo humano; en la Norma Oficial Mexicana NOM-012-SSA1-1993 se le incluye como planta de potabilización; en general se le conoce más comúnmente como planta potabilizadora, término que es utilizado a lo largo del presente trabajo.

Polielectrólito: Polímeros sintéticos que tienen un alto peso molecular, son usados como coagulantes o auxiliar de coagulante en el agua.

Potabilización: Al conjunto de operaciones y procesos, físicos y/o químicos que se aplican al agua en los sistemas de abastecimiento públicos o privados, a fin de hacerla apta para uso y consumo humano (NOM-127-SSA1-1994).

Radical: Conjunto de elementos con carga positiva o negativa que funciona como un sólo ion.

Red de distribución: Conjunto de tuberías que sirve para llevar el agua hasta el usuario (NOM-012-SSA1-1993).

Retrolavado: La operación de limpieza en un filtro a través de un flujo inverso del líquido para desprender la materia previamente capturada en él.

Sedimentación: Al proceso físico que consiste en la separación de las partículas suspendidas en el agua, por efecto gravitacional (NOM-127-SSA1-1994).

Sistema de abastecimiento: El conjunto intercomunicado o interconectado de fuentes, obras de captación, plantas cloradoras, plantas potabilizadoras, tanques de

almacenamiento y regulación, cárcamos de bombeo, líneas de conducción y red de distribución (NOM-012-SSA1-1993).

Tanque de almacenamiento o regulación: Depósito superficial o elevado que sirve para almacenar el agua o regular su distribución (NOM-012-SSA1-1993).

Turbiedad: (1) Una condición del agua causada por la presencia de materia suspendida, que da como resultado la dispersión y absorción de luz. (2) Una

medida de la materia suspendida en el líquido. (3) Cantidad analítica usualmente reportada en unidades de turbiedad determinada por la difracción de luz.

Verificación sanitaria: Evaluación de las condiciones sanitarias del sistema de abastecimiento y calidad del agua, así como emisión de dictamen y seguimiento de la ejecución de las medidas correctivas, en su caso (NOM-179-SSA1-1998).

Vigilancia de la calidad del agua: Programa de actividades de verificación sanitaria, a fin de comprobar el cumplimiento de los requisitos sanitarios de los sistemas de abastecimiento y de calidad del agua para uso y consumo humano.(NOM-179-SSA1-1998)

ANEXO A.1

EVALUACIÓN DEL RIESGO DE CARCINOGENICIDAD EN LOS SERES HUMANOS

Para la evaluación del riesgo de carcinogenicidad para los seres humano, CIIC (Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer) o IARC (International Agency for Research on Cancer) considera los datos disponibles en su conjunto a fin de llegar a una evaluación global de la carcinogenicidad de un agente, una mezcla o unas circunstancias de exposición para los seres humanos.

El agente, la mezcla o las circunstancias se describen de acuerdo con la definición de una de las categorías siguientes, indicando el grupo correspondiente. La clasificación de un agente, una mezcla o unas circunstancias de exposición es una cuestión de apreciación científica, que refleja la fuerza de las pruebas resultantes de estudios con seres humanos y con animales de experimentación y de los demás datos pertinentes.

Grupo 1

El agente (o la mezcla) es carcinógeno para los seres humanos. Las circunstancias de exposición implican exposiciones carcinógenas para los seres humanos.

Esta categoría se utiliza cuando existen pruebas suficientes de la carcinogenicidad para los seres humanos. Excepcionalmente, puede clasificarse en ella un agente (o una mezcla) cuando los datos referentes a seres humanos no llegan a ser suficientes pero existen pruebas suficientes de la carcinogenicidad en animales de experimentación y elementos de juicio sólidos que indican que en los seres humanos expuestos, el agente (o la mezcla) actúa a través de un mecanismo de carcinogenicidad pertinente.

Grupo 2

Esta categoría comprende agentes, mezclas y circunstancias de exposición respecto de los cuales, en un extremo, las pruebas de carcinogenicidad para los seres humanos son casi suficientes y, en el otro extremo, no se dispone de datos sobre seres humanos pero hay pruebas de la carcinogenicidad para los animales de experimentación. Los agentes, mezclas y circunstancias de exposición se incluyen bien el grupo 2A (probablemente carcinógeno para los seres humanos) o en el grupo 2B (posiblemente carcinógeno para los seres humanos) sobre la base de los datos epidemiológicos y experimentales favorables a la carcinogenicidad y de otros datos pertinentes.

Grupo 2A

El agente (o la mezcla) es probablemente carcinógeno para los seres humanos. Las circunstancias de exposición implican exposiciones probablemente carcinógenas para los seres humanos.

Esta categoría se aplica cuando existen pruebas limitadas de la carcinogenicidad para seres humanos y pruebas suficientes de la carcinogenicidad para los animales de experimentación. En algunos casos, se puede clasificar en esta categoría un agente (o una mezcla) cuando se dispone de pruebas insuficientes de la carcinogenicidad para los seres humanos y pruebas suficientes de la carcinogenicidad para los animales de experimentación, así como elementos de juicio sólidos que indican que, en la carcinógenesis, actúa un mecanismo que también existe en los seres humanos. Excepcionalmente, pueden clasificarse en esta categoría un agente, una mezcla o unas circunstancias de exposición únicamente sobre la base de pruebas limitadas de la carcinogenicidad para los seres humanos.

Grupo 2B

El agente (o la mezcla) es posiblemente carcinógeno para los seres humanos. Las circunstancias de exposición implican exposiciones posiblemente carcinógenas para los seres humanos.

Esta categoría comprende los agentes, las mezclas y las circunstancias de exposición respecto de los cuales existen pruebas limitadas de la carcinogenicidad para seres humanos y pruebas que no llegan ser suficientes de la carcinogenicidad para los animales de experimentación. Puede utilizarse también cuando hay pruebas insuficientes de la carcinogenicidad para los seres humanos pero pruebas suficientes de la carcinogenicidad para los animales de experimentación. En algunos casos, pueden clasificarse en este grupo un agente, una mezcla o las circunstancias de exposición respecto de los cuales existen pruebas insuficientes de la carcinogenicidad para los seres humanos pero pruebas limitadas de la carcinogenicidad para los animales de experimentación, junto con otros elementos de juicio pertinentes que corroboran las pruebas.

Grupo 3

El agente (o la mezcla o las circunstancias de exposición) no puede clasificarse sobre la base de su carcinogenicidad para los seres humanos.

Esta categoría se utiliza sobretodo para los agentes, las mezclas y las circunstancias de exposición respecto de los cuales las pruebas de carcinogenicidad son insuficientes para los seres humanos e insuficientes o limitadas para los animales de experimentación. Excepcionalmente, se pueden clasificar en esta categoría los agentes (o las mezclas) respecto de las cuales las pruebas de carcinogenicidad son insuficientes para los seres humanos pero suficientes para los animales de experimentación, cuando existen también elementos de juicio sólidos que indican

que el mecanismo de acción carcinógena que actúa en los animales de experimentación no existe en los seres humanos. Se clasifican asimismo en esta categoría los agentes, las mezclas o las circunstancias de exposición que no queden incluidos en otro grupo.

Grupo 4

El agente (o la mezcla o las circunstancias de exposición) probablemente no es carcinógeno para los seres humanos.

Esta categoría se utiliza para los agentes o las mezclas respecto de los cuales las pruebas parecen indicar una falta de carcinogenicidad para los seres humanos y los animales de experimentación. En algunos casos, pueden clasificarse en este grupo los agentes o las mezclas respecto de los cuales se dispone de pruebas insuficientes de la carcinogenicidad para los seres humanos y de pruebas que parecen indicar una falta de carcinogenicidad para los animales de experimentación, corroboradas en forma firme y consistente por una amplia gama de otros elementos de juicio pertinentes.

ANEXO A.2

MODIFICACION A LA NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-127-SSA1-1994, SALUD AMBIENTAL. AGUA PARA USO Y CONSUMO HUMANO. LIMITES PERMISIBLES DE CALIDAD Y TRATAMIENTOS A QUE DEBE SOMETERSE EL AGUA PARA SU POTABILIZACION

JAVIER CASTELLANOS COUTIÑO, Presidente del Comité Consultivo Nacional de Normalización de Regulación y Fomento Sanitario, con fundamento en los artículos 39 de la Ley Orgánica de la Administración Pública Federal; 4o. y 69-H de la Ley Federal de Procedimiento Administrativo; 13, apartado A) fracción I, 118, fracción II y 119, fracción II de la Ley General de Salud; 41, 43, 45, 46, fracción II, y 47 de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización; 28 y 34 del Reglamento de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización; 214, fracción IV y 225 del Reglamento de la Ley General de Salud en Materia de Control Sanitario de Actividades, Establecimientos, Productos y Servicios, y 7, fracciones V y XIX y 25, fracción IV del Reglamento Interior de la Secretaría de Salud, y

CONSIDERANDO

- Que con fecha 16 de diciembre de 1999, en cumplimiento del acuerdo del Comité y de lo previsto en el artículo 47 de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización, se publicó en el Diario Oficial de la Federación el proyecto de la presente Norma Oficial Mexicana a efecto que dentro de los sesenta días naturales posteriores a dicha publicación, los interesados presentaran sus comentarios al Comité Consultivo Nacional de Normalización de Regulación y Fomento Sanitario.
- Que con fecha 20 de junio de 2000. fueron publicadas en el Diario Oficial de la Federación las respuestas a los comentarios recibidos por el mencionado Comité, en términos del artículo 47 fracción III de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización.
- Que en atención a las anteriores consideraciones, contando con la aprobación del Comité Consultivo Nacional de Normalización de Regulación y Fomento Sanitario, se expide la siguiente:

MODIFICACION A LA NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-127-SSA1-1994, SALUD AMBIENTAL. AGUA PARA USO Y CONSUMO HUMANO. LIMITES PERMISIBLES DE CALIDAD Y TRATAMIENTOS A QUE DEBE SOMETERSE EL AGUA PARA SU POTABILIZACION

0. Introducción

El abastecimiento de agua para uso y consumo humano con calidad adecuada es fundamental para prevenir y evitar la transmisión de enfermedades gastrointestinales y otras, para lo cual se requiere establecer límites permisibles en cuanto a sus características microbiológicas, físicas, organolépticas, químicas y radiactivas, con el

fin de asegurar y preservar la calidad del agua en los sistemas, hasta la entrega al consumidor.

Por tales razones la Secretaría de Salud, propone la modificación a la presente Norma Oficial Mexicana, con la finalidad de establecer un eficaz control sanitario del agua que se somete a tratamientos de potabilización a efecto de hacerla apta para uso y consumo humano, acorde a las necesidades actuales.

1. Objetivo y campo de aplicación

1.1 Esta Norma Oficial Mexicana establece los límites permisibles de calidad y los tratamientos de potabilización del agua para uso y consumo humano.

1.2 Esta Norma Oficial Mexicana es aplicable a todos los sistemas de abastecimiento públicos y privados y a cualquier persona física o moral que la distribuya, en todo el territorio nacional.

2. Referencias

2.1 NOM-008-SCF1-1993 Sistema General de Unidades de Medida.

2.2 NOM-012-SSA1-1993 Requisitos sanitarios que deben cumplir los sistemas de abastecimiento de agua para uso y consumo humano públicos y privados.

2.3 NOM-013-SSA1-1993 Requisitos sanitarios que debe cumplir la cisterna de un vehículo para el transporte y distribución de agua para uso y consumo.

2.4 NOM-014-SSA1-1993 Procedimientos sanitarios para el muestreo de agua para uso y consumo humano, en sistemas de abastecimiento de agua públicos y privados.

2.5 NOM-112-SSA1-1994 Determinación de bacterias coliformes. Técnica del número más probable.

2.6 NOM-117-SSA1-1994 Bienes y Servicios. Método de prueba para la determinación de cadmio, arsénico, plomo, estaño, cobre, fierro, zinc y mercurio en alimentos, agua potable y agua purificada por espectrometría de absorción atómica.

3. Definiciones

Para los efectos de esta Norma Oficial Mexicana se entiende por:

3.1 Ablandamiento: proceso de remoción de los iones calcio y magnesio, principales causantes de la dureza del agua.

3.2 Adsorción: remoción de iones y moléculas de una solución que presentan afinidad a un medio sólido adecuado, de forma tal que son separadas de la solución.

3.3 Agua para uso y consumo humano: agua que no contiene contaminantes objetables, ya sean químicos o agentes infecciosos y que no causa efectos nocivos para la salud. También se denomina como agua potable.

3.4 Características microbiológicas: debidas a microorganismos nocivos a la salud humana. Para efectos de control sanitario se determina el contenido de indicadores generales de contaminación microbiológica, específicamente organismos coliformes totales y *Escherichia coli* o coliformes fecales.

3.5 Características físicas y organolépticas: las que se detectan sensorialmente. Para efectos de evaluación, el sabor y olor se ponderan por medio de los sentidos y el color y la turbiedad se determinan por medio de métodos analíticos de laboratorio.

3.6 Características químicas: las debidas a elementos o compuestos químicos, que como resultado de investigación científica se ha comprobado que pueden causar efectos nocivos a la salud humana.

3.7 Características radiactivas: aquellas resultantes de la presencia de elementos radiactivos.

3.8 Coagulación química: adición de compuestos químicos al agua, para alterar el estado físico de los sólidos disueltos, coloidales o suspendidos, a fin de facilitar su remoción por precipitación o filtración.

