

MANUAL DE AGUA POTABLE, ALCANTARILLADO Y SANEAMIENTO

INTRODUCCIÓN AL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES

25



MANUAL DE AGUA POTABLE, ALCANTARILLADO Y SANEAMIENTO

INTRODUCCIÓN AL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES

COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA

www.conagua.gob.mx

Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento
Introducción al Tratamiento de Aguas Residuales Municipales

ISBN: 978-607-626-015-9

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

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

Subdirección General de Agua Potable, Drenaje y Saneamiento

Impreso y hecho en México
Distribución gratuita. Prohibida su venta.
Queda prohibido su uso para fines distintos al desarrollo social.
Se autoriza la reproducción sin alteraciones del material contenido en esta obra,
sin fines de lucro y citando la fuente.

CONTENIDO

Presentación	IX
Objetivo general	XI
Introducción al tratamiento de aguas residuales municipales	XIII
1. Principios básicos del tratamiento de aguas residuales	1
1.1. Historia del tratamiento	1
1.2. Calidad y normatividad	3
1.3. Microbiología y principios cinéticos	7
1.3.1. Cinética del crecimiento biológico	10
1.3.2. Velocidad de utilización de sustrato	10
1.3.3. Efecto de la temperatura	12
1.4. Análisis del proceso	12
1.5. Criterios para el análisis y selección de alternativas	15
2. Operaciones y procesos unitarios de tratamiento	19
2.1. Introducción	19
2.2. Cribado por medio de rejillas	19
2.2.1. Características de las unidades	19
2.2.2. Criterios de diseño	19
2.2.3. Otras características	20
2.3. Desarenado	20
2.4. Regulación de caudal	23
2.5. Sedimentación	25
2.5.1. Infiltración rápida	25
2.5.2. Infiltración lenta	29
2.6. Rejillas finas	35
2.7. Manejo de sólidos	35
3. Biomasa fija 37	
3.1. Filtro rociador	37
3.1.1. Características del proceso	38
3.1.2. Remoción esperada del proceso	38
3.1.3. Consumo de energía	40
3.2. Discos biológicos	41
3.2.1. Criterios de diseño	42
3.2.2. Remoción esperada del proceso	42
3.2.3. Otras características	42
3.2.4. Configuración típica de discos biológicos por etapas	43
3.3. Filtros anaerobios de flujo ascendente	43

4. Biomasa suspendida	47
4.1. Lodos activados	47
4.1.1. Características del proceso	48
4.1.2. Remoción esperada del proceso	50
4.1.3. Descripción de algunas variaciones del proceso de lodos activados	50
4.1.4. Generación de lodos	50
4.1.5. Criterios de diseño	51
4.1.6. Impactos ambientales	52
4.1.7. Lodos activados, alta tasa	52
4.1.8. Criterios de diseño	53
4.1.9. Consumo de energía	53
4.1.10. Aireación extendida	54
4.2. Zanjas de oxidación	57
4.2.1. Criterios de diseño	58
4.2.2. Remoción esperada del proceso	58
4.2.3. Impacto ambiental	59
4.3. Reactores biológicos secuenciales	59
4.3.1. Fases del proceso	61
4.3.2. Llenado	61
4.3.3. Reacción	61
4.3.4. Sedimentación	61
4.3.5. Extracción	62
4.3.6. Fase inactiva	62
4.3.7. Criterios de diseño	62
4.3.8. Operación y mantenimiento	63
4.4. Biorreactores con membrana	65
4.4.1. Operación	66
4.4.2. Comparación con otras tecnologías	66
4.4.3. Configuración	67
4.4.4. Aspectos técnicos y económicos	68
4.4.5. Equipos electromecánicos	68
4.4.6. Áreas de aplicación	68
4.5. Reactores anaerobicos de flujo ascendente	68
4.6. Conversión biológica de nutrientes	69
4.6.1. Lodos activados con nitrificación	71
4.6.2. Nitrificación en reactor independiente	72
4.6.3. Remoción de amoniaco	73
4.7. Sedimentación secundaria	77
4.7.1. Sedimentación secundaria: tanques circulares	78
4.7.2. Sedimentación secundaria: tanques rectangulares	81

5. Procesos fisicoquímicos	85
5.1. Filtración de efluentes secundarios	86
5.1.1. Antecedentes	86
5.1.2. Objetivos	86
5.1.3. Aplicaciones	86
5.1.4. Diagrama de flujo del proceso	86
5.1.5. Consideraciones de diseño	88
5.1.6. Características efluentes secundarias	88
5.1.7. Características de filtración y calidad de efluentes	89
5.1.8. Mecanismos de eliminación de filtración	90
5.1.9. Propiedades de los medios filtrantes	90
5.1.10. Requerimientos de retrolavado	90
5.1.11. Requerimientos del sitio	91
5.1.12. Requerimientos hidráulicos	91
5.1.13. Controles y equipamiento de la filtración	91
5.1.14. Pretratamiento/uso de filtración	92
5.1.15. Optimización del diseño	93
5.1.16. Estructuras de protección	94
5.1.17. Deficiencias del diseño típico	94
5.1.18. Tipos de tecnología	95
5.1.19. Filtración de profundidad	96
5.1.20. Filtraciones con medios granulares	96
5.1.21. Dirección del flujo	96
5.1.22. Fuerza impulsora	96
5.1.23. Tasa de filtración	97
5.1.24. Métodos de control de flujo	98
5.1.25. Características y selección de medios granulares	98
5.1.26. Tamaño	98
5.1.27. Forma	98
5.1.28. Composición	98
5.1.29. Densidad	99
5.1.30. Dureza	99
5.1.31. Tamaño y relación de profundidad	99
5.1.32. Filtración en medio granular, tipos de tecnología	101
5.1.33. Filtros convencionales de operación semicontinua	101
5.1.34. Filtros de arena, filtración lenta	104
5.2. Precipitación química de fosfatos	104
5.2.1. Criterios de diseño	105
5.2.2. Remoción esperada del proceso	105
5.2.3. Otras características	105

5.3. Carbón activado granular	106
5.3.1. Criterios de diseño	106
5.3.2. Remoción esperada del proceso	106
5.3.3. Otras características	107
6. Tratamientos extensivos	109
6.1. Lagunas aireadas	110
6.1.1. Características del proceso	110
6.1.2. Requerimientos de oxígeno	110
6.1.3. Generación de lodos	111
6.1.4. Otras características	111
6.1.5. Remoción esperada del proceso	111
6.1.6. Criterios de diseño	112
6.1.7. Consumo de energía	112
6.1.8. Impactos ambientales	112
6.2. Lagunas facultativas	112
6.2.1. Características del proceso	113
6.2.2. Remoción esperada del proceso	114
6.2.3. Criterios de diseño	115
6.2.4. Consumo de energía	115
6.2.5. Impacto ambiental	115
6.3. Lagunas anaerobias	115
6.4. Humedales artificiales	118
7. Desinfección	121
7.1. Cloración	121
7.1.1. Criterios de diseño	121
7.1.2. Remoción esperada del proceso	122
7.1.3. Consumo de energía	122
7.1.4. Otras características	122
7.2. Luz ultravioleta	123
7.3. Ozonación	124
7.3.1. Criterios de diseño	125
7.3.2. Remoción esperada del proceso	125
7.3.3. Consumo de energía	125
7.3.4. Otras características	125
8. Estabilización de lodos residuales	127
8.1. Digestión anaerobia	128
8.2. Digestión aerobia	128
8.3. Estabilización aerobia	129
8.3.1. Descripción del proceso	129
8.3.2. Criterios de diseño	130
8.3.3. Remoción esperada del proceso	130