3.9 Contingencia: situación de cambio imprevisto en las características del agua por contaminación externa, que ponga en riesgo la salud humana.

3.10 Desinfección: destrucción de organismos patógenos por medio de la aplicación de productos químicos o procesos físicos.

3.11 Evaporación: separación del agua de los sólidos disueltos, utilizando calor como agente de separación, condensando finalmente el agua para su aprovechamiento.

3.12 Filtración: remoción de partículas suspendidas en el agua, haciéndola fluir a través de un medio filtrante de porosidad adecuada.

3.13 Floculación: aglomeración de partículas desestabilizadas en el proceso de coagulación química, a través de medios mecánicos o hidráulicos.

3.14 Intercambio iónico: proceso de remoción de aniones o cationes específicos disueltos en el agua, a través de su reemplazo por aniones o cationes provenientes de un medio de intercambio, natural o sintético, con el que se pone en contacto.

3.15 Límite permisible: concentración o contenido máximo o intervalo de valores de un componente, que no causará efectos nocivos a la salud del consumidor.

3.16 Neutralización: adición de sustancias básicas o ácidas al agua para obtener un pH neutro.

3.16.1 Estabilización: obtención de determinada concentración de sales y pH del agua, para evitar la incrustación o corrosión de los materiales con que se fabrican los elementos que la conducen o contienen.

3.17 Osmosis inversa: proceso esencialmente físico para remoción de iones y moléculas disueltos en el agua, en el cual por medio de altas presiones se fuerza el paso de ella a través de una membrana semipermeable de porosidad específica, reteniéndose en dicha membrana los iones y moléculas de mayor tamaño.

3.18 Oxidación: pérdida de electrones de un elemento, ion o compuesto por la acción del oxígeno u otro agente oxidante.

3.19 Potabilización: conjunto de operaciones y procesos, físicos y/o químicos que se aplican al agua en los sistemas de abastecimiento públicos o privados, a fin de hacerla apta para uso y consumo humano.

3.20 Sedimentación: proceso físico que consiste en la separación de las partículas suspendidas en el agua, por efecto gravitacional.

3.21 Sistema de abastecimiento de agua: conjunto de elementos integrados por las obras hidráulicas de captación, conducción, potabilización, desinfección, almacenamiento o regulación y distribución.

4. Límites permisibles de calidad del agua

4.1 Límites permisibles de características microbiológicas.

4.1.1 El contenido de organismos resultante del examen de una muestra simple de agua, debe ajustarse a lo establecido en la Tabla A.2.1.

Tabla A.2.1

Característica	Límite permisible
Organismos coliformes totales	Ausencia o no detectables
E. coli o coliformes fecales u organismos termotolerantes	Ausencia o no detectables

4.1.2 Bajo situaciones de emergencia, las autoridades competentes podrán establecer los agentes biológicos nocivos a la salud que se deban investigar.

4.1.3 Las unidades de medida deberán reportarse de acuerdo a la metodología empleada.

4.1.4 El agua abastecida por el sistema de distribución no debe contener E. coli o coliformes fecales u organismos termotolerantes en ninguna muestra de 100 ml. Los organismos coliformes totales no deben ser detectables en ninguna muestra de 100 ml; en sistemas de abastecimiento de localidades con una población mayor de 50 000 habitantes; estos organismos deberán estar ausentes en el 95% de las muestras tomadas en un mismo sitio de la red de distribución, durante un periodo de doce meses de un mismo año.

4.2 Límites permisibles de características físicas y organolépticas.

4.2.1 Las características físicas y organolépticas deberán ajustarse a lo establecido en la Tabla A.2.2.

Tabla A.2.2

Característica	Límite permisible
Color	20 unidades de color verdadero en la escala de platino-cobalto.
Olor y sabor	Agradable (se aceptarán aquellos que sean tolerables para la mayoría de los consumidores, siempre que no sean resultado de condiciones objetables desde el punto de vista biológico o químico).
Turbiedad	5 unidades de turbiedad nefelométricas (UTN) o su equivalente en otro método.

4.3 Límites permisibles de características químicas

4.3.1 El contenido de constituyentes químicos deberá ajustarse a lo establecido en la

Tabla A.2.3. Los límites se expresan en mg/l, excepto cuando se indique otra unidad.

Característica	Límite permisible
Aluminio	0.20
Arsénico (Nota 2)	0.05
Bario	0.70
Cadmio	0.005
Cianuros (como CN ⁻)	0.07
Cloro residual libre	0.2-1,50
Cloruros (como Cl ⁻)	250.00
Cobre	2,00
Cromo total	0.05
Característica	Límite permisible
Dureza total (como CaCO ₃)	500.00
Fenoles o compuestos fenólicos	0.3
Fierro	0.30
Fluoruros (como F ⁻)	1,50
Hidrocarburos aromáticos en microgramos/l:	
Benceno	10.00
Etilbenceno	300.00
Tolueno	700.00
Xileno (tres isómeros)	500.00
Manganeso	0.15
Mercurio	0.001
Nitratos (como N)	10.00
Nitritos (como N)	1,00
Nitrógeno amoniacal (como N)	0.50
pH (potencial de hidrógeno) en unidades de pH	6.5-8.5

Característica	Límite permisible
Plaguicidas en microgramos/l:	

Tabla A.2.3. Los límites se expresan en mg/l, excepto cuando se indique otra unidad. Continuacion

Característica	Límite permisible
Aldrín y dieldrín (separados o combinados)	0.03
Clordano (total de isómeros)	0.20
DDT (total de isómeros)	1,00
Gamma-HCH (lindano)	2,00
Hexaclorobenceno	1,00
Heptacloro y epóxido de heptacloro	0.03
Metoxicloro	20.00
2,4 – D	30.00
Plomo	0.01
Sodio	200.00
Sólidos disueltos totales	1000.00
Sulfatos (como SO4=)	400.00
Sustancias activas al azul de metileno (SAAM)	0.50
Trihalometanos totales	0.20
Característica	Límite permisible
Yodo residual libre	0.2-0.5
Zinc	5,00

Nota 1. Los límites permisibles de metales se refieren a su concentración total en el agua, la cual incluye los suspendidos y los disueltos.

Nota 2. El límite permisible para arsénico se ajustará anualmente, de conformidad con la siguiente tabla de cumplimiento gradual:

Tabla de cumplimiento gradual

Límite permisible mg/l	Año
0.045	2001

0.040	2002
0.035	2003
0.030	2004
0.025	2005

4.3.2 En caso de que en el sistema de abastecimiento se utilicen para la desinfección del agua, métodos que no incluyan cloro o sus derivados, la autoridad sanitaria determinará los casos en que adicionalmente deberá dosificarse cloro al agua distribuida, para mantener la concentración de cloro residual libre dentro del límite permisible establecido en la Tabla A.2.3 de esta Norma.

4.4 Límites permisibles de características radiactivas.

El contenido de constituyentes radiactivos deberá ajustarse a lo establecido en la Tabla A.2. 4. Los límites se expresan en Bq/l (Becquerel por litro).

Tabla A.2.4

Característica	Límite permisible Bq/l
Radiactividad alfa global	0.56
Radiactividad beta global	1.85

5. Tratamientos para la potabilización del agua

La potabilización del agua proveniente de una fuente en particular, debe justificarse con estudios de calidad y pruebas de tratabilidad a nivel de laboratorio para asegurar su efectividad.

Se deben aplicar los tratamientos específicos siguientes o los que resulten de las pruebas de tratabilidad, cuando los contaminantes microbiológicos, las características físicas y los constituyentes químicos del agua listados a continuación, excedan los límites permisibles establecidos en el apartado 4 de esta Norma.

5.1 Contaminación microbiológica.

5.1.1 Bacterias, helmintos, protozoarios y virus. Deben desinfectarse con cloro, compuestos de cloro, yodo, ozono, luz ultravioleta; plata iónica o coloidal; coagulación-sedimentación-filtración; filtración en múltiples etapas.

5.2 Características físicas y organolépticas.

5.2.1 Color, olor, sabor y turbiedad.- Oxidación-coagulación-floculación-sedimentación-filtración; adsorción en carbón activado.

5.3 Constituyentes químicos.

5.3.1 Arsénico. Coagulación-floculación-sedimentación-filtración; intercambio iónico u ósmosis inversa.

5.3.2 Aluminio, bario, cadmio, cianuros, cobre, cromo total y plomo. Coagulación-floculación-sedimentación-filtración; intercambio iónico u ósmosis inversa.

5.3.3 Cloruros. Intercambio iónico, ósmosis inversa o evaporación.

5.3.4 Dureza. Ablandamiento químico o intercambio iónico.

5.3.5 Fenoles o compuestos fenólicos. Oxidación-coagulación-floculación-sedimentación-filtración; adsorción en carbón activado u oxidación con ozono.

5.3.6 Hierro y/o manganeso. Oxidación-filtración, intercambio iónico u ósmosis inversa.

5.3.7 Fluoruros. Alúmina activada, carbón de hueso u ósmosis inversa.

5.3.8 Hidrocarburos aromáticos. Oxidación-filtración o adsorción en carbón activado.

5.3.9 Mercurio. Coagulación-floculación-sedimentación-filtración; adsorción en carbón activado granular u ósmosis inversa cuando la fuente de abastecimiento contenga hasta 10 microgramos/l. Adsorción en carbón activado en polvo cuando la fuente de abastecimiento contenga más de 10 microgramos/l.

5.3.10 Nitratos y nitritos. Intercambio iónico o coagulación-floculación-sedimentación-filtración.

5.3.11 Nitrógeno amoniacal. Coagulación-floculación-sedimentación-filtración, desgasificación o desorción en columna.

5.3.12 pH (potencial de hidrógeno). Neutralización.

5.3.13 Plaguicidas. Adsorción en carbón activado granular.

5.3.14 Sodio. Intercambio iónico.

5.3.15 Sólidos disueltos totales. Coagulación-floculación-sedimentación-filtración y/o intercambio iónico.

5.3.16 Sulfatos. Intercambio iónico u ósmosis inversa.

5.3.17 Sustancias activas al azul de metileno. Adsorción en carbón activado.

5.3.18 Trihalometanos. Oxidación con aireación u ozono y adsorción en carbón activado granular.

5.3.19 Zinc. Evaporación o intercambio iónico.

5.4 En el caso de contingencia, resultado de la presencia de sustancias especificadas o no especificadas en el apartado 4, las autoridades locales, la Comisión Nacional del Agua, los responsables del abastecimiento y los particulares, instituciones públicas o empresas privadas, involucrados en la contingencia, deben coordinarse con la autoridad sanitaria competente, para determinar las acciones que se deben realizar con relación al abastecimiento de agua a la población.

6. Métodos de prueba

La selección de los métodos de prueba para la determinación de los parámetros definidos en esta Norma, es responsabilidad de los organismos operadores de los sistemas de abastecimiento de agua para uso y consumo humano, y serán aprobados por la Secretaría de Salud a través del área correspondiente. Deben establecerse en un Programa de Control de Calidad Analítica del Agua, y estar a disposición de la autoridad competente, cuando ésta lo solicite, para su evaluación correspondiente.

7. Concordancia con normas internacionales y nacionales

Esta Norma Oficial Mexicana no es equivalente a ninguna norma internacional.

8. Bibliografía

8.1 Directrices Canadienses para la Calidad del Agua Potable. 6ta. edición. Ministerio de Salud. 1996.

8.2 Desinfección del Agua. Oscar Cáceres López. Lima, Perú. Ministerio de Salud. Organización Panamericana de la Salud. Organización Mundial de la Salud. 1990.

8.3 Guías para la Calidad del Agua Potable. Volumen 1. Recomendaciones. Organización Panamericana de la Salud. Organización Mundial de la Salud. 1985.

8.4 Guías para la Calidad del Agua Potable. Volumen 1. Recomendaciones. Organización Panamericana de la Salud. Organización Mundial de la Salud. 1995.

8.5 Guías para la Calidad del Agua Potable. Volumen 2. Criterios relativos a la salud y otra información de base. Organización Panamericana de la Salud. Organización Mundial de la Salud. 1987.

8.6 Guía para la Redacción, Estructuración y Presentación de las Normas Oficiales Mexicanas. Proyecto de Revisión. SECOFI. 1992.

8.7 Guías para la selección y aplicación de tecnologías de desinfección del agua para consumo humano en pueblos pequeños y comunidades rurales en América

Latina y el Caribe. Organización Panamericana de la Salud. Organización Mundial de la Salud. 1995.

8.8 Guide to Selection of Water Treatment Processes. Carl L. Hamann Jr., P.E. J. Brock Mc. Ewen, P.E. Anthony G. Meyers, P.E.

8.9 Ingeniería Ambiental. Revista No. 23. Año 7. 1994.

8.10 Ingeniería Sanitaria Aplicada a la Salud Pública. Francisco Unda Opazo. UTEHA 1969.

8.11 Ingeniería Sanitaria y de Aguas Residuales. Purificación de Aguas y Tratamiento y Remoción de Aguas Residuales. Gordon M. Fair, John C. Geyer, Daniel A. Okun. Limusa Wiley. 1971.

8.12 Instructivo para la Vigilancia y Certificación de la Calidad Sanitaria del Agua para Consumo Humano. Comisión Interna de Salud Ambiental y Ocupacional. Secretaría de Salud 1987.