8.3.4. Otras características	131
8.4. Estabilización anaerobia	131
8.4.1. Estabilización convencional	131
8.4.2. Estabilización de alta tasa	133
8.4.3. Criterios de diseño	133
8.4.4. Remoción esperada del proceso	135
8.4.5. Otras características	135
8.5. Estabilización química	135
8.5.1. Eficiencias de diseño	136
8.5.2. Remoción esperada del proceso	136
8.5.3. Otras características	136
8.5.4. Espesamiento de lodos	136
8.5.5. Criterios de diseño	137
8.5.6. Otras características	138
8.6. Deshidratación mecánica	138
8.6.1. Descripción del proceso	139
8.6.2. Criterios de diseño	140
8.6.3. Centrifugación	140
8.6.4. Remoción esperada del proceso	140
8.6.5. Consumo de energía	141
8.6.6. Impacto ambiental	142
8.6.7. Confiabilidad del proceso	142
8.7. Lechos de secado	142
8.7.1. Descripción del proceso	143
8.7.2. Criterios de diseño	143
8.7.3. Remoción esperada del proceso	144
8.7.4. Otras características	144
8.8. Composteo de lodos	145
8.8.1. Composteo de lodos en montículos en hileras	146
8.8.2. Composteo de lodos en montículos en pilas	146
8.8.3. Criterios de diseño	147
8.8.4. Remoción esperada del proceso	147
8.8.5. Otras características	147
8.9. Disposición de lodos en lagunas	148
8.9.1. Criterios de diseño	149
8.9.2. Consumo de energía	149
8.9.3. Otras características	150
8.10. Disposición de lodos en el suelo	151
8.10.1. Disposición de lodos en zanjas	151
8.10.2. Disposición de lodos en terrenos	151
8.10.3. Aplicaciones del proceso	152

8.10.4. Criterios de diseño	152
8.10.5. Impacto ambiental	152
8.10.6. Otras características	152
8.11. Monorelleno de lodos residuales	153
9. Calidad y reúso	155
9.1. Introducción	155
9.2. Características de la calidad de las aguas residuales domésticas y municipales	156
9.3. Clasificaciones de reúso	159
9.3.1. Reúso agrícola	160
9.3.2. Reúso industrial	160
9.3.3. Reúso recreativo	162
9.3.4. Reúso municipal	162
9.3.5. Acuicultura	162
9.3.6. Recarga de acuíferos	163
9.3.7. Intercambio	163
9.4. Criterios de calidad	163
9.4.1. Reúso agrícola	164
9.4.2. Reúso industrial	168
9.4.3. Reúso recreativo	176
9.4.4. Reúso municipal	178
9.4.5. Acuicultura	179
9.4.6. Recarga de acuíferos	182
9.4.7. Intercambio	186
10. Identificación y análisis de procesos	193
10.1. Niveles de tratamiento	193
10.2. Resumen	227
Anexos	
A. Medidores de caudal	233
B. Control de olores	241
Glosario	243
Conclusiones	259
Bibliografía	261
Tabla de conversiones de unidades de medida	263
Ilustraciones	273
Tablas	275

PRESENTACIÓN

Uno de los grandes desafíos hídricos que enfrentamos a nivel global es dotar de los servicios de agua potable, alcantarillado y saneamiento a la población, debido, por un lado, al crecimiento demográfico acelerado y por otro, a las dificultades técnicas, cada vez mayores, que conlleva hacerlo.

Contar con estos servicios en el hogar es un factor determinante en la calidad de vida y desarrollo integral de las familias. En México, la población beneficiada ha venido creciendo los últimos años; sin embargo, mientras más nos acercamos a la cobertura universal, la tarea se vuelve más compleja.

Por ello, para responder a las nuevas necesidades hídricas, la administración del Presidente de la República, Enrique Peña Nieto, está impulsando una transformación integral del sector, y como parte fundamental de esta estrategia, el fortalecimiento de los organismos operadores y prestadores de los servicios de agua potable, drenaje y saneamiento.

En este sentido, publicamos este manual: una guía técnica especializada, que contiene los más recientes avances tecnológicos en obras hidráulicas y normas de calidad, con el fin de desarrollar infraestructura más eficiente, segura y sustentable, así como formar recursos humanos más capacitados y preparados.

Estamos seguros de que será de gran apoyo para orientar el quehacer cotidiano de los técnicos, especialistas y tomadores de decisiones, proporcionándoles criterios para generar ciclos virtuosos de gestión, disminuir los costos de operación, impulsar el intercambio de volúmenes de agua de primer uso por tratada en los procesos que así lo permitan, y realizar en general, un mejor aprovechamiento de las aguas superficiales y subterráneas del país, considerando las necesidades de nueva infraestructura y el cuidado y mantenimiento de la existente.

El Gobierno de la República tiene el firme compromiso de sentar las bases de una cultura de la gestión integral del agua. Nuestros retos son grandes, pero más grande debe ser nuestra capacidad transformadora para contribuir desde el sector hídrico a **Mover a México.**

Director General de la Comisión Nacional del Agua



OBJETIVO GENERAL

El *Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento* (MAPAS) está dirigido a quienes diseñan, construyen, operan y administran los sistemas de agua potable, alcantarillado y saneamiento del país; busca ser una referencia sobre los criterios, procedimientos, normas, índices, parámetros y casos de éxito que la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), en su carácter de entidad normativa federal en materia de agua, considera recomendable utilizar, a efecto de homologarlos, para que el desarrollo, operación y administración de los sistemas se encaminen a elevar y mantener la eficiencia y la calidad de los servicios a la población.

Este trabajo favorece y orienta la toma de decisiones por parte de autoridades, profesionales, administradores y técnicos de los organismos operadores de agua de la República Mexicana y la labor de los centros de enseñanza.



INTRODUCCIÓN AL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES

Hasta hace poco, la ingeniería sanitaria, generalmente con una base en el desarrollo de obras públicas, fue la base histórica para las actividades relacionadas con la remediación de la contaminación de las aguas, que inició cuando la mayoría de las aguas residuales eran de origen doméstico y su composición no variaba significativamente; por tanto, el trabajo técnico se centraba en los aspectos constructivos e hidráulicos principalmente, y la ingeniería civil era un requisito para el diseño de las instalaciones.

En la actualidad, el crecimiento de la población así como de los cambios en el estilo de vida, las aguas residuales producidas son de muy diverso tipo y demanda procesos más complejos. El tratamiento de aguas residuales actualmente lleva consigo tantos procesos y operaciones unitarias que se hizo evidente la participación de profesionistas con un conocimiento amplio de la ingeniería de procesos, es por ello que los ingenieros químicos tienen actualmente una participación relevante en la resolución de estos problemas. Sin embargo, el trabajo multidisciplinario es el que ofrece mejores resultados en la conclusión de proyectos relacionados con el tratamiento de las aguas. Actualmente la especialidad en ingeniería ambiental, es el medio donde convergen diferentes profesiones que coadyuvan a la solución de la contaminación ambiental.

La imagen histórica de las plantas de tratamiento como grandes depósitos ha cambiado y, actualmente, se presenta como una serie de operaciones y procesos unitarios que incluyen cambios físicos y químicos de la materia, que además de separar contaminantes del agua, puede permitir la producción de electricidad o incluso la recuperación (no

solo remoción) de nutrientes. Por tanto, el tratamiento de las aguas residuales además proteger los cuerpos de agua, es posible la obtención de subproductos de utilidad para diferentes actividades económicas, como abono, combustibles, bioplásticos o electricidad.

1

PRINCIPIOS BÁSICOS DEL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

1.1. HISTORIA DEL TRATAMIENTO

El tratamiento de las aguas residuales es relativamente reciente. Su inicio data de fines de 1 800 y principios del actual siglo y coincide con la época de la higiene. Esto se desarrolló como consecuencia de la relación entre la contaminación de los cuerpos de agua y las enfermedades de origen hídrico. En un principio, el tratamiento se hacía mediante la descarga de las aguas residuales al suelo, pero rápidamente la superficie de los terrenos no fue suficiente para absorber el cada vez mayor caudal de aguas residuales. En Inglaterra, después de la epidemia del cólera de mitad del siglo XIX, se inició la construcción de los sistemas de alcantarillado, pero el tratamiento de aguas

residuales recibió poca atención. Debido a lo pequeño de sus ríos en longitud y caudal, la contaminación del agua, pronto se convirtió en un problema. Al principio, el tratamiento estuvo dirigido a evitar problemas con la industria y agricultura más que a los problemas de salud pública.

A fin de evitar afectaciones a la salud pública, se idearon y llevaron a la práctica nuevos métodos de tratamiento intensivos. De este modo, se estudió la precipitación química, digestión de lodos, filtración intermitente en arena, filtración en lechos de contacto, aeración de aguas residuales y finalmente en 1912 se desarrolló el proceso de lodos activados. En la Tabla 1.1 se presenta un resumen del desarrollo histórico del tratamiento de las aguas residuales.