8.13 Importancia para la Salud Pública de los Indicadores Bacterianos que se Encuentran en el Agua Potable. Martin J. Allen. Organización Panamericana de la Salud. OMS. Lima Perú, 1996.

8.14 Integrated Design of Water Treatment Facilities. Susumu Kawamura. John Willey and Sons, Inc. 1991.

8.15 Manual de Normas de Calidad para Agua Potable. Secretaría de Asentamientos Humanos y Obras Públicas. 1982.

8.16 Manual de Normas Técnicas para el Proyecto de Plantas Potabilizadoras. Secretaría de Asentamientos Humanos y Obras Públicas. 1979.

8.17 Manual de Técnicas Analíticas del Laboratorio Nacional de Salud Pública. Secretaría de Salud.

8.18 Método de Tecnología de Substrato Definida para el Conteo Simultáneo Rápido y Específico de los Coliformes Totales y la Escherichia coli del agua. Stephen C. Edberg, Martin J. Allen & Darrell B. Smith. Journal Association Official Analytical Chemists (Vol. 74 No. 3, 1991).

8.19 Proyecto de Norma Oficial Mexicana NOM- -SSA1- 1996 Vigilancia y evaluación del control de la calidad del agua para uso y consumo humano, distribuidas por sistemas de abastecimiento público.

8.20 Reglamento de la Ley General de Salud en Materia de Control Sanitario de Actividades, Establecimientos, Productos y Servicios. Diario Oficial de la Federación. 18 de enero de 1988.

8.21 Regulaciones Nacionales Primarias del Agua Potable, Técnicas Analíticas: bacteria coliforme. Agencia de Protección Ambiental (USA). 1992.

8.22 Revision of the WHO Guidelines for Drinking-Water Quality. IPS. International Programme on Chemical Safety. United Nations Environment Programme. International Labour Organization. World Health Organization. 1991.

8.23 WHO Guidelines for Drinking-Water Quality. Volume 1. Recommendations. World Health Organization. 1992.

8.24 Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19th. Edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. 1995.

8.25 WHO Guidelines for Drinking-Water Quality. Volume 2. Health Criteria and Other Supporting Information. Chapter 1: Microbiological Aspects. United Nations Environment Programme. International Labour Organization. World Health Organization. 1992.

9. Observancia de la Norma

La vigilancia del cumplimiento de esta Norma Oficial Mexicana corresponde a la Secretaría de Salud en coordinación con los gobiernos estatales, municipales, el Gobierno del Distrito Federal, las Comisiones Estatales de Agua y Saneamiento y la Comisión Nacional del Agua, en sus respectivos ámbitos de competencia.

10. Vigencia

La presente Norma Oficial Mexicana entrará en vigor a los noventa días de su publicación en el Diario Oficial de la Federación.
Sufragio Efectivo. No Reelección.

México, D.F., a 20 de octubre de 2000.- El Presidente del Comité Consultivo Nacional de Normalización de Regulación y Fomento Sanitario, Javier Castellanos Coutiño.- Rúbrica.

ANEXO A.3

PRUEBA DE JARRAS

En este procedimiento no se recomienda utilizar agitadores magnéticos de pastilla, se debe realizar con un equipo de paletas especialmente diseñado para la prueba de jarras.

A.3.1 Procedimiento normal de prueba de jarras

A.3.1.1 Procedimiento

Colocar 1,000 mL (1 L) de agua cruda en cada uno de los vasos de precipitado del equipo de jarras con capacidad de 1 L y acomodar los 6 vasos en el equipo.

- Mezcla rápida. Para simular la mezcla rápida, comience mezclando los seis vasos a 100 rpm. Dosifique la cantidad de sulfato de aluminio en cada uno de los vasos lo más rápido posible, tratando de aplicarlo al mismo tiempo. El tiempo de mezcla rápida deberá ser determinado para cada una de las muestras, pudiendo ser entre 10 y 30 segundos.

Nota. Si se añade un reactivo adicional como cal o polímero, éste deberá ser dosificado por separado antes de que termine el periodo de mezcla rápida puesto que puede reaccionar con el sulfato de aluminio.

- Floculación. El proceso de floculación se simula aplicando el mezclado gradual inmediatamente después de la mezcla rápida siguiendo las siguientes instrucciones:

7.5 min a 70 rpm	$G \times t = (7,5 \times 60) \times 60^*$	$= 2.7 \times 10^4$
7.5 min a 40 rpm	$G \times t = (7,5 \times 60) \times 30^*$	$= 1.35 \times 10^4$
5 min a 25 rpm	$G \times t = (5 \times 60) \times 15^*$	$= 4.5 \times 10^3$
Total de 20 min	$G \times t$ (aproximado)	$= 4.5 \times 10^4$

El cálculo del gradiente (G , en s^{-1}) puede obtenerse a partir de información de los proveedores de equipo o empleando la siguiente fórmula, para mezclado mecánico con paletas (Kawamura, 1991):

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

donde:

CD: Coeficiente de arrastre de la paleta, depende de la forma de la paleta, Para paletas rectangulares depende de la relación largo/ancho de acuerdo con los siguientes valores:

Relación largo/ancho	CD
1	1,15
5	1,2
20	1,5

A : Área transversal de las paletas (en m²)

v : Velocidad relativa de las paletas con respecto al fluido (en m/s), siendo de entre 0.5 y 0.75 veces la velocidad del extremo de la paleta, Puede obtenerse con la fórmula $v = f \times \pi \times D \times n$ donde f es el factor considerado (0.5 a 0.75); $\pi = 3.1416$; D es el diámetro de giro de la paleta y n es la velocidad de agitación por segundo (rpm/60)

η : viscosidad cinemática del agua (a 20° C = $1,003 \times 10^{-6}$ m²/s), se utilizó este símbolo para no confundirlo con la velocidad relativa,

V : Volumen del vaso de precipitado en el que se realiza la prueba (en m³)

- Sedimentación, Deje sedimentar por 20 minutos evitando que los vasos estén expuestos a la luz solar.
- Muestreo, Cuidadosamente decante aproximadamente 150 mL del sobrenadante de cada vaso, evitando alterar las partículas sedimentadas y la nata de la superficie del agua.

A.3.1.2 Observaciones y mediciones

- Tiempo: Registre el tiempo mínimo (en minutos) que se requiere para que se formen los flóculos pequeños durante la etapa de floculación.
- Tamaño: Al final del periodo de floculación registre el tamaño de la mayoría de los flóculos tomando como base la Figura A.3.1.
- Calidad del agua: Mida la temperatura, turbiedad y pH del agua tratada (sobrenadante). Opcionalmente se puede medir el color y la alcalinidad del agua.

A.3.1.3 Pruebas de control de coagulación y floculación

- Optimización del coagulante, Considerando los costos de los reactivos, se deberá emplear sulfato de aluminio o cloruro férrico como coagulante principal, pudiendo utilizar un polímero como ayuda de coagulación.
- Dosificación: La dosificación adecuada del coagulante principal se evalúa en dos etapas. Primero, se dosifica el coagulante en un amplio intervalo añadiendo 2.5, 5, 10, 20, 40 y 80 mg/l. Posteriormente, se realiza la prueba en

un intervalo más pequeño. considerando los resultados de la primera etapa. Por ejemplo, si se obtuvieron buenos resultados con 20 mg/l, la segunda etapa evaluará la aplicación de 12.5, 15, 17.5, 20. 22.5, 25 y 27.5 mg/l.

- Optimización del polímero catiónico, Para optimizar la dosificación de polímero se sigue el mismo principio que para el coagulante principal, teniendo en cuenta que la dosis máxima de polímero no deberá exceder los 5 mg/l, por lo que se sugieren dosis de 0.25, 0.5, 1.2 y 4 mg/l.

A.3.1.4 Optimización de la energía y tiempo de mezclado

Se deberán evaluar los gradientes de mezclado de 15, 30. 45 y 60 s⁻¹ y tiempos de mezcla de 10. 20. 30. y 40 minutos, empleando la dosis óptima de coagulante, Un criterio a seguir es que el producto $G \times t$ sea igual a 5×10^4 (t en segundos) y el tiempo mínimo de mezclado de 15 minutos (Figura A.3.1).

Mezcla rápida: 100 rpm durante 10 s Floculación: 70 rpm durante 7,5 min 40 rpm durante 7,5 min 25 rpm durante 5 min Tiempo de sedimentación: 20 min							
Vaso número	Reactivo		Floc		Calidad del agua		Comentarios
	Sulfato mg/l	Cloruro mg/l	tiempo min	tamaño	Turbiedad, UTN	pH	
1	0	---	---	---	66	7,5	Agua cruda
2	15	---	8	C	13	7,2	Sulfato de aluminio
3	20	---	2,5	C	7	7,1	Sulfato de aluminio
4	25	---	1,5	C	3,2	7,1	Sulfato de aluminio
5	30	---	1,5	C	2,5	6,9	Sulfato de aluminio
6	---	6	3,5	C	11	7,1	Cloruro férrico
7	---	10	0.8	D	4	6,9	Cloruro férrico
8	---	14	0.5	D	2,7	6,7	Cloruro férrico
9	---	18	0.5	D	2	6,5	Cloruro férrico
10	5	---	5	C	2,8	8,1	Sulfato de aluminio + 1 mg/l de polímero catiónico
11	10	---	2,8	D	1,3	8	Sulfato de aluminio + 1 mg/l de polímero catiónico

Figura A.3.1 Hoja de Control de Prueba de Jarras (Ejemplo)

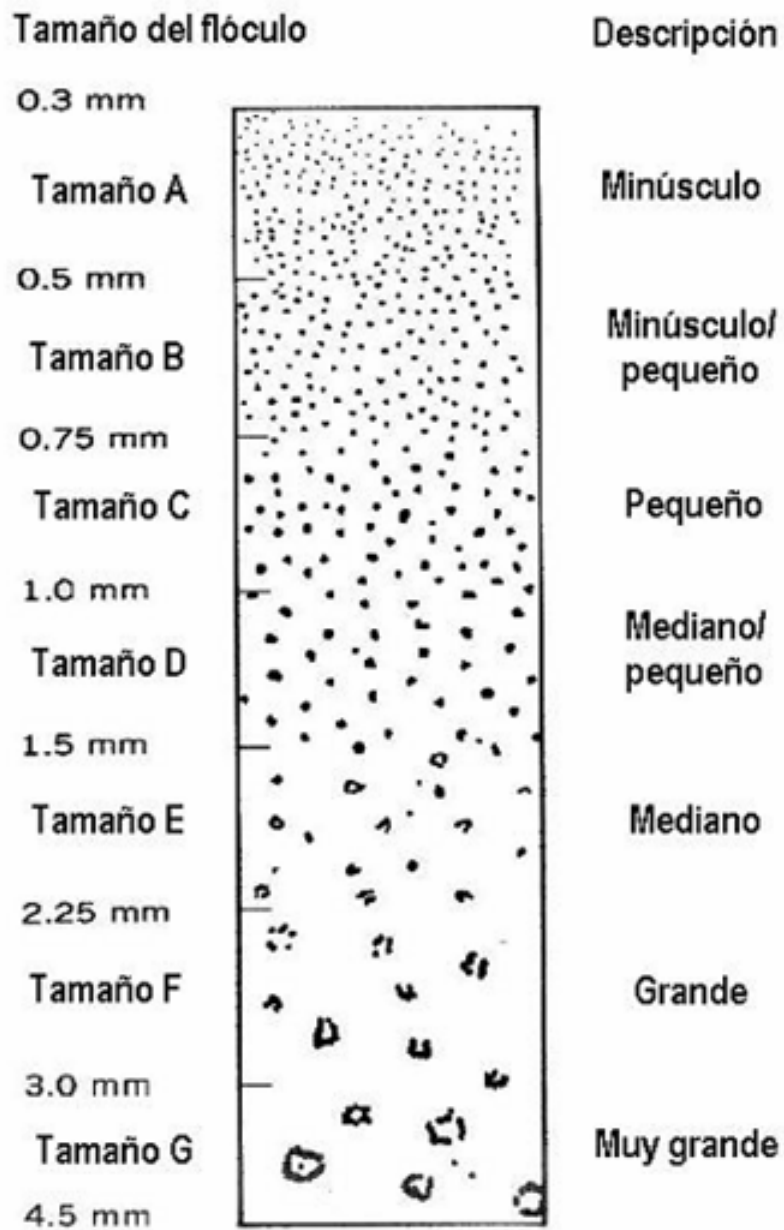


Figura A.3.2. Tamaño del flóculo producido, observación visual, (Kawamura, 1996)

ANEXO A.4

ANÁLISIS GRANULOMÉTRICO PARA DETERMINAR EL TAMAÑO EFECTIVO (TE) Y COEFICIENTE DE UNIFORMIDAD (CU)

El tamaño de los granos que componen el medio filtrante es medido con tamices de tamaños definidos (ver Tabla A.4.1), pesando la cantidad de una muestra que pasa por cada uno de los tamices. Usualmente los resultados de este análisis se grafican en un papel logarítmico tal como se muestra en la Figura A.4.1