Tabla 1.1 Desarrollo histórico del tratamiento de las aguas residuales

Fecha	Desarrollo
A. C.	Irrigación con aguas residuales - Atenas, Grecia
1550	Uso de aguas residuales en agricultura - Alemania
1700	Uso de aguas residuales en agricultura - Reino Unido
1762	Precipitación química de aguas residuales - Reino Unido
1860	Dispositivo de Mouras. Tratamiento anaerobio de sólidos de aguas residuales
1865	Experimentos sobre microbiología de digestión de lodos - Reino Unido
1868	Investigaciones sobre filtración intermitente de aguas residuales - Reino Unido
1870	Filtración en arena de aguas residuales - Reino Unido
1876	Primeras fosas sépticas - EE. UU.

Tabla 1.1 Desarrollo histórico del tratamiento de las aguas residuales (continuación)

Fecha	Desarrollo
1882	Experimentos sobre aeración de alcantarillas - Reino Unido
1884	Introducción de las rejillas de desbaste – EE.UU.
1887	Estación experimental de Lawrence para el estudio de agua y aguas residuales. Massachusetts – EE. UU.
1887	Primera planta de precipitación química - EE.UU.
1889	Filtración en lechos de contacto - Massachusetts, EE.UU.
1891	Digestión de lodos - Alemania
1895	Recolección de metano de fosas sépticas y su empleo en alumbrado - Reino Unido
1898	Molinete hidráulico para filtros percoladores - Reino Unido
1904	Empleo de desarenadores - EE.UU.
1904	Fosa séptica Travis de dos pisos - Reino Unido
1906	Tanque Imhoff – Alemania. Primera planta en 1908.
1906	Cloración de aguas residuales - EE.UU.
1908	Ley de Chick - EE. UU.
1911	Aplicación de tanques Imhoff - EE.UU.
1911	Digestión separada de lodos - EE.UU.
1914	Arden y Locket publican su trabajo sobre «lodos activados».
1916	Primera planta municipal de lodos activados
1954	Inicia la operación de la primera planta de lodos activados en la Ciudad de México
1957	Pöpel y Hartmann desarrollan y patentan los biodiscos
1961	En EE.UU. Ludzac y Ettinger, y en Suiza, 1964 Whurmann definen las características de la nitrificación y desnitrificación
1965	Levin y Shapiro, desarrollan las bases del sistema PhoStrip®
1967	William Irvine y Lloyd Ketchum, de la Universidad de Notre Dame en EE.UU. patentan los sistemas SBR (<i>sequencing batch reactor</i>)
1973	En Sudáfrica, James Barnard patenta el proceso BarDenPho® (en la década de 1970, se desarrollaron otros procesos: A/O (anaerobic-oxic) y A ² /O (anaerobic-anoxic-oxic) para remoción de nutrientes.
1976	Gatze Lettinga de la Universidad de Wageningen en Holanda, implementó por primera ocasión el reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB, por sus siglas en inglés) en una industria azucarera.
1990 - 1992	En Francia, la compañía OTV desarrolla los filtros biológicos aerados y patenta el Biostyr®
1996	En Holanda, la compañía STOWA patenta el proceso SHARON® (nitrificación controlada)
1999	El Instituto Coreano de Ciencia y Tecnología, patenta la primera celda de combustible microbiana, que da inicio a una serie de estudios para producir electricidad a partir del tratamiento de aguas residuales.
2000	En Alemania se construye la primera planta (SBR) con Anammox (oxidación anaerobia de amonio con nitratos).
2008	El grupo de investigación del Dr. Mark Van Loosdrecht, de la Universidad Técnica de Delft en Holanda, desarrollan el proceso NEREDA®, que permite la granulación aerobia, de tal manera que se admite la reducción del tamaño de los sedimentadores.
2009	En el Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México, se logra operar un sistema de producción automatizado para la producción de polihidroxiclcanoatos (biopolímeros precursores de los plásticos) usando lodos activados y biorreactores discontinuos.
2010	En la Universidad de Stanford se desarrolla el proceso CANDO® (Coupled Aerobic-anoxic Nitrous Decomposition Operation), que convierte la forma más común del nitrógeno (NH ₄ ⁺) en nitrógeno gas, mientras que simultáneamente se genera energía y se recupera fósforo.
2011	En el laboratorio de Ingeniería Química Ambiental y Química ambiental de la Universidad Nacional Autónoma de México, inicia el desarrollo de una tecnología para la producción de electricidad a partir del tratamiento de aguas residuales mediante humedales artificiales.

El UASB, desarrollado por el Dr. Gatze Lettinga, es por mucho el sistema anaerobio más exitoso en la historia del tratamiento de las aguas residuales. Por otro lado, el Dr. Perry McCarty de la Universidad de Stanford y el Dr. Mark van Loosdrecht de la Universidad Técnica de Delft, son los autores más citados por sus trabajos relacionados con el tratamiento de aguas residuales. Son muchas las personas en el mundo que han contribuido, desde diferentes ámbitos, en el desarrollo de tecnologías y conocimientos en el tema del tratamiento, los más conocidos son el Prof. Peter Wilderer (UT-Munich), Prof. Takashi Asano (UC-Davis), Prof. Abel Wolman (pionero de la ingeniería sanitaria moderna).

1.2. CALIDAD Y NORMATIVIDAD

En los procesos de ingeniería en general, la consideración clave es la del costo. Las aguas residuales tratadas tienen que cumplir normas específicas de calidad antes de que se puedan volver a usar, o con normas estrictamente definidas antes de que se puedan descargar en un cuerpo de agua. El ingeniero encargado del proyecto, tiene la responsabilidad de cumplir dichos requerimientos a un mínimo costo. Cualquier contaminante se puede virtualmente eliminar del agua si se utilizan suficientes procesos apropiados de tratamiento. Se presentan entonces dos consideraciones: primera, si el costo de remoción está justificado por los beneficios obtenidos, y segundo, ¿qué es lo que se podrá hacer con un contaminante después de su remoción?

Dudar de lo justificable de remover del agua un material contaminante podrá parecer injusto, no importa cuál sea el costo. Al establecer esta consideración, el ingeniero debe aclarar lo que significaría «contaminación». Una definición

operable sería la de una condición en la que un medio o el ambiente, se vuelve inadecuado para el fin a que se le destinó. La primera implicación sería que la contaminación no es una condición absoluta sino que depende del medio y del fin propuesto. Por ejemplo, el agua de un río o un lago, se puede considerar suficientemente limpia para fines recreativos, como los paseos en bote o la pesca, pero no sería apropiada para beber directamente. De modo similar, las pequeñas cantidades de sales disueltas en el agua informalmente denominada “dura” de uso común, no dañarían o sería hasta beneficiosa para la mayor parte de las tareas domésticas, pero serían perjudiciales si el agua se usara para llenar un acumulador o alimentar una caldera de vapor.

La segunda implicación es que resulta un desperdicio de recursos tratar el agua más allá del nivel necesario para el fin destinado. Este aspecto toma especial relevancia, cuando se tienen que establecer los límites máximos permisibles incluidas en las normas, y que se determinan basándose en la evidencia de cuáles serán los niveles de contaminación con probabilidad de riesgo.

Después del tratamiento de las aguas residuales se presenta el problema de lo que se ha de hacer con los contaminantes removidos, y se puede afirmar que representa uno de los mayores retos de la ingeniería ambiental. Sólo una parte de los materiales contaminantes se descomponen realmente en la mayoría de los procesos de tratamiento, y el resto aparece en la forma de algún tipo de concentrado. Por tanto, el proceso de tratamiento constituye, de hecho, un proceso de separación donde el agua se separa en un volumen grande de corriente tratado y una menor corriente de contaminantes concentrados. En el

caso de los procesos de tratamiento de aguas residuales municipales, por ejemplo, la corriente concentrada está constituida por lodos biológicos y la eliminación de éstos constituyentes pudiera representar aproximadamente la mitad del costo total del tratamiento. Este efecto ha quedado resumido en el aforismo de que nunca es posible deshacerse en su totalidad de la contaminación y solo desviarla a un contexto más aceptable.