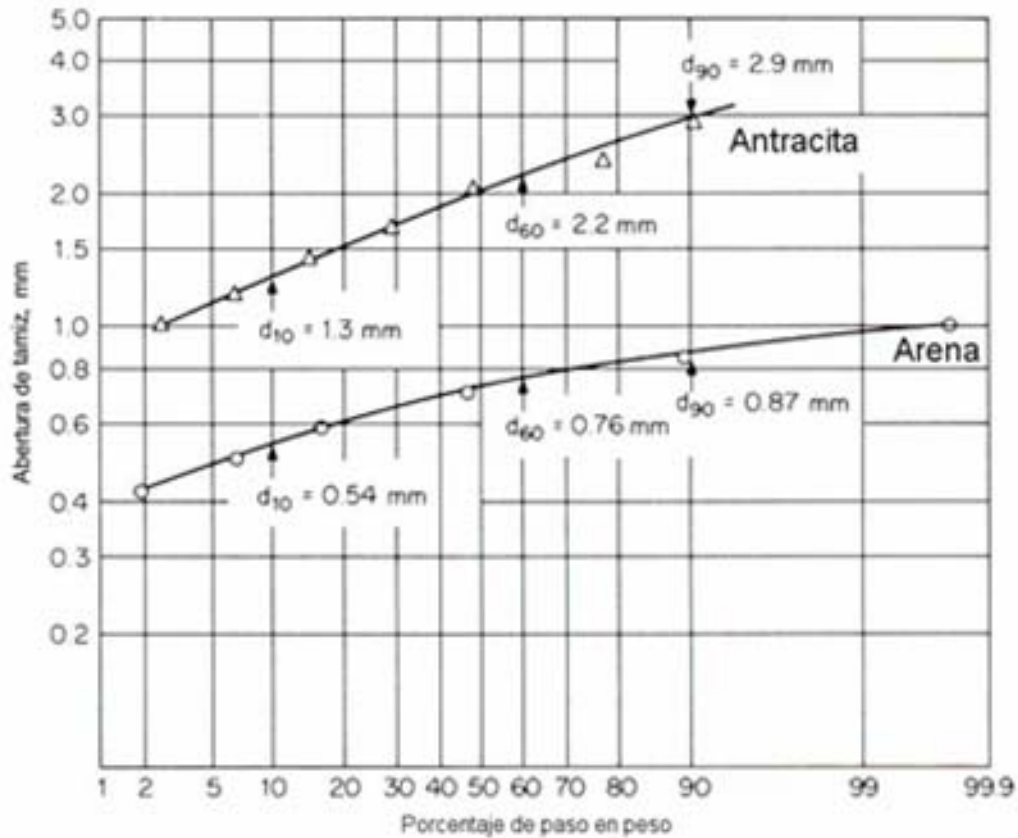


Figura A.4.1. Análisis típico de un medio dual

En los EU, la media se describe por el tamaño efectivo (TE) y el coeficiente de uniformidad (CU). El TE es el tamaño de tamiz por el cual pasa el 10 por ciento de los granos en peso. Este se lee en la curva en el punto del 10% de paso en el eje de las "X" y se abrevia como d_{10} . El CU es una medida de la desviación del tamaño de los granos que componen el medio filtrante. Es la relación de tamaños d_{60}/d_{10} . Los valores de d_{10} , d_{60} y d_{90} pueden ser leídos en la curva de la Figura A.4.1, si no se contara con ésta se puede emplear la siguiente ecuación:

$$d_{90} = d_{10} (10^{1.67 \log CU}) \quad (\text{A.4.1})$$

Esta ecuación es usada debido a que el tamaño d_{90} se recomienda para calcular la tasa de lavado requerida.

Uno de los primeros trabajos para desarrollar una metodología de caracterización de la arena fue el de Allen Hazen, en 1892. Este autor estableció los dos parámetros ya mencionados: el tamaño efectivo (TE) y el coeficiente de uniformidad (CU), mismos que se siguen empleando en la actualidad para describir un medio filtrante.

Se entiende por tamaño efectivo el tamaño promedio del grano (medido como el valor en milímetros de tamiz que deja pasar el 10%, en peso, de las partículas y retiene el 90% restante). El coeficiente de uniformidad es la relación entre el tamaño del tamiz que deja pasar el 60% entre el tamaño que deja pasar el 10% más fino que él. Así, para su determinación se requiere el análisis denominado curva granulométrica, el cual emplea una serie de tamices (Tabla A.4.1) por los cuales se pasa una cantidad conocida de empaque.

Tabla A.4.1 Serie americana de tamices

Número de serie	Apertura, mm
100	0.140
70	0.210
50	0.297
40	0.420
30	0.595
20	0.841
16	1.19
12	1.68
8	2.38
6	3.36
4	4.76
1 / 4	6.36
3 / 1	9.51
1 / 2	12.70
3 / 4	19.00
1	25.40

A.4.1 DETERMINACIÓN DE LA CURVA GRANULOMÉTRICA

La determinación de la curva granulométrica requiere un análisis que se emplea no solo en el tratamiento de agua, sino en general para caracterizar cualquier material granular como se hace en mecánica de suelos, la industria de la construcción, etc. El procedimiento consiste en:

1. Colocar la muestra de arena (se recomienda de 100 a 1 000 g) en un juego de tamices estandarizados de tamaño consecutivo (ver Tabla A.4.2) dispuesto en orden creciente de apertura y efectuar un cribado intenso durante 5 min. como mínimo en un agitador mecánico (Ro-tap).

2. Se pesa la arena retenida en cada malla y se calcula el porcentaje que representa del total de la muestra.
3. Se suman los porcentajes anteriores en forma acumulativa para cada tamaño con objeto de obtener el porcentaje retenido acumulado en cada malla, es decir, la fracción que es mayor que el tamaño de la apertura correspondiente y que, por tanto, no pasa a los tamices menores.
4. Se calcula la fracción del material que es mayor que el tamaño de la criba correspondiente, restándole al 100% cada uno de los valores anteriores.
5. Se grafica en papel semilogarítmico la apertura de la malla en milímetros contra el porcentaje que pasa acumulado y se obtiene la curva granulométrica.
6. El valor del TE se obtiene leyendo el valor de la apertura para el 10% y representa el tamaño de la décima parte del material que pasa la criba y que determina la eficiencia de filtración.
7. El valor de CU se calcula dividiendo los tamaños correspondientes al 60 y 10% de dicha curva. En la Tabla 17 se presenta un ejemplo que ilustra la Figura A.4.2.

Tabla A.4.2 Ejemplo para calcular la curva granulométrica

Número de malla	Apertura, mm	Porcentaje retenido, acumulado	Porcentaje que pasa, acumulado
10	1.68	7.59	94.21
12	1.41	19.88	72.53
14	1.19	22.90	49.63
16	1.13	17.27	32.36
18	0.96	19.98	12.38
20	0.80	7.68	4.70
30	0.59	4.70	0.00

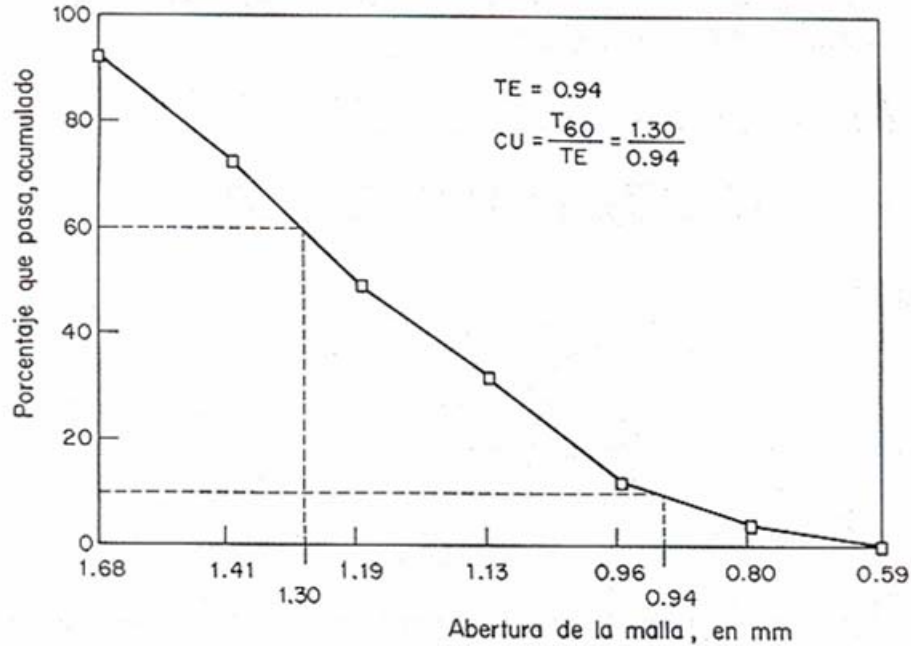


Figura A.4.2 Ejemplo de cálculo de la curva granulométrica.

Otros ensayos que se realizan con el medio filtrante son solubilidad (para determinar qué tanto se dañará el medio con el tiempo), ignición (para definir la resistencia), densidad (para evaluar la fuerza requerida para el lavado) y porosidad (para medir cuántos sólidos puede retener el empaque por unidad de volumen). A continuación se describe la forma de determinarlos en laboratorio.

A.4.2 DETERMINACIÓN DE PROPIEDADES DEL MEDIO FILTRANTE

A.4.2.1 Solubilidad

A.4.2.1.1 Solubilidad en ácido clorhídrico

Procedimiento

- Se lava una muestra de 10 g con agua destilada, se seca a 103 °C en la estufa durante 24 horas y se pesa (a)
- Se sumerge la muestra en solución de HCl al 30% (en volumen), diluyendo 4 volúmenes de HCl en 10 de agua destilada
- Se deja reposar la muestra 24 horas, entre 18 y 20 °C
- Se seca, se lava con agua destilada, se seca y se pesa de nuevo (b)

Cálculo:

$$\text{Porcentaje soluble} = \frac{a-b}{a} * 100 \quad (\text{A.4.2})$$

donde:

a: Peso del medio filtrante después de ser secado a 103 °C, en g.

b: Peso del medio filtrante tratado con ácido, limpio y seco, en g.

A.4.2.1.2 Solubilidad en hidróxido de sodio

Procedimiento

- Se lava muestra de 10 g con agua destilada, se seca a 103 °C en la estufa durante 24 horas y se pesa (a)
- Se sumerge la muestra en solución de NaOH al 10% (en volumen)
- Se deja reposar la muestra en la solución durante 24 horas, entre 18 y 20 °C
- Se seca, se lava con agua destilada, se seca y se pesa de nuevo (b)

Cálculo

$$\text{Porcentaje soluble} = \frac{a-b}{a} * 100 \quad (\text{A.4.3})$$

donde:

a: Peso del medio filtrante después de ser secado a 103 °C, en g.

b: Peso del medio filtrante tratado con hidróxido, limpio y seco, en g.

A.4.2.2 Ignición

Procedimiento

- Se pone a peso constante una cápsula de porcelana, colocándola en la mufla a 700 °C
- Se lava y seca una muestra de 20 g
- Se coloca en la cápsula y se pesa (a)
- Se mete a la mufla durante 1 hora a 700 °C
- Se enfría en el desecador hasta temperatura ambiente y se pesa nuevamente (b)

Cálculo

$$\text{Porcentaje soluble} = \frac{a-b}{a} * 100 \quad (\text{A.4.4})$$

donde:

a: Peso del medio filtrante antes de ser calentado a 700 °C, en g.

b: Peso del medio filtrante después de ser calentado a 700 °C, en g.

A.4.2.3 Densidad real

Procedimiento

- La muestra se lava y se seca a 130 °C, durante 24 horas. Se pesa una cantidad de arena (pa) y se hierva en 100 ml de agua destilada durante 5 min, con el fin de expulsar el aire retenido dentro de los poros
- Se pesa un matraz aforado (pm)
- Se enfría la muestra y se introduce al matraz. Se afora con agua destilada y se vuelve a pesar (pf)

Cálculo

$$\text{Peso del agua} = pf - pm - pa \quad (\text{A.4.5})$$

$$\text{Volumen del agua} = \frac{\text{peso del agua}}{\text{densidad del agua}} \quad (\text{A.4.6})$$

$$\text{Volumen de la muestra (V'm)} = \text{volumen aforado (Va)} - \text{volumen del agua} \quad (\text{A.4.7})$$

$$\text{Densidad real} = \frac{pa}{V'm} \quad (\text{A.4.8})$$

A.4.2.4 Densidad aparente

Procedimiento

- Se lava la muestra y se seca a 130 °C, durante 24 horas

- Se enfría la muestra y se introduce a una probeta graduada; se agita y se deja asentar la muestra en su forma natural; si es necesario, se dan dos pequeños golpes en el fondo para que la arena asiente. Se mide el volumen (V_m)
- Se pesa la cantidad de arena contenida en ese volumen (p_a)

Cálculo

$$\text{Densidad aparente} = \frac{p_a}{V'_m} \quad (\text{A.4.9})$$

A.4.2.5 Porosidad

Procedimiento

- Se toma un volumen de muestra (V_m), se seca durante 24 horas y se vuelve a pesar (p_s)

Cálculo

1. Se determina el volumen seco de la muestra (V_s) a partir del peso seco (p_s) y el peso específico (ρ_s)

$$V_s = \frac{p_s}{\rho_s} \quad (\text{A.4.10})$$

2. El volumen de espacio vacío (V_v) se obtiene restando el volumen medio (V_m) del volumen seco (V_s)

$$V_v = V_m - V_s \quad (\text{A.4.11})$$

3. El valor de la porosidad es la relación de volumen de espacios vacíos entre el volumen medio

$$\text{Porosidad} = \frac{V_v}{V_m} \quad (\text{A.4.12})$$

La porosidad se determina:

$$\text{Porosidad} = \frac{\text{densidad real} - \text{densidad aparente}}{\text{densidad real}} \quad (\text{A.4.13})$$

$$\text{Peso específico} = \text{densidad} * \text{gravedad} \quad (\text{A.4.14})$$

ANEXO A.5

POROSIDAD EN FUNCIÓN DEL NÚMERO DE Ga Y DE Re PARA ARENAS DE DIFERENTES TAMAÑOS

Las Figuras No. A.5.1 a, b, c, d y e presentan las curvas que relacionan el número de Reynolds en función del número de Galileo para diferentes coeficientes de esfericidad y porosidad del medio expandido.

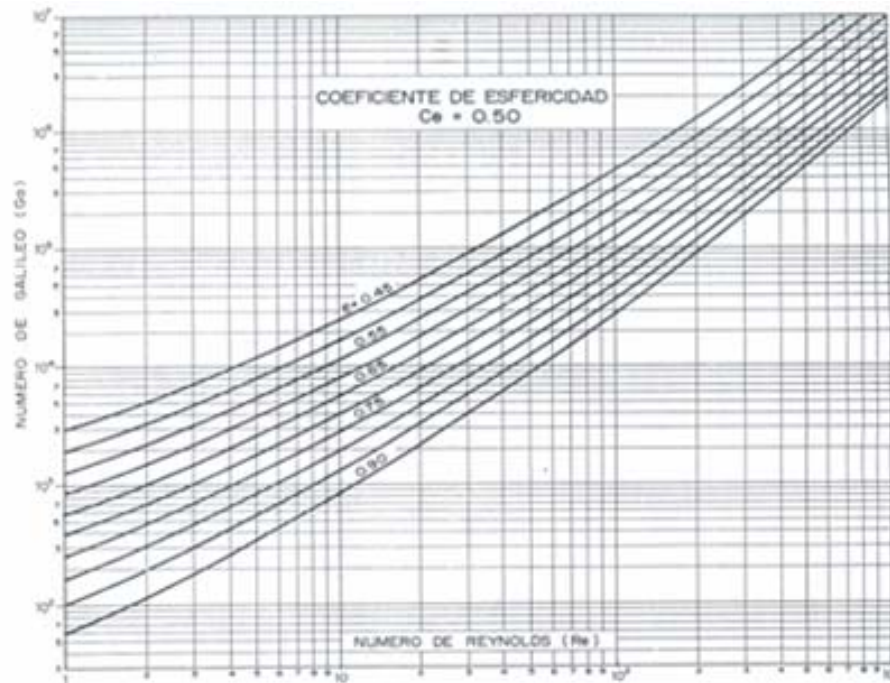


Figura A.5.1 a Porosidad del lecho expandido (ϵ_i) en función del Ga y del Re para $C_e = 0.50$ (CEPIS 1992)

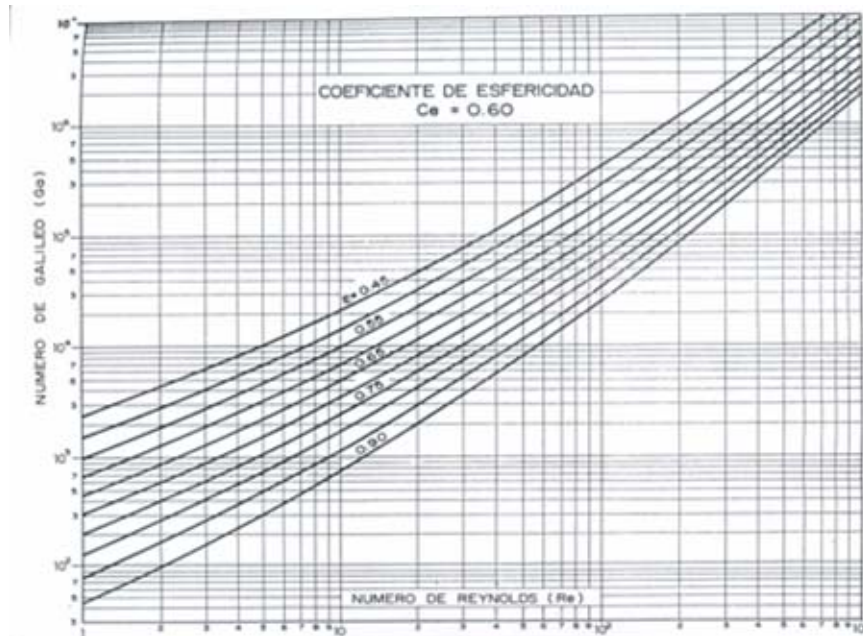


Figura A.5.1 b Porosidad del lecho expandido (ϵ_i) en función del Ga y del Re para $C_e = 0.60$ (CEPIS 1992)

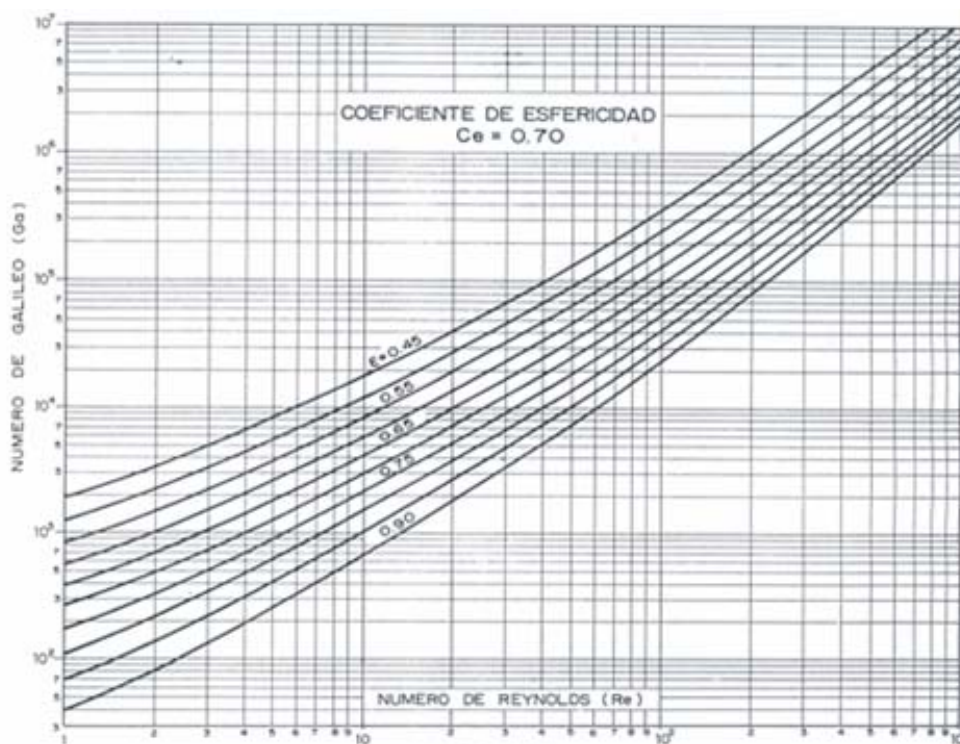


Figura A.5.1 c Porosidad del lecho expandido (ϵ_i) en función del Ga y del Re para $C_e = 0.70$ (CEPIS 1992)

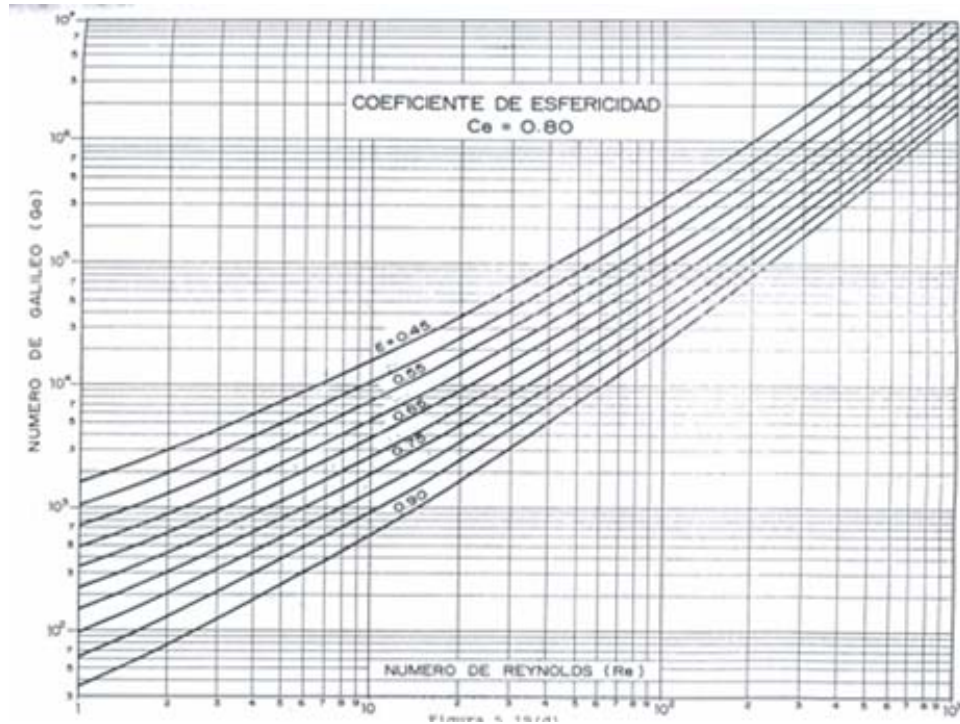


Figura A.5.1 d Porosidad del lecho expandido (ϵ_i) en función del Ga y del Re para $C_e = 0.80$ (CEPIS 1992)

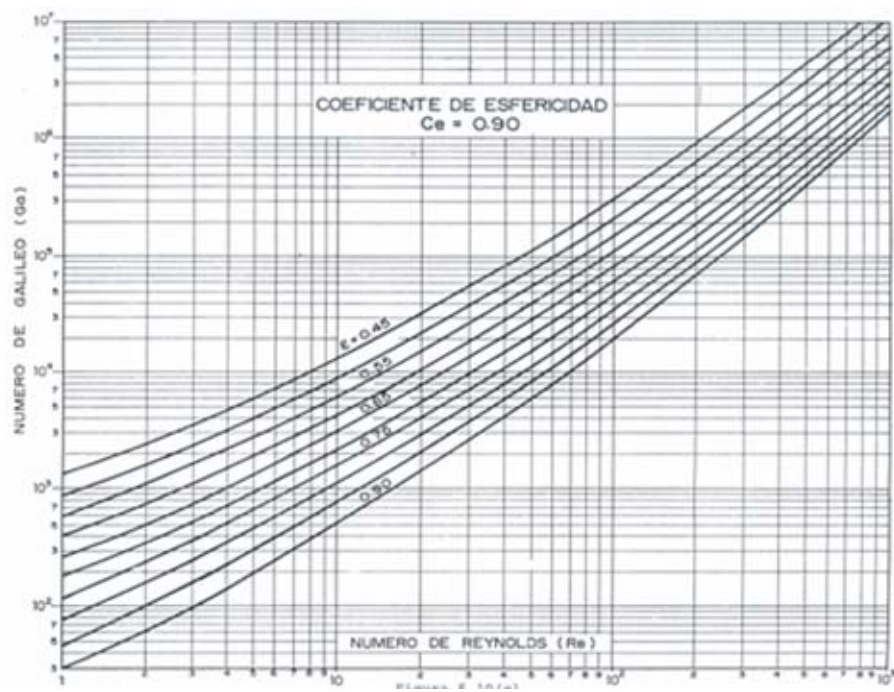


Figura A.5.1 e Porosidad del lecho expandido (ϵ_i) en función del Ga y del Re para $C_e = 0.90$ (CEPIS 1992)

ANEXO A.6

ANÁLISIS DE LA SEDIMENTACIÓN DE PARTICULAS FLOCULADAS

Las partículas en soluciones diluidas no actúan como partículas discretas, sino como aglomerados durante la sedimentación. Al ocurrir dicha aglomeración, o floculación, la masa de la partícula se incrementa y se sedimenta más rápido. El grado de floculación de las partículas depende de la oportunidad de contacto entre ellas, la cual varía con la carga del sedimentador, la profundidad del tanque de sedimentación, los gradientes de velocidad del sistema, la concentración de partículas y el intervalo de tamaño de las mismas. Los efectos de cada una de estas variables se determinan mediante pruebas de sedimentación.

Para determinar las características de sedimentación de una suspensión floculante de partículas se emplea una columna de sedimentación. Dicha columna puede ser de cualquier diámetro pero debe tener la misma profundidad que el tanque de sedimentación propuesto. Por ejemplo, puede emplearse una columna de plástico de 0.15 m de diámetro y una altura de 3 m, la cual deberá tener orificios para muestreo a cada 0.6 m de altura. La muestra que contenga los sólidos suspendidos se introduce en la columna de manera que se tenga una distribución uniforme de los sólidos a todo lo alto de la misma.

Es necesario que se mantenga una temperatura relativamente constante durante la prueba para evitar corrientes de convección y permitir que la sedimentación se lleve a cabo bajo condiciones tranquilas. A lo largo de la prueba se van tomando muestras de los puntos de muestreo de la columna y se analizan los sólidos suspendidos de las mismas. Se calcula el porcentaje de remoción para cada una de las muestras analizadas y se ubican los puntos en una gráfica de profundidad contra tiempo. Entre los puntos graficados se dibujan curvas de porcentajes de remoción iguales como se muestra en la Figura A.6.1 en donde se indican las curvas resultantes (los puntos individuales que sirven de referencia a esas curvas fueron omitidos). La determinación de la cantidad de sólidos removidos empleando este método se presenta en el siguiente ejemplo.