En México, los servicios públicos relacionados con los servicios del agua se presentan en el artículo 115 constitucional y menciona lo siguiente:

III. Los Municipios tendrán a su cargo las funciones y servicios públicos siguientes:

a) Agua potable, drenaje, alcantarillado, tratamiento y disposición de sus aguas residuales; [...]

Esta facultad se ejerce en el marco de las leyes federales y estatales. Por otro lado, la Ley de Aguas Nacionales tiene por objeto regular la explotación, uso o aprovechamiento de dichas aguas, su distribución y control, así como la preservación de su cantidad y calidad para lograr su desarrollo integral sustentable.

En la Tabla 1.2 se presentan las Normas Oficiales Mexicanas relacionadas con el tratamiento de las aguas residuales.

En la Tabla 1.3 se presentan los datos más consultados de la NOM-001-SEMARNAT-1996.

Para la medición de la materia orgánica contenida en el agua residual además del carbono orgánico total (COT), se utiliza la demanda química de oxígeno (DQO) y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO). A continuación se describen cada una de estas pruebas.

Demanda bioquímica de oxígeno. La prueba de DBO estima el oxígeno gastado en la descomposición de una muestra residual, y es, efectivamente, una simulación de laboratorio del proceso microbiano de autpurificación. Se trata de una prueba de largo tiempo establecida, propuesta originalmente en 1913, con una amplia aceptación. Se diluye, de manera conveniente, una muestra de agua residual con cierto contenido de residuos y microorganismos. Se mide la concentración del oxígeno disuelto, se incuba la mezcla a una temperatura ya determinada y, después de cierto tiempo prefijado, se mide de nuevo la concentración de oxígeno disuelto. El cambio en la cantidad de oxígeno disuelto, da la cantidad de oxígeno no uti-

Tabla 1.2 Normas Oficiales Mexicanas relacionadas con el tratamiento de las aguas residuales

No.	Nombre
1	NOM-001-SEMARNAT-1996. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales y bienes nacionales
2	NOM-002-SEMARNAT-1996. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal
3	NOM-003-SEMARNAT-1997. Límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público
4	NOM-004-SEMARNAT-2002. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes en lodos y biosólidos para su aprovechamiento y disposición final
5	NOM-014-CONAGUA-2003. Requisitos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada
6	NOM-015-CONAGUA-2007. Características y especificaciones de las obras y del agua para infiltración artificial a acuíferos

Tabla 1.3 Límites máximos permisibles para contaminantes básicos según NOM-001- SEMARNAT -1996

Parámetros	Ríos				Protección de vida acuática ^(C)				Embalses Naturales y Artificiales				Aguas Costeras				Suelo				Humedales Naturales	
(mg/L), excepto cuando se especifique)	Uso en riego agrícola ^(A)		Uso público urbano ^(B)		Protección de vida acuática ^(C)		Uso en riego agrícola ^(B)		Uso público urbano ^(C)		Explotación pesquera, navegación y otros usos ^(A)		Recreación ^(B)		Estuarios ^(B)		Uso en riego agrícola (A)				(B)	
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.		
Temperatura, °C ⁽¹⁾	N.A.	N.A.	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	N.A.	N.A.	40	40	
Grasas y Aceites ⁽²⁾	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	25	
Materia Flotante ⁽³⁾	aus.	aus.	aus.	aus.	aus.	aus.	aus.	aus.	aus.	aus.	aus.	aus.	aus.	aus.	aus.	aus.	aus.	aus.	aus.	aus.	aus.	
Sólidos Sedimentables (mL/L)	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	N.A.	N.A.	1	2
Sólidos Suspendidos Totales	150	200	75	125	40	60	75	125	40	60	150	200	75	125	75	125	N.A.	N.A.	75	125	125	
Demanda Bioquímica de Oxígeno (5 días)	150	200	75	150	30	60	75	150	30	60	150	200	75	150	75	150	N.A.	N.A.	75	150	150	
Nitrógeno Total	40	60	40	60	15	25	40	60	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	
Fósforo Total	20	30	20	30	5	10	20	30	5	10	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	5	10	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	

P.M. - Promedio Mensual; P.D. - Promedio Diario; N.A. - No es aplicable; aus.- ausente.

(A), (B), (C): Tipo de Cuerpo Receptor según la Ley Federal de Derechos.

(1) Instantáneo; (2) Muestra Simple Promedio Ponderado; (3) Ausente según el Método de Prueba definido en la NMX-AA-006.

lizado durante este tiempo por los microorganismos al metabolizar nutrientes de dicha cantidad de muestra de agua residual. De este resultado se calcula la cantidad de oxígeno requerido para el tratamiento similar de un volumen real de agua residual en g/m³ o mg/litro. Se debe tener cautela tanto en el funcionamiento de la prueba como en la interpretación de sus resultados. Como la prueba DBO es esencialmente un sistema microbiano de crecimiento, la mezcla de microorganismos utilizados debe contenerlos tipos capaces de metabolizar las sustancias presentes en la muestra de agua residual. Además, las sustancias presentes en la prueba deben suministrar un razonable balance nutricional para los microorganismos.

Según McKinney (1962), «La prueba de la DBO fue propuesto por el hecho de que en Inglaterra ningún curso de agua demora más de cinco días en desaguar (desde nacimiento a desembocadura). Así la DBO es la demanda máxima de oxígeno que podrá ser necesario para un curso de agua inglés».

Las limitaciones de la prueba de DBO, especialmente, es el largo periodo que transcurre entre el momento en que se toma la muestra y se obtiene el resultado, y esto ha llevado a realizar pruebas químicas para evaluar la demanda de oxígeno. La oxidación de los contaminantes en la muestra se efectúa usando un agente químico oxidante, los de uso más común son el permanganato ácido de potasio, el dicromato ácido y el oxígeno a altas temperaturas.

Demanda química de oxígeno. Es el oxígeno tomado por una muestra de agua residual del dicromato de potasio después de o tres horas de reflujo o digestión con ácido sulfúrico concentrado. Casi todas las sustancias orgánicas se oxidan virtualmente en su totalidad por este procedimiento, con la excepción de ciertos compuestos aromá-

ticos, como la piridina, el benceno o el tolueno. El valor de DQO da por tanto, una idea del contenido orgánico total de una muestra de agua residual, sea o no biodegradable, de manera que la relación DBO/DQO constituye un indicador para la materia orgánica presente y que son biodegradable. En la Tabla 1.4, se presenta una comparación entre la DBO y la demanda química de oxígeno. La DQO puede separarse en soluble y total. La DQO soluble, representa la fracción biodegradable y se requiere un tratamiento previo de la muestra, la cual estrictamente debe incluir coagulación-floculación, aunque frecuentemente se utiliza la filtración.

Tabla 1.4 Comparación entre la DBO y la DQO

DBO	DQO
Tiempo prolongado de análisis	Análisis rápido
Baja reproducibilidad	Altamente reproducible
Es más común para el diseño aerobio	Es común en el diseño de sistemas anaerobios
No asegura nitrificación	No permite la oxidación del NH ₄ ⁺
Medición directa de la biodegradabilidad	Biodegradabilidad solo con gradientes de medición
No es posible el balance de electrones	El balance de electrones se basa en la medición

Carbono orgánico total. Esta prueba consiste en la inyección de micro litros de una muestra de agua residual en un tubo que contiene un catalizador y que se mantiene a 900 grados Celsius. El anhídrido carbónico producido por la oxidación de cualquier materia carbonácea presente, es detectado por un analizador infrarrojo. El carbono inorgánico, como los carbonatos, se puede eliminar antes de la oxidación o medirse para su discriminación. Se debe recordar que aunque el carbono orgánico es la principal fuente en la demanda de oxígeno, no es, de ninguna manera el único entre los compuestos orgánicos.

Amoniaco. El amoniaco, como iones amonio o como amoniaco libre, es el contaminante nitrogenado que se encuentra con mayor frecuencia, ya que además de ser un producto natural de descomposición, es un producto industrial clave. El amoniaco reduce la efectividad en la cloración, que se usa como etapa final del tratamiento para eliminar trazas de materia orgánica y microorganismos patógenos. Además ejerce una demanda muy alta de oxígeno, requiriendo más de 4.5 veces su propio peso de oxígeno para su completa oxidación.

Sólidos suspendidos totales. Abreviado SST, es la cantidad de sólidos que el agua conserva en suspensión después de 10 minutos de asentamiento. Se mide mg/Litro.