A.6.1 Ejemplo

Remoción de sólidos suspendidos floculantes. Usando los resultados de la prueba de sedimentación de la Figura A.6.1, determine la remoción total de sólidos si el tiempo de retención es t_2 y la profundidad del tanque es h_5 .

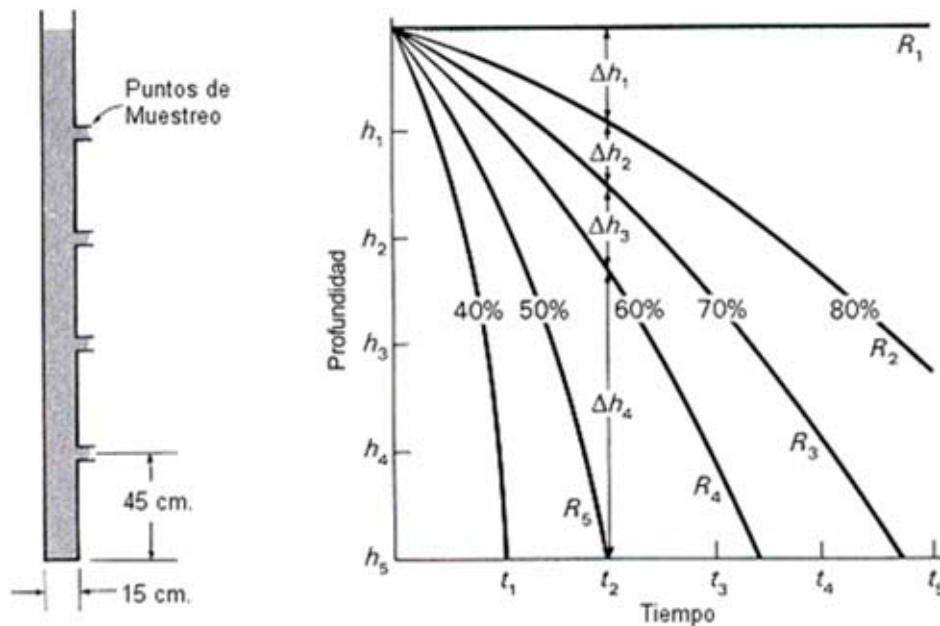


Figura A.6.1 Columna de sedimentación y curva de sedimentación para partículas floculantes.

Solución:

1. Determine el porcentaje de remoción:

$$\% \text{ de remoción} = \frac{\Delta h_1}{h_5} \times \frac{R_1 + R_2}{2} + \frac{\Delta h_2}{h_5} \times \frac{R_2 + R_3}{2} + \frac{\Delta h_3}{h_5} \times \frac{R_3 + R_4}{2} + \frac{\Delta h_4}{h_5} \times \frac{R_4 + R_5}{2}$$

2. Para las curvas mostradas en la Figura A.6.1, los cálculos serían:

Lo anterior indica que la remoción total en el sedimentador con tiempo de retención t_2 y profundidad h_5 sería de 65,7 % de sólidos suspendidos.

$$\sum \frac{\Delta h_n}{h_5} \times \frac{R_n + R_{n+1}}{2} = \text{porcentaje de remoción}$$

$$0.20 \times \frac{100 + 80}{2} = 18.00$$

$$0.11 \times \frac{80 + 70}{2} = 8.25$$

$$\begin{array}{rcl}
 0.15 & \times & \frac{70+60}{2} = & 9.75 \\
 0.54 & \times & \frac{60+50}{2} = & 29.70 \\
 \hline
 \Sigma & & & 65.70
 \end{array}$$

Lo anterior indica que la remoción total en el sedimentador con tiempo de retención t_2 y profundidad h_5 sería de 65.7 % de sólidos suspendidos.

ANEXO A.7

OPERACIÓN DE RETROLAVADO

A.7.1 DESCRIPCIÓN DE LA OPERACIÓN DE RETROLAVADO DEL FILTRO

El lavado del filtro es la operación por la cual se suspende el proceso de filtración y se inyecta agua por la parte de abajo del filtro (drenes) con una presión adecuada, con el objeto de que el lecho filtrante se expanda, los granos se froten y se desprenda todo el material que se ha quedado retenido entre ellos en la operación de filtrado.

Las unidades filtrantes se lavan desde abajo con agua previamente filtrada, que en ocasiones se reserva en almacenamiento para este propósito. El sistema de drenaje actúa entonces como sistema de distribución del agua de lavado, duplicando su función. La arena se limpia a sí misma cuando el lecho se ha fluidificado por el agua ascendente. La limpieza se intensifica en alguna de las siguientes formas:

- Elevando suficientemente la velocidad, gasto o tasa de retrolavado por área unitaria (lavado a alta velocidad);
- Dirigiendo chorros de agua al interior del lecho fluidificado (lavado superficial);
- Soplando aire hacia arriba a través del lecho, antes o durante la fluidificación (lavado con aire), y
- Agitando mecánicamente el lecho fluidificado (lavado mecánico).

Después de que el lecho se limpia por el lavado, se asienta de nuevo en su lugar. Los granos más gruesos o pesados llegan primero al fondo, los más finos o ligeros se depositan al último; lo que estratifica el lecho e impone un límite sobre sus partículas más finas o más ligeras y sobre su no uniformidad.

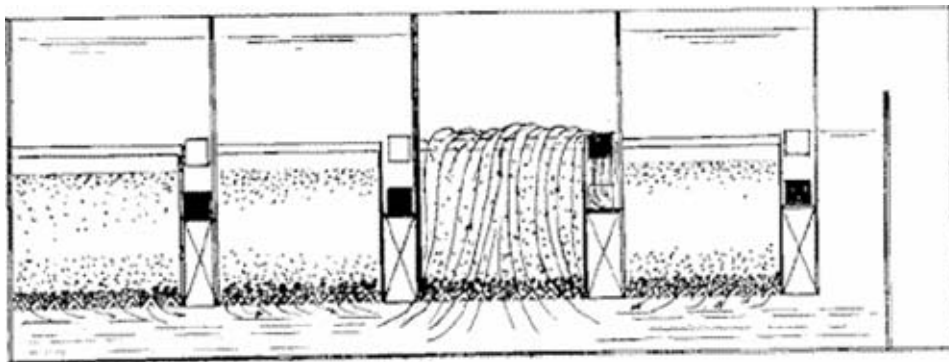


Figura A.7.1 Lavado de un filtro con el flujo que produce el resto de la batería

A.7.2 DETECCIÓN DE PROBLEMAS

La mayoría de los problemas del filtro se originan en un lavado deficiente incapaz de:

- desprender la película que recubre los granos del lecho y
- romper las grietas o cavidades en donde se acumula el material que trae el agua.

En ambos casos, al expandir el lecho durante el lavado y luego dejarlo asentar e iniciar la operación de filtrado, el material no removido queda atrapado entre los granos del medio y al progresar la carrera de filtración se compacta, con lo que la superficie del filtro desciende lentamente y las áreas más obstruidas, generalmente alrededor de las paredes, se desprenden dejando una grieta entre ellas y la arena. En casos de serio deterioro estas grietas pueden llegar a la grava y todo el medio granular llenarse de “bolas de barro” que disminuyen el área de paso del flujo.

Este fenómeno se presenta paulatinamente: primero se llenan las cavidades, al no ser removido este material se compacta y una cavidad se une a otra, hasta formar bolas relativamente grandes. En estas condiciones, el filtro deja de ser útil como proceso de tratamiento y el lecho filtrante debe ser sustituido totalmente.



Figura A.7.2 Lecho de arena del filtro y canaleta

A.7.3 CARACTERÍSTICAS DEL RETROLAVADO

Esta operación debe hacerse cada vez que la pérdida de carga sea igual a la presión estática sobre el lecho o la calidad del efluente sea afectada.

Al inyectar agua por el fondo en un medio granular tres cosas pueden ocurrir:

- Si la velocidad ascensional del flujo de lavado es menor que la velocidad de asentamiento de las partículas del medio filtrante (V_i), el lecho no se expande. Aunque el lecho no se expanda la velocidad entre los granos aumenta hasta que la fuerza de arrastre del flujo sea mayor que el peso de la partícula, en ese momento esta queda suspendida en la corriente ascendente. Si la tasa de lavado sigue aumentando, la separación entre partículas se incrementa hasta que se rompe el equilibrio y los granos son arrastrados por el líquido.
- Cuando se sigue aumentando la tasa de flujo hasta hacer que la velocidad ascensional de lavado (V_a) sea mayor que V_i , el lecho se expande más y más y su porosidad (ρ ó ε) aumenta proporcionalmente. La componente vertical de la velocidad del flujo entre las partículas es mayor que la que existe encima del lecho, y
- Cuando la velocidad de flujo de lavado sobrepasa el valor V_i crítico, el lecho todo se fluidifica y los granos del medio son acarreados por el agua en condiciones similares a una sedimentación.



Figura A.7.3 Batería de filtros de tasa declinante y lavado mutuo

A.7.4 SISTEMAS DE RETROLAVADO

El lavado de los filtros puede hacerse de cuatro maneras distintas:

- Con flujo ascendente sólo
- Con flujo ascendente y lavado superficial
- Con flujo ascendente y lavado con aire
- Con flujo ascendente y lavado subsuperficial

A.7.4.1 Flujo ascendente

El agua se inyecta por los drenes con una velocidad que puede producir una expansión del lecho del 10 al 50%. Sin embargo, hay que advertir que la expansión exagerada del medio filtrante no beneficia al lavado pues impide el frotamiento o roce de unos granos con otros, evitando el desprendimiento de la película adherida a ellos durante el proceso de filtración. Por otra parte si la expansión no es suficiente, el floculo retenido en el lecho no puede escapar y alcanzar las canaletas de salida.

Para la misma velocidad de lavado, un medio grueso se expande menos que uno fino, y por tanto la acción de fricción es mayor en el primer caso que en el segundo, pues depende de la velocidad intersticial la que es mayor cuando la porosidad es menor. El número de colisiones por unidad de volumen y tiempo es también inversamente proporcional a la porosidad.

Se tienen diferentes criterios para definir los parámetros en los procesos de retrolavado, algunos de estos son:

- Se logra poco beneficio al expandir el lecho mucho más allá de su completa fluidificación, esto es, cuando todos los granos están totalmente suspendidos en el fluido. Según lo anterior, las velocidades ascensionales deben ser de 0.30 hasta 0.60 m/min y con expansiones entre el 10 y 15%; considerando que el lavado se complementa con aire.
- La práctica americana ha sido la de expandir mucho más el lecho filtrante, hasta en un 50% y la utilización de altas velocidades. Sin embargo, si el mecanismo que produce el desprendimiento de la película que se adhiere a los granos es la fricción entre ellos, expansiones tan grandes no son las más indicadas. Éstas por tanto pueden reducirse sustancialmente hasta un 15% o un 25%, economizando agua y mejorando probablemente la limpieza del filtro.
- En general la técnica usada en el lavado debe condicionarse al tipo de medio filtrante que se use, de esta manera:
- Lechos uniformes gruesos (diámetros de 0.8 a 1,0 mm y coeficiente de uniformidad (Cu) de 1,1 se pueden lavar adecuadamente con aire y agua con velocidades que no produzcan fluidificación.
- Lechos de arena finos (diámetros de 0.45 a 0.55 mm) y estratificados (Cu= 1.65) necesitan expandirse y complementarse la limpieza con lavado superficial.
- Lechos mixtos de antracita y arena deben fluidificarse siempre, con expansiones no inferiores al 20% para reestratificar las capas de acuerdo con su densidad, y nunca deben lavarse con aire y agua simultáneamente ya que las capas se entremezclarían por completo. Si se usan aire y agua, hay que

lavar primero con aire para desprender la película adherida, y luego independientemente con agua para expandir el medio.

- Debe tenerse en cuenta que la expansión que se logre en un medio granular al inyectarle un flujo ascendente, es función de la viscosidad del fluido, por tanto de la temperatura. A mayor temperatura debe usarse mayor tasa de lavado, para mantener la misma expansión. Por ejemplo, la velocidad ascendente que se necesita para lavar un filtro a 26 °C puede ser 34% mayor que la que se requiere a 14 °C, en cambio a 4°C la velocidad debería ser un 25% menor que a 14oC.
- Las velocidades de lavado siempre deben estar por encima de las velocidades de fluidificación.

A.7.4.2 Flujo ascendente y lavado superficial

El lavado ascendente por lo general se complementa con lavado superficial, inyectando agua a presión sobre la superficie del lecho filtrante para romper las bolas de barro. Se puede hacer con brazos giratorios tipo Palmer, o con rociadores fijos.

Brazos giratorios tipo Palmer

El equipo consiste en dos brazos que giran sujetos a un tubo central y que se desplazan por reacción de los chorros de agua que proyectan. Se colocan de 0.05 a 0.075 m encima de la arena y giran con una velocidad de 7 a 10 r/min. Trabajan con 30 a 80 l/min/m² a una presión de 2.94 MPa a 3.92 MPa (30 a 40 mca).

Para utilizarlos se vacía el filtro hasta dejar unos 0.30 m de capa de agua y se inicia el lavado superficial, el cual se continúa por uno o varios minutos. Suspendido éste, se produce una expansión de 15 a 25% para arrastrar todo el material que se ha desprendido en el proceso anterior.

Este sistema tiene la ventaja de ser económico en el uso del agua, pues la aplica en forma concentrada solamente sobre el área por donde se desplazan los brazos.

Rociadores fijos

Aplican el flujo a toda la superficie del filtro simultáneamente. Consisten en una malla de tubos colocados a poca altura (0.05 a 0.10 m) sobre el lecho y en las cuales se dejan boquillas u orificios pequeños, de manera que los chorros de agua pueden proyectarse directamente contra la capa superficial del medio filtrante. Se usan tasas de flujo de 80 a 160 l/min/m² con presiones de 1.47 MPa a 2.94 MPa (15 a 30 mca). Las presiones más altas se prefieren cuando existe tendencia a la formación de bolas de barro. Los tubos distribuidores de 1 1/2" a 3" de diámetro se colocan con espaciamientos entre 0.60 y 0.90 m.

El número de orificios o boquillas por tubo distribuidor se puede calcular a partir del flujo unitario, pero como mínimo debe haber uno a cada 0.30 m.

A.7.4.3 Lavado con agua y aire

El lavado con agua y aire, consiste en inyectar, a través de boquillas especiales:

- Aire a una tasa de 0.3 a 0.9 m³/m²/min. durante unos 3 minutos, y luego
- Agua con una velocidad de 0.3 a 0.6 m³/m²/min. de 4 a 7 minutos, para producir una expansión del 10% en el lecho filtrante.

El mismo sistema de drenes se usa para la inyección tanto de aire como de agua. Algunos diseñadores prefieren utilizar agua y aire simultáneamente durante los primeros minutos y luego agua sola.

La ventaja de este sistema esta en la economía en el agua de lavado y en que las bajas velocidades de flujo crean menos intermezcla en la capa de gravilla y arena, pues disminuyen la velocidad de los chorros de agua. La máxima fricción la produce el aire en la superficie donde se rompen las burbujas. Debe advertirse que la mala distribución de los chorros de aire puede producir desestratificación de la grava; el uso de boquillas especialmente diseñadas para trabajar con agua y con aire no suele acarrear estos inconvenientes.

El aire puede aplicarse también en la superficie del lecho expandido por medio de tubos colocados a 0.15 m sobre la máxima elevación del medio filtrante durante el lavado.

A.7.4.4 Flujo ascendente y lavado subsuperficial

El lavado subsuperficial se hace necesario cuando se usan medios filtrantes de arena y antracita y existe tendencia a una penetración profunda de las partículas floculentas. En estas condiciones las bolas de barro pueden formarse adentro del lecho y no son suficientemente removidas ni por el lavado ascendente ni por el lavado superficial con agua. Existen dudas sobre si el lavado con aire es eficiente en estas circunstancias.

Algunos diseñadores prefieren colocar una malla de tubos de 0.15 a 0.30 m dentro del lecho filtrante, en forma similar a la que se usa para el lavado superficial corriente. El número de tubos dentro de la arena debe, sin embargo reducirse a un mínimo. Se puede colocar sólo un anillo a 0.50 m. de las paredes.

El mayor problema lo constituye el evitar que los granos del medio filtrante penetren en los orificios y los obstruyan. Se puede pensar en niples verticales en forma de peine que salgan de un distribuidor principal superior y penetren el lecho hasta la profundidad deseada.

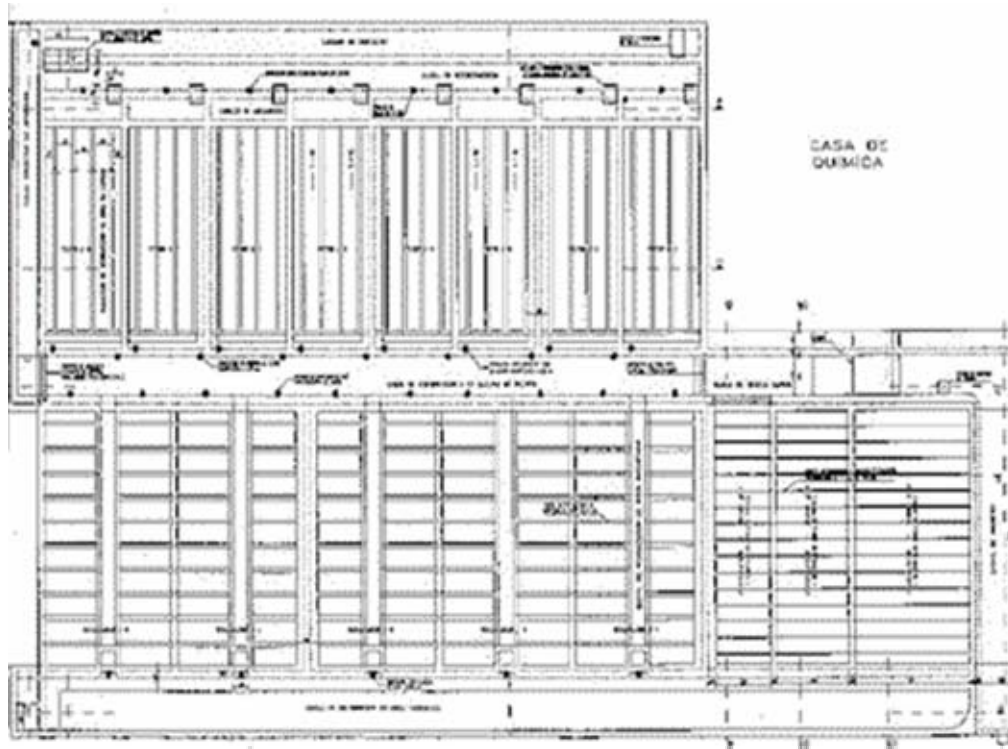


Figura A.7.4 Modulo de filtración rápida completa

A.7.5 SISTEMAS ACCESORIOS REQUERIDOS PARA EL RETROLAVADO

Métodos para aplicar el agua de lavado

El flujo de lavado puede provenir de:

- Un tanque elevado
- Un sistema de bombeo
- Otros filtros trabajando en paralelo

A.7.5.1 Tanque elevado

Debe construirse un tanque elevado que puede estar: a) sobre una colina vecina cuando la topografía lo permita, b) sobre estructuras metálicas y c) sobre el edificio mismo de la planta.

En cualquiera de los tres casos, el tanque puede ser metálico o de concreto reforzado. La elección de uno u otro tipo debe hacerse sólo en base a consideraciones económicas. Lo más barato es construir tanques de concreto sobre lomas adyacentes cuando esto es factible.

Hay que tener en cuenta que el sitio donde se construye el tanque de lavado, debe quedar lo más próximo posible a los filtros, para evitar consumo exagerado de energía en el transporte de agua.

A.7.5.2 Lavado con bomba

Si se lava por inyección directa con bombas, estas suelen ser de gran capacidad y baja presión y no debe especificarse menos de dos unidades. Las bombas toman el flujo del tanque de distribución o de aguas claras.

La selección entre lavado por tanque elevado o lavado por bomba debe depender de consideraciones económicas y de operación. En plantas pequeñas, cuando se lava con bomba, al depósito de agua filtrada hay que dejarle la capacidad adicional necesaria para que no disminuya la reserva de la población cada vez que se lava el filtro.

Cuando se usa lavado con aire, debe conseguirse también un compresor con o sin tanque de almacenamiento. La capacidad debe ser suficiente para lavar un filtro con aire aplicado a las tasas especificadas, y a una presión un poco superior a la profundidad del agua sobre el sistema de distribución de aire, más la fricción de las tuberías, cuando trabajan a velocidades de 10 m/s.

A.7.5.3 Lavado con flujo proveniente de otras unidades

El lavado con flujo proveniente de otras unidades de filtración se basa en el hecho de que si se deja la salida del afluyente a un nivel mayor a la canaleta de lavado y se interconectan los filtros, al abrir la válvula de drenaje el nivel en la caja de la unidad que se quiere lavar desciende con lo que se establece una carga hidráulica que invierte el sentido del flujo en el lecho filtrante y efectúa el lavado.

La pérdida de carga para mantener el medio suspendido es de sólo 0.35 a 0.50 m, cuando se usa arena y antracita. Por tanto la pérdida de carga total para lavar un filtro por este sistema, es de sólo 0.55 a 0.80 m, lo que permite construcción de estructuras sólo ligeramente más profundas que las convencionales. Son las pérdidas por fricción en los conductos las que causan la sobre elevación de los tanques de lavado y el consiguiente desperdicio de energía.

Este sistema de lavado tiene las siguientes ventajas:

- La expansión del lecho se inicia lentamente. Al ir descendiendo el nivel de agua por debajo del vertedero de la salida general, la velocidad del flujo ascendente va aumentando con el tiempo.
- No se requiere equipo mecánico, ni tanque elevado, ni controlador de tasa de lavado.
- Se necesita de un mínimo de válvulas y tuberías.

A.7.6 SISTEMAS DE RECOLECCIÓN DEL AGUA DE LAVADO (CANALETAS)

Para recoger el flujo ascendente durante el lavado, debe diseñarse un sistema de recolección. Este sistema puede consistir de: a) un canal principal y canaletas laterales y b) un canal principal sólo.

En el primer caso, el canal principal puede colocarse al centro o a un lado con las canaletas desaguando en él.

En el segundo caso, el borde del canal se utiliza para el rebose de agua, y el filtro se diseña alargado de modo que no haya ningún punto de la superficie filtrante que quede horizontalmente a más de 3,0 m de la cresta del vertedero.

Las ventajas de uno y otro caso no han sido bien determinadas. La ausencia de canaletas laterales presenta sus ventajas, pues se evitan las obstrucciones creadas por éstas, en cambio por lo general se incrementa la distancia media que las partículas tienen que recorrer para llegar al vertedero de salida.

Se acostumbra dejarles a las canaletas una pendiente del 2 al 5% en el fondo para ayudar al transporte del material sedimentable. La distancia entre bordes adyacentes no debe ser mayor a 3 m, aproximadamente, para distribuir mejor el flujo y de 1,0 m entre los bordes y las paredes del filtro. Las formas de las canaletas varían según el material que están hechas y la longitud, el número y tamaño de éstas depende de la capacidad del filtro y de la tasa de lavado que se quiere aplicar.

Algunas plantas de tratamiento que no tienen canales laterales, incluyen sifones capaces de extraer la capa de agua que queda sobre el filtro, lo que beneficia la limpieza de la superficie del medio filtrante.

A.7.7 SISTEMA DE DRENAJE

El objeto de los drenes que se colocan en el fondo del filtro es doble: 1) Recolectar y extraer el agua filtrada y 2) Distribuir uniformemente el agua del lavado en el lecho filtrante.

Cuando los drenes están mal diseñados y no distribuyen uniformemente el agua de lavado, desestratifican la grava causando pérdidas del medio granular y deficiente limpieza de los granos.

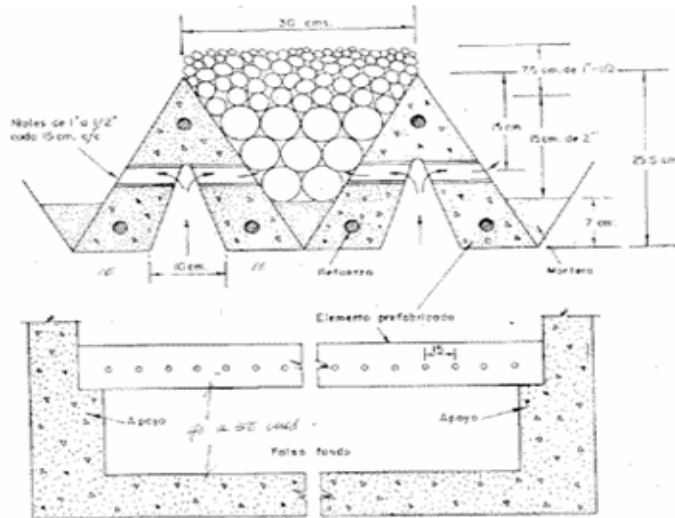


Figura A.7.5 Drenaje de viguetas prefabricadas de concreto

Los sistemas de drenaje se pueden clasificar en tres tipos, Tabla A.7.1.

Tabla A.7.1 Sistemas de drenaje

Tipo	Uso
1. Tuberías perforadas	Para trabajo con grava
	Para trabajo con bloques y grava (Bloques Wagner)
	Para trabajo con boquillas
2. Falsos fondos	Fondo Weeler
	Fondo Leopold
	Boquillas
	Prefabricados
3. Placas porosas	Bloques permeables

A.7.7.1 Tuberías perforadas para trabajo con grava

Es el sistema más antiguo de drenaje de los filtros. Se puede usar tubería totalmente de plástico para evitar corrosión.

El sistema consiste en una tubería principal o matriz a lado y lado de la cual se pegan una serie de tubos laterales perforados. La superficie total de los orificios debe ser del 0.2 al 0.33% del área filtrante, el diámetro (d) de cada orificio varía entre 6,5 y 15,8 mm, se colocan a distancia entre 0.075 y 0.025 m unos de otros. La distancia entre tubos laterales es de 0.20 a 0.30 m centro a centro y las perforaciones forman ángulo de 300 a lado y lado de la vertical. La altura de los tubos sobre el fondo del filtro debe ser de 35 mm. La relación de longitud de los tubos laterales a su diámetro no debe de exceder de 60. Por eso para una longitud de 1,0 m, se usa d=50.8 mm (2"); para 1.5 m, d=63.5 mm (2 1/2"); para 2.0 m y 2.5 m, d= 76.2 mm (3").