Sólidos disueltos totales. Por su siglas SDT, es la cantidad total de sólidos disueltos en el agua. Está relacionada con la conductividad eléctrica.

Sólidos sedimentables. Son aquellos sólidos que sedimentan cuando el agua se deja en reposo durante 1 hora. Se determinan volumétricamente mediante el uso del cono Imhoff.

1.3. MICROBIOLOGÍA Y PRINCIPIOS CINÉTICOS

Los organismos se pueden clasificar desde diversos puntos de vista. Para el tratamiento de las aguas residuales, la clasificación trófica es de gran importancia. Los microorganismos necesitan para su crecimiento: carbono, nutrientes, energía y capacidad reductora. Los microorganismos obtienen la energía y la capacidad reductora a partir de las reacciones de oxidación del sustrato. Así, cuanto mayor es la DQO del sustrato, mayor es la energía y el poder reductor (electrones) que es capaz de suministrar un sustrato.

Las reacciones de oxidación de sustrato por una parte suministran electrones a los “transportadores de electrones” transformando las formas oxidadas (NAD, nicotinamín-adenín-dinucleótido) en las correspondientes formas reducidas (NADH₂). Estas formas reducidas aportan electrones necesarios en el proceso de síntesis celular. Por otra parte, cuando los electrones suministrados en las reacciones de oxidación del sustrato pasan, a través de la cadena de transporte de electrones, al aceptor final de electrones, se genera una gran cantidad de energía en forma de ATP (adenosín-trifosfato) que es utilizada en las reacciones de biosíntesis.

En función de la fuente de carbono y del donador de electrones utilizados se clasifican en autótrofos y heterótrofos. Son autótrofos aquellos organismos capaces de sintetizar materia orgánica a partir de las sustancias minerales (fuente de carbono: CO₂ y utilizan como donador de electrones materia orgánica como NH₄⁺ y NO₂⁻). Los organismos heterótrofos son aquellos que precisan de la materia orgánica para su desarrollo y mantenimiento (fuente de carbono y donador de electrones: materia orgánica).

En la Tabla 1.5 se presenta la clasificación de los microorganismos y por ende de la condición de los reactores, en función del tipo de aceptor de electrones.

Tabla 1.5 Clasificación de los microorganismos según la condición

Condición	Donador de electrón	Aceptor final de e
Aerobia	Materia orgánica o inorgánica	O ₂
Anóxica	Materia inorgánica	NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻
Anaerobio	Materia orgánica o inorgánica	Materia orgánica, HCO ₃ ⁻ , SO ₄ ⁻²

Dado que la mayoría de los tratamientos biológicos se utilizan para la remoción de materia orgánica, es importante tener presente las reacciones bioquímicas que llevan a cabo las bacterias heterótrofas en condiciones aerobias y anóxicas. Las reacciones bioquímicas tienen características cinéticas definidas por unos parámetros que, en cada caso, se determinan en pruebas a escala piloto. No obstante, para un dimensionamiento previo, se pueden utilizar unos valores medios de los mismos, característicos de distintos tipos de agua residual.

En la Ilustración 1.1, se presentan los parámetros que se utilizan en el análisis cinético.

donde:

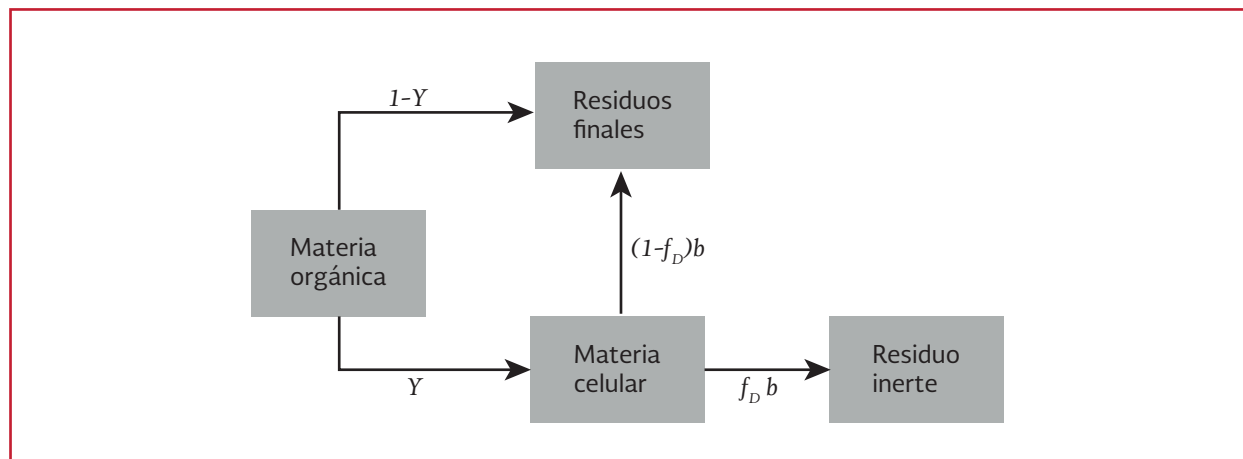
- Y = Coeficiente de producción de biomasa, relación entre la materia celular producida y la materia orgánica total que se degrada, gDQO/gDQO
- b = Coeficiente de desaparición de biomasa, fracción de la materia celular que por unidad de tiempo se consume en mantenimiento, predación y muerte (d^{-1})

f_D = Fracción de la materia celular que tras su muerte queda como residuo orgánico no biodegradable

La materia orgánica puede estar presente en forma disuelta y suspendida y se puede definir por la DBO o por la DQO, la utilización de la DQO facilita el planteamiento de los balances de materia en el sistema. Se distinguen dos fracciones, disuelta (S , g/m³) y la suspendida (X , g/m³). Dentro de la DQO soluble puede a su vez distinguirse en biodegradable (S_p) y no biodegradable o inerte (S_i). Análogamente, para la DQO suspendida, se diferencia entre la biodegradable (X_s) y la inerte (X_i). Generalmente se asume que S_f es rápidamente biodegradable por lo que no necesita sufrir un proceso de hidrólisis para poder ser asimilada por los microorganismos, proceso que sí necesita sufrir X_s .

Los sólidos suspendidos totales (X_T) están constituidos por la biomasa y la materia particulada. La biomasa está compuesta por la fracción activa y la fracción inerte, residuo orgánico procedente de la desaparición de biomasa. Por su parte la materia particulada incluye los sólidos no volátiles, la DQO suspendida no biodegradable y la

Ilustración 1.1 Representación esquemática del metabolismo bacteriano heterótrofo



DQO suspendida biodegradable procedentes del afluente y que se acumulan en el lodo.

La relación entre el valor de la concentración de materia celular expresada como DQO (X) y el valor de dicha concentración expresada como SSV puede obtenerse a partir de la ecuación siguiente:



Ecuación 1.1

Los pesos moleculares de los reactantes son 113 y 160 respectivamente y se obtiene:

$$\frac{X}{SSV_{microorg}} = \frac{160}{113} = 1.42 \frac{g DQO}{g SSV}$$

Ecuación 1.2

En resumen la definición de variables, siguiendo las recomendaciones de los grupos de trabajo de la International Water Association, es la siguiente:

Componentes del agua de entrada:

SS	=	Materia orgánica soluble biodegradable expresada como DQO, ML^{-3}
XS	=	Materia orgánica suspendida biodegradable expresada como DQO, ML^{-3}
ST	=	Materia orgánica biodegradable total = $S_s + X_s$, ML^{-3}
SI	=	Materia orgánica soluble no biodegradable expresada como DQO, ML^{-3}
XI	=	Materia orgánica suspendida no biodegradable expresada como DQO, ML^{-3}
S_{NH_4}	=	NTK soluble expresado como N, ML^{-3}

X_{NH_4}	=	NTK suspendido expresado como N, ML^{-3}
NH_T	=	NTK total = $S_{NH_4} + X_{NH_4}$ expresado como N, ML^{-3}
S_p	=	Fósforo soluble, expresado como P, ML^{-3}
X_p	=	Fósforo suspendido, expresado como P, ML^{-3}
P_T	=	Fósforo total = $S_p + X_p$, expresado como P, ML^{-3}
S_{NO}	=	Nitrato expresado como N, ML^{-3}
X_{SSV}	=	Sólidos suspendidos volátiles, ML^{-3}
X_{SSVNB}	=	Sólidos suspendidos volátiles no biodegradables, ML^{-3}
X_{SSNV}	=	Sólidos suspendidos no volátiles, ML^{-3}
X_{SST}	=	Sólidos suspendidos totales, ML^{-3}