El inconveniente mayor de este sistema es la alta pérdida de carga (1.80 a 2.8 m) por lo que hay que diseñarlos para que distribuyan de manera uniforme el agua de lavado.

A.7.7.2 Tuberías perforadas para trabajo con bloques y grava

El más conocido de estos sistemas es el llamado bloque Wagner (Patente Infilco Inc.). Este tipo de bloque es fabricado con concreto, de varias dimensiones para ser intercalado. El tamaño más pequeño es el 0.26 x 0.24 m (10 3/8 plg x 9 5/8 plg) que pesa 10 kg por unidad. Se puede fabricar en el sitio.

El objeto de los bloques Wagner es el de reemplazar el tipo de grava más gruesa 50.8 mm (2") a 19 mm (3/4") y producir una distribución más eficiente de los chorros de agua provenientes de los laterales durante el lavado.

A.7.7.3 Tubería para trabajo con boquillas plásticas

Es un sistema de colector principal y laterales se puede colocar boquillas plásticas cada 0.15 m centro a centro, para que trabajen con aire o con aire y agua, (Patente Patterson Candy Inc.).

Los tubos pueden ser de arcilla vitrificada o plásticos, todos confluyen a un colector principal.

A.7.7.4 Fondo Weeler

El Fondo Weeler (Patente Builder Providence Inc.) consiste en una losa de concreto situada de 0.10 a 0.50 m sobre el fondo del filtro y provista de orificios tronco-cónicos por donde pasa el agua. Existen dos tipos básicos: a) con losas prefabricadas y b) monolito fabricado en el sitio. El primero consiste en losas prefabricadas de concreto de 0.60x0.60 m y 0.10 m de espesor, las cuales tienen 9 depresiones tronco piramidales de 0.15 x 0.15 m, en las que van colocadas 5 esferas de porcelana de 38,1 mm (1 1/2") de diámetro. Las losas se pueden colocar sobre soportes de concreto de 0.10 a 0.50 m de altura anclados a ellas.

El segundo modelo para fabricar en el sitio se hace con moldes suministrados por la compañía fabricante y es en todo semejante al prefabricado, sólo que el espesor de la losa es de 0.176 m (7") y las depresiones tronco piramidales son de 0.224 x 0.224 m con 14 esferas de porcelana de 60 de 75 mm (3") y 8 de 38 mm (1 1/2").

A.7.7.5 Fondo Leopold

Este fondo de filtro (Patente F.B. Leopold Co. Inc.) consiste en bloques de arcilla vitrificada refractaria a la corrosión de 0.279 m (11") de ancho que están divididos en dos compartimientos: el inferior que sirve de conducto de distribución similar al sistema principal y laterales, y el superior que se comunica con el de abajo por un hueco de 25,4 mm (1") de diámetro. En la cara que queda en contacto con la grava

hay 99 agujeros por bloque de 4 mm (5/32”), espaciados 31 mm centro a centro, que actúan de manera de criba para distribuir el agua de lavado. Con este tipo de drenes se puede disminuir el espesor de la grava dejando sólo los lechos más finos. Todas las filas de bloques se orientan a un conducto central de repartición. Los bloques se sientan sobre mortero. Al lado de cada fila se colocan varillas de 6.35 mm (1/4”) dejando 25,4 mm (1”) de holgura alrededor de cada pieza. El espacio se rellena de concreto o mortero para hacer las uniones.

A.7.7.6 Boquillas

Existe una gran variedad de boquillas, generalmente de plástico. Se colocan en el falso fondo según instrucciones del fabricante. Se usan preferentemente para lavados con aire-agua.

El aire hace bajar el nivel del agua en el falso fondo o los laterales y puede así penetrar por el orificio o ranura dejado en el vástago. Cuando se lava con agua, la misma boquilla sirve para distribuir el flujo. Muchas boquillas son especialmente diseñadas Para reducir o evitar lechos de grava.

A.7.7.7 Fondos prefabricados

Se pueden hacer también fondos de concreto prefabricados, que consisten en viguetas en forma de "V" invertida, apoyadas a cada lado del filtro y atravesadas por segmentos de tubo o niples de plástico de 6,35 mm (1/4”) a 25,4 mm (1”) colocados cada 0.10 a 0.20 m centro a centro. El espesor de las viguetas depende del claro que haya que cubrir.

La parte inferior de las pirámides se cierra con mortero para conseguir que toda el agua salga por los niples y se proyecte sobre la grava gruesa de 50.8 mm (2”) (tres filas de 50.8 mm y uno encima de 25,4 mm (1”)) la cual debe en lo posible ser especialmente seleccionada por su redondez y regularidad de forma. Podría también usarse ventajosamente bolas de vidrio porcelana o esferas plásticas rellenas con mortero 1:1, cuando se obtienen a un precio razonable. Según el espaciamiento entre orificios se produce más o menos pérdida de carga.



Figura A.7.6 Falso fondo formado a base de losas prefabricadas con boquillas ranuradas de plástico

A.7.7.8 Placas porosas

Las placas porosas (Patente de Carborundum Co.) son bloques fabricados con granos relativamente grandes de óxido de aluminio, mezclados con cerámica y fundidos a 1200 °C. Dichas placas que vienen utilizándose desde el año de 1934, se pueden obtener en varias dimensiones, la más común es de 0.30 x 0.30 m y se colocan en soportes metálicos o de concreto a una altura de 0.20 a 0.60 m. Como la porosidad de las placas es similar a la arena torpedo, no es necesario usar grava, lo que evita la desestratificación de los lechos de soporte y la consiguiente pérdida del medio filtrante.

Su principal desventaja es su fragilidad y la posibilidad de obstrucción de los poros con el tiempo.

A.7.8 RECOMENDACIONES DE RETROLAVADO

1. La limpieza de los filtros de medio granular por agua de retrolavado sólo para fluidizar la cama del filtro es inherentemente un método delicado de limpieza porque las colisiones de las partículas no ocurren en una cámara fluidizada, en estas condiciones la abrasión entre los granos del filtro no es significativa.
2. La limpieza con aire (air scour) consiste en la distribución de aire desde el fondo del medio filtrante para que el flujo ascienda a través del medio.

3. La limpieza con aire seguida del retrolavado por agua de fluidización y el lavado superficial (y subsuperficial en la interfase carbón-arena) antes y durante el retrolavado por agua de fluidización prueban ser métodos comparables que pueden ser aplicados a medios filtrantes unitarios, duales y triples. Estos dos métodos no eliminan por completo todos los problemas de suciedad en los filtros, pero ambos auxiliares reducen el problema a niveles aceptables para que el funcionamiento no sea impedido.
4. Para el retrolavado óptimo utilizando solamente agua, el medio debe ser expandido para proveer un radio vacío de 0.7 mm en la superficie del medio filtrante.
5. El uso de grava graduada como soporte del medio filtrante no es recomendable donde exista el flujo simultáneo de limpieza con aire y de retrolavado con agua que pueda pasar a través de la grava, intencionalmente o por accidente, debido al peligro de movimiento de la grava y su posible desestratificación.
6. La limpieza con aire es compatible con medios filtrantes dual o triple desde el punto de vista de la mínima pérdida abrasiva del medio antracita-carbón.
7. No obstante, la rutina de retrolavado debe ser concluida con un periodo de fluidización y expansión de la cama, para volver a estratificar las capas del medio después de la limpieza con aire.

Las anteriores conclusiones pueden ser usadas como guías de diseño.

En adición, se dan las siguientes guías y recomendaciones cuando se realiza la limpieza con aire en el retrolavado de filtros de medio dual o triple, con capacidad de fluidización.

1. Proveer de flexibilidad operacional en el periodo de la limpieza con aire, aproximadamente de 2 a 10 minutos, así que el operador puede seleccionar el periodo que el considere más apropiado.
2. Si el soporte con grava no es utilizado, se deberá contar con la capacidad para realizar retrolavados simultáneos con aire y con agua. Esta técnica requiere de tomar provisiones que permitan un rápido drenaje del filtro cercano a la superficie del medio filtrante, seguido de un breve retrolavado simultáneo con agua y aire hasta que el agua alcance entre 0.15 a 0.20 m (6 a 8 plg) del contenedor de lavado. Los lavados simultáneos son entonces parados, y ya sea el aire sólo o el agua sola deben ser continuados. La tasa de aplicación de agua durante los lavados simultáneos de agua y aire deberán estar por debajo de la velocidad de fluidización para extender el tiempo de duración de esta acción al máximo.

3. Proveer un volumen de agua de retrolavado de al menos $3\text{-}4 \text{ m}^3/\text{m}^2$ (75 a 100 gal/ft²) de filtro por lavado. Esto esta basado en la observación de que cuando se retrolava en tasas por encima de la velocidad de fluidización para el medio, el total de agua de lavado requerida para una limpieza efectiva es casi constante, sin importar la tasa de retrolavado, de aproximadamente $3 \text{ a } 4 \text{ m}^3/\text{m}^2$ (75 a 100 gal/ft² de filtro).

Esta observación es para canaletas típicas de lavado en los Estados Unidos, espaciadas con bordes del canaleta de cerca de 0.91 m (3 pies) por encima de la superficie del medio filtrante. Espaciamientos más largos entre contenedores, o alturas más grandes de la canaleta contenedor encima del medio, podrían incrementar los requerimientos de agua de lavado.

La economía en el uso total del agua de lavado no se logra por adoptar tasas más bajas de retrolavado (encima de fluidización), porque el requerimiento de retrolavados se incrementa proporcionalmente.

4. Con filtros de medios duales o triples, con cama de expansión más grandes que las normales debe ser necesario liberar la profundidad de la trampa de suciedad en la cama. Los retrolavados óptimos con agua sólo ocurren en expansiones del 40% para camas típicas de arena y, en su caso, 25% para camas típicas de carbón. Una buena guía podría ser llevar a cabo el 25% de expansión de la cama de carbón y 20% de la cama de arena.
5. Deberán ser especificados medios apropiados y provistos tal que fomenten o permitan la estratificación de las capas del medio durante el retrolavado:
 - Los estudios en columna de laboratorio son una forma simple de asegurar que suceda con un medio dado.
 - El mezclado interfacial se incrementa con tasas más altas y varía con la velocidad de cierre de la válvula de retrolavado.
 - La limpieza con aire desestratifica la cama y provoca íntermezclado sustancial del medio. Por lo que se deberá realizar un lavado con sólo agua después de un lavado aire-agua, de tal manera que se permita la re-estratificación de la cama.
 - El cierre de la válvula de agua deberá tener lugar en un periodo bastante largo para volver a estratificar enteramente a la cama.
6. El diseñador deberá recordar que las tasas de retrolavado requieren ser controladas por la temperatura del agua más alta esperada en el agua de retrolavado.

ANEXO A.8

PLANOS

Se incluyen 9 planos:

- [Floculador](#)
- [Caja de distribución de agua cruda](#)
- [Filtro](#)
- [Filtro](#)
- [Sedimentador](#)
- [Perfil hidráulico](#)
- [Sedimentador](#)
- [Planta General](#)
- [Flocolador](#)

Tabla de conversión de unidades de medida al Sistema Internacional de Unidades (SI)

OTROS SISTEMAS DE UNIDADES			SISTEMA INTERNACIONAL DE UNIDADES (SI)	
UNIDAD	SÍMBOLO	MULTIPLICADO POR	SE CONVIERTE A	
			UNIDAD	SÍMBOLO
LONGITUD				
Pie	pie, ft.,'	0.3048	metro	m
Pulgada	plg., in, "	25.4	milímetro	mm
PRESIÓN/ ESFUERZO				
Kilogramo fuerza/cm ²	kg _f /cm ²	98,066.5	Pascal	Pa
Libra/pulgada ²	lb/ plg ² ,PSI	6,894.76	Pascal	Pa
Atmósfera	atm	98,066.5	Pascal	Pa
metro de agua	m H ₂ O (mca)	9,806.65	Pascal	Pa
Mm de mercurio	mm Hg	133.322	Pascal	Pa
Bar	bar	100,000	Pascal	Pa
FUERZA/ PESO				
Kilogramo fuerza	kg _f	9.8066	Newton	N
MASA				
Libra	lb	0.453592	kilogramo	kg
Onza	oz	28.30	gramo	g
PESO VOLUMÉTRICO				
Kilogramo fuerza/m ³	kg _f /m ³	9.8066	N/m ³	N/m ³
Libra /ft ³	lb/ft ³	157.18085	N/m ³	N/m ³
POTENCIA				
Caballo de potencia, Horse Power	CP, HP	745.699	Watt	W
Caballo de vapor	CV	735	Watt	W
VISCOSIDAD DINÁMICA				
Poise	μ	0.01	Mili Pascal segundo	mPa.s
VISCOSIDAD CINEMÁTICA				
Viscosidad cinemática	v	1	Stoke	m ² /s (St)
ENERGÍA/ CANTIDAD DE CALOR				
Caloría	cal	4.1868	Joule	J
Unidad térmica británica	BTU	1,055.06	Joule	J
TEMPERATURA				
Grado Celsius	°C	tk=tc + 273.15	Grado Kelvin	K

Nota: El valor de la aceleración de la gravedad aceptado internacionalmente es de 9.80665 m/s²