Componentes generados por el proceso biológico:

X	=	Microorganismos activos expresados como DQO, ML^{-3}
X_H	=	Microorganismos heterótrofos expresados como DQO, ML^{-3}
X_A	=	Microorganismos autótrofos expresados como DQO, ML^{-3}
X_{HI}	=	Biomasa inerte procedentes de los microorganismos heterótrofos muertos expresados como DQO, ML^{-3}
X_{AI}	=	Biomasa inerte procedente de los microorganismos autótrofos muertos expresados como DQO, ML^{-3}

Las reacciones que fundamentalmente interesan en los procesos biológicos de remoción de materia orgánica son dos:

1. Crecimiento celular
2. Degradación de materia orgánica

Asimismo, en los procesos aerobios es preciso conocer las necesidades de oxígeno que obtienen directamente al realizar un balance de DQO al sistema. Los factores a tener en cuenta son aquellos que controlan el medio en que se da el fenómeno tales como la temperatura, el pH, la existencia de cantidad suficiente de nutrientes y la presencia de productos tóxicos que pudieran inhibir el proceso. El control de las condiciones ambientales aseguran que los microorganismos tengan el medio indicado donde poderse desarrollar.

A fin de asegurar el crecimiento de los microorganismos es necesario que permanezcan en el sistema el tiempo suficiente para que se produzcan. Este tiempo depende de la velocidad de crecimiento que a su vez está en relación directa con la velocidad de utilización del sustrato.

1.3.1. CINÉTICA DEL CRECIMIENTO BIOLÓGICO

Los microorganismos se multiplican por fisión binaria, por lo que su velocidad de crecimiento puede expresarse mediante una ecuación de primer orden con respecto a la concentración de biomasa activa:

$$r_x = \mu X \quad \text{Ecuación 1.3}$$

donde:

- | | | |
|-------|---|---|
| r_x | = | Velocidad de crecimiento de los microorganismos, $\text{ML}^{-3} \text{T}^{-1}$ |
| μ | = | Velocidad de crecimiento específico, T^{-1} |

- | | | |
|-----|---|---|
| X | = | Concentración de biomasa activa, ML^{-3} |
|-----|---|---|

Experimentalmente se ha encontrado que el efecto de un sustrato o nutriente limitante puede definirse adecuadamente mediante la siguiente expresión empírica, propuesta por Monod:

$$\mu = \mu_m \frac{S}{K_s + S} \quad \text{Ecuación 1.4}$$

donde:

- | | | |
|---------|---|--|
| μ_m | = | Velocidad máxima específica de crecimiento, T^{-1} |
| S | = | Concentración del sustrato limitante del crecimiento, ML^{-3} |
| K_s | = | Constante de semisaturación, concentración de sustrato tal que la velocidad de crecimiento es la mitad de la máxima, ML^{-3} . Cuanto más bajo es su valor, más bajo es la concentración de sustrato para la que μ , se aproxima a μ_m , es decir, mayor es la afinidad del microorganismo a ese sustrato |

Si se sustituye la Ecuación 1.4 en la Ecuación 1.3, la expresión resultante para la velocidad de crecimiento es la siguiente:

$$r_x = \frac{\mu_m X S}{K_s + S} \quad \text{Ecuación 1.5}$$

1.3.2. VELOCIDAD DE UTILIZACIÓN DE SUSTRATO

La velocidad de utilización de sustrato durante la fase de crecimiento logarítmico en la que puede considerarse despreciable el término des-

aparición, viene relacionado con la velocidad del crecimiento de los microorganismos mediante la expresión:

$$r_s = -\frac{1}{Y} r_x \quad \text{Ecuación 1.6}$$

donde:

- r_s = Velocidad de utilización del sustrato, $\text{ML}^{-3} \text{T}^{-1}$
- Y = Coeficiente de producción máxima, definido como la relación entre la masa de células producida y la masa de sustrato consumido

Sustituyendo la Ecuación 1.5 en Ecuación 1.6, se obtiene:

$$r_s = \frac{-\mu_m X S}{Y(K_s + S)} \quad \text{Ecuación 1.7}$$

La Ecuación 1.7, es conocida como la expresión de Lawrence y McCarty. Esta expresión se reduce a un modelo de primer orden al aplicarse a concentraciones bajas de sustrato, dando lugar a un modelo de orden cero, al aplicarla a la región de concentraciones elevadas de sustrato. Por tanto, se refiere a un volumen elemental, por lo que se ha integrado en todo el volumen de reacción.

Los parámetros de tratamiento que se han indicado hasta aquí pueden tener unos valores distintos que dependen de la temperatura, pH, tipo de residuos, edad de lodo, etcétera. También se indicó que para su aplicación concreta los valores a utilizar deben de determinarse en laboratorio o planta piloto.

En los casos en que se pretende un dimensionamiento previo de la planta, y tratándose de aguas residuales típicas, la Tabla 1.6 presenta los valores que se puede aplicar.

Tabla 1.6 Valores medios de los parámetros para bacterias heterótrofas

	$Y^{(a)}$	$b^{(b)}$	$\mu_m^{(b)}$	$K_s^{(c)}$	f
1.- Tratamientos aerobios					
Doméstica	0.6	0.20	4	10	0.2
Refinerías	0.5	0.30	2	-	0.2
Químicas y petroquímicas	0.5	0.25	2	-	0.2
Cervecerías	0.56	0.30	4	-	0.2
Pulpa de papel	0.5	0.25	1.2	-	0.2
2.- Tratamiento anaerobio					
Lodos domésticos	0.06	0.10			
Ácidos grasos	0.05	0.12			
Hidratos de carbono	0.024	0.10			
Proteínas	0.075	0.05			

$\text{gDQO}_{\text{cel.}} / \text{gDQO}_{\text{removida}},^{(b)} \text{días}^{-1}, ^{(c)} \text{gDQOm}^{-3}$

1.3.3. EFECTO DE LA TEMPERATURA

La velocidad de las reacciones biológicas depende de manera importante de la temperatura, este factor es por lo tanto de mucha importancia para valorar la eficacia de un tratamiento biológico. La temperatura no sólo influye en el metabolismo de las células sino también en otros factores tales como en la velocidad de transferencia de gases, características de sedimentación.

El efecto de la temperatura sobre los parámetros cinéticos de un proceso biológico se puede expresar por una ecuación de la forma:

$$K_T = K_{20} \eta^{T-20} \quad \text{Ecuación 1.8}$$

donde:

K_T y K_{20}	=	Valor del parámetro a las temperaturas T y 20 °C respectivamente
η	=	Coefficiente que depende del proceso
T	=	Temperatura en °C

La fórmula anterior es una expresión variante de la de Vant Hoff-Arrhenius y puede aplicarse a todos los procesos biológicos. El valor típico de η es de 1.072, para las aguas residuales municipales.

1.4. ANÁLISIS DEL PROCESO

La prevención de la contaminación del agua y del suelo sólo es posible si se definen técnicas apropiadas de tratamiento y disposición de las aguas residuales. Sin embargo, ningún programa de control es exitoso si no se cuenta con los recursos financieros para su implantación, operación y mantenimiento permanente.

De acuerdo con diferentes estudios y caracterizaciones, se ha afirmado que la cantidad total de excrementos humanos húmedos es aproximadamente de 80 a 270 gramos por persona por día, la cantidad de orina es de 1 a 1.3 kg por persona por día y que un 20 por ciento de la materia fecal y un 2.5 por ciento de la orina se compone de material orgánico putrescible, con olor, ofensivo y su disposición sin control representa un riesgo para la salud. La descarga de aguas residuales crudas a cuerpo de agua en exceso de su capacidad de asimilación de contaminantes, resulta en una disminución en su calidad y aptitud para usos benéficos por parte del hombre.

El tratamiento de las aguas residuales es realizado con el propósito de evitar la contaminación física, química, bioquímica, biológica y radioactiva de los cursos y cuerpos de agua receptores. De un modo general, el tratamiento persigue evitar:

- Contaminación a las fuentes de abastecimientos públicos, privados e industriales
- Contaminación a las aguas destinadas a la recreación y el esparcimiento
- Contaminación a las actividades piscícolas
- Perjuicios a la agricultura y depreciación del valor de la tierra
- Impacto al entorno ecológico

El tratamiento de las aguas residuales ha sido una consecuencia del desarrollo de la civilización y se caracteriza por el aumento de la densidad demográfica y expansión industrial. Las razones que justifican el tratamiento de las aguas residuales pueden ser resumidas en cuatro puntos:

- Razones de salud pública
- Razones legales
- Razones económicas

En la concepción clásica del problema de la contaminación del agua, los ríos se consideran los receptores naturales de las aguas residuales, con su correspondiente carga de contaminantes y nutrientes. La carga, o concentración de contaminantes y nutrientes, constituye el objeto de la regulación por parte de leyes, decretos y normas para el establecimiento de la calidad apropiada del agua, de acuerdo con los diferentes usos aplicables a ella.

En la formulación, planeación y diseño de un sistema de tratamiento se consideran objetivos diferentes, teniendo en cuenta la disponibilidad de recursos económicos y técnicos, así como los criterios establecidos para descarga de efluentes o eficiencias mínimas y eventualmente, motivaciones ecológicas.

En un desarrollo gradual de sistemas de tratamiento se consideran, como objetivos principales del tratamiento de aguas residuales:

- Remoción de materia orgánica
- Remoción de sólidos suspendidos
- Remoción de patógenos

Así mismo, niveles más estrictos de tratamientos consideran

- Remoción de nitrógeno y fósforo
- Remoción de sustancias orgánicas re-

fractarias como los detergentes, fenoles y pesticidas

- Remoción de trazas de metales pesados
- Remoción de sustancias inorgánicas disueltas

Si un fluido contiene un componente no distribuido homogéneamente, es decir, existe un gradiente de concentración, actúan fuerzas naturales para la transferencia de masa y la reducción de las diferencias de concentración. La difusión, transporte o distribución de un componente en un medio; la adsorción de sustancias sobre los poros del carbón activado y del oxígeno de las burbujas en un tanque de aireación; la remoción del agua de los lodos químicos biológicos, y el arrastre de gases disueltos, son ejemplos típicos de procesos de transporte efectuados por gradientes de concentración.

El tiempo requerido para que una sustancia se distribuya homogéneamente en un sistema de tratamiento es variable. Si el sistema es mezclado, las características del flujo hacen que los gradientes de concentración disminuyan rápidamente; por el contrario, en un sistema en reposo, el mecanismo de transporte o transferencia de masa es el movimiento molecular aleatorio de las moléculas. Estos dos métodos de transporte se conocen como transporte convectivo de masa y transporte molecular o difusivo de masa, respectivamente.

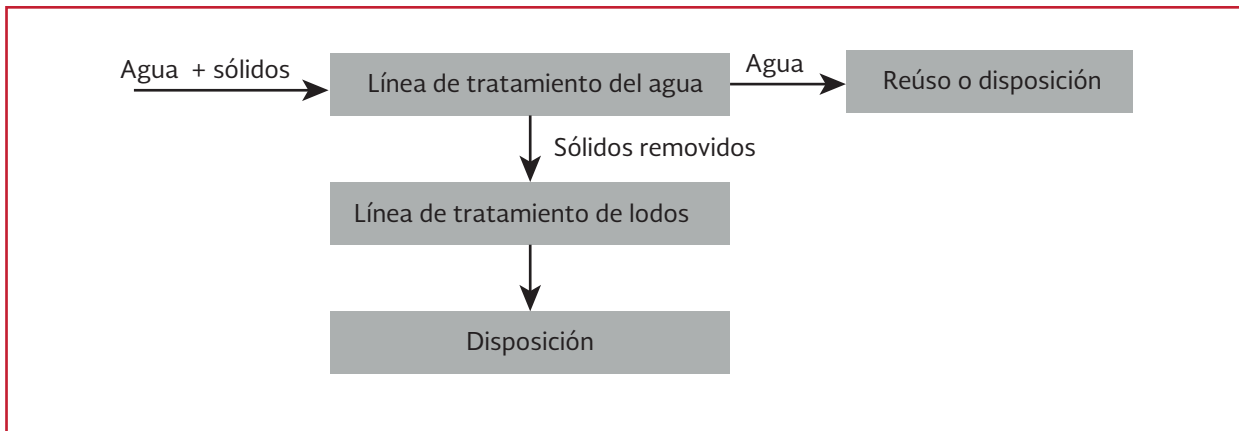
El tratamiento de aguas se hace en tanques de diferentes tipos y formas, en condiciones de control diversas. Las transformaciones biológi-

cas y químicas, que ocurren en dichos reactores, por lo general se concretan en la formación de un flóculo biológico o flóculo químico, que se separa del medio líquido generalmente en un sedimentador. El éxito del sistema de tratamiento depende de la capacidad del flóculo para la captura y reducción de los sólidos del agua, así como de la eficiencia del sedimentador para su remoción. Por otro lado, e incluso

para fines de evaluación, es importante señalar las líneas que podrían intervenir en el proceso de tratamiento (Ilustración 1.2):

- Línea de agua
- Línea de lodos
- Línea de aire
- Línea de químicos
- Control y automatización

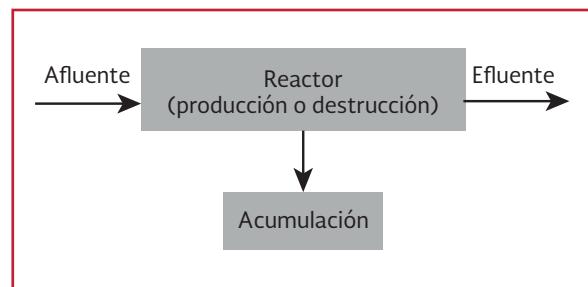
Ilustración 1.2 Representación esquemática del tratamiento de aguas



Dentro de un reactor, tanque o sección de un río o un lago, una sustancia reacciona de diferentes maneras, el fenómeno se muestra en la Ilustración 1.3, la sustancia es transportada al reactor a través del afluente y ya extraída, se obtiene un efluente con cierta calidad. El transporte por convección o advección propaga la sustancia por el movimiento del flujo; la dispersión disemina la sustancia en el reactor mediante el movimiento aleatorio de las moléculas y es función de la turbulencia. La sustancia reacciona física, química o biológicamente dentro del reactor, para que se obtenga una producción o destrucción de la misma. Durante el tiempo para el cual la sustancia reside en el reactor, su mecanismo de reacción produce una alteración en su con-

centración, la cual se visualiza por el balance general de masa de la (Ecuación 1.9).

Ilustración 1.3 Descripción del proceso de un reactor



$$acumulción = afluente - efluente + generación$$

Ecuación 1.9

El término: *afluente* – *efluente*; representa el transporte neto de sustancia al reactor, el término generación se refiere a la producción o destrucción neta debida a la reacción o proceso dentro del reactor y el término acumulación representa el residuo.

Los reactores usados en el tratamiento de aguas, de acuerdo con su conformación física, equipo, mecanismos de operación, régimen de flujo y características hidráulicas, actúan de manera diferente y constituyen un elemento esencial en el cumplimiento de las metas del proceso de tratamiento.

La complejidad del sistema de tratamiento es función de los objetivos propuestos. Teniendo en cuenta el gran número de operaciones y procesos unitarios disponibles para tratamiento de aguas, hasta a finales del siglo pasado era común hablar de pretratamiento, tratamiento primario, tratamiento secundario y tratamiento terciario de aguas residuales, como una manera de clasificar, siguiendo el orden de aparición, a las unidades de las plantas de tratamiento (Tabla 1.7), y aunque por convencionalismos y lenguaje operativo aún se sigue utilizando, en los textos y publicaciones de los últimos años se ha optado

por diferencias las unidades que incluyen una reacción, ya sea de tipo biológica o química, de aquellas que solo implican un efecto físico.

1.5. CRITERIOS PARA EL ANÁLISIS Y SELECCIÓN DE ALTERNATIVAS

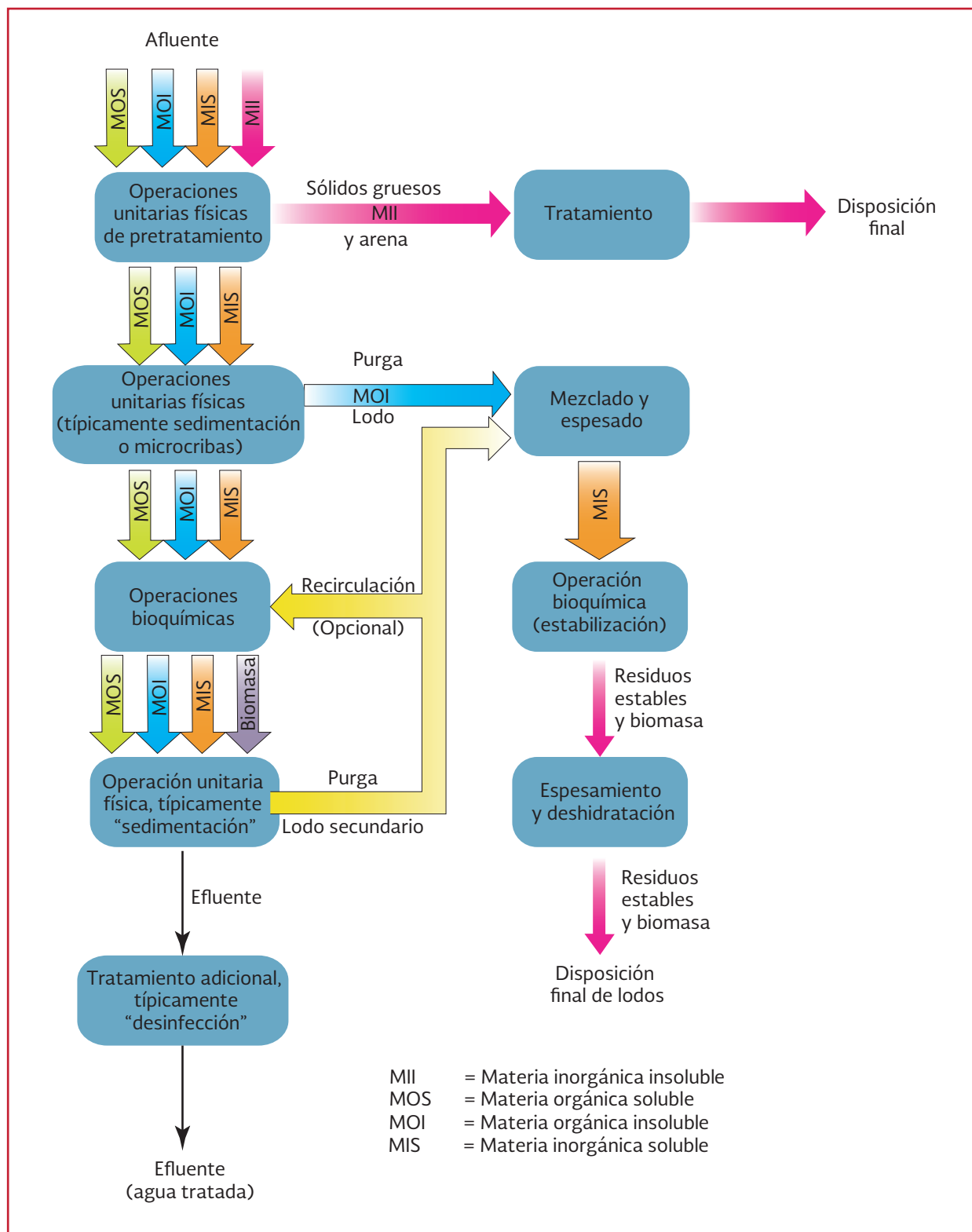
El diseño de la planta de tratamiento de aguas residuales es uno de los aspectos más desafiantes de la ingeniería. Los conocimientos técnicos y experiencias prácticas son necesarios en la selección y análisis de los procesos de tratamiento. Los principales elementos que intervienen en la selección de los procesos de tratamiento son:

- Caudal y calidad del agua residual cruda
- Requerimientos de la calidad del agua residual tratada
- Requerimientos de energía
- Disponibilidad de terreno
- Evaluación de costos
 - o Inversión
 - o Operación y mantenimiento
- Impacto ambiental
- Producción de lodos residuales
- En caso que aplique
 - o calidad del agua subterránea

Tabla 1.7 Clasificación de los procesos de tratamiento de aguas residuales

Clasificación	Remueve	Proceso
Tratamiento primario	Arenas Partículas gruesas Sólidos suspendidos	Rejillas desarenadores sedimentación
Tratamiento secundario	Materia orgánica disuelta	Tratamiento biológico (ej. lodos activados)
Tratamiento terciario	Nitrógeno Fósforo Materia coloidal	Desnitrificación-nitrificación Remoción de fósforo Coagulación-floculación
Tratamiento avanzado	Patógenos Microcontaminantes	Desinfección Oxidación forzada

Ilustración 1.4 Clasificación de los procesos de tratamiento de aguas residuales



- o demanda del caudal de agua residual tratada para su reúso
- o compatibilidad con las instalaciones existentes

La mejor alternativa de tratamiento se selecciona con base en el estudio individual de cada caso, para el análisis, se debe contar al menos, con el dimensionamiento básico de cada alternativa de tratamiento que permita obtener los requerimientos de área, demanda de energía, así como el costo de operación y mantenimiento por metro cúbico

de agua tratada. Esta evaluación es necesaria llevarla a cabo bajo las mismas condiciones de caudal y calidad, de entrada y salida.

La determinación de los requerimientos de calidad para el agua residual tratada es función de la NOM-001-SEMARNAT-1996, de acuerdo con al tipo del cuerpo receptor (A, B, C), que se establece en la Ley Federal de Derechos, a menos que se considere el reúso, para lo cual se tendrá que acudir a la norma correspondiente.



2

OPERACIONES Y PROCESOS UNITARIOS DE TRATAMIENTO

2.1. INTRODUCCIÓN

El propósito del pretratamiento es remover, reducir o modificar constituyentes del agua residual que puedan causar problemas operacionales o incrementar el mantenimiento de los equipos electromecánicos, por tal motivo es práctica común y recomendada que se encuentren previos a los equipos de bombeo. Los constituyentes a remover en esta etapa consisten en sólidos gruesos, materiales inertes abrasivos, sólidos flotantes o grasas.

2.2. CRIBADO POR MEDIO DE REJILLAS

La operación de cribado se emplea para remover el material grueso, generalmente flotante, contenido en algunas aguas residuales crudas, que puede obstruir o dañar bombas, tuberías y equipos de las plantas de tratamiento o interferir con la buena operación de los procesos de tratamiento. El cribado puede ser fino, por medio de mallas de alambre grueso o por medio de rejillas.

2.2.1. CARACTERÍSTICAS DE LAS UNIDADES

Las rejillas consisten en barras metálicas, verticales o inclinadas, espaciadas de 16 a 76

mm y colocadas en los canales de acceso a las plantas, antes de las estaciones de bombeo. Los sistemas de limpieza de las rejillas pueden ser manuales o automáticos. Las barras pueden ser rectangulares o cuadradas con uno o ambos extremos redondeados. En la Tabla 2.1 se indican las características más comunes de rejillas.

2.2.2. CRITERIOS DE DISEÑO

Los sistemas de cribado son diseñados en función de los gastos pico de la planta. El número de barras en el canal se define en función del espaciamiento entre ellas y su ancho. El espaciamiento entre barras, como se mencionó en la tabla anterior, varía entre 2.5 y 5.1 cm para rejillas de limpieza manual, y 1.6 a 7.6 cm para rejillas de limpieza automática. En aguas residuales municipales se recomienda una separación de 2.5 cm y un ancho de barras de 0.8 centímetros.

La pérdida de carga (en cm), en rejillas limpias, puede ser estimada con la siguiente ecuación:

$$h = \beta (W/b)^{4/3} \left[\frac{v^2 \sin^2 \phi}{2g} \right] \quad \text{Ecuación 2.1}$$

donde:

W	=	Ancho máximo de las barras (cm)
b	=	Claro libre mínimo entre barras (cm)
v	=	Velocidad de llegada del agua (cm/s)
ϕ	=	Angulo, respecto a la horizontal, de las barras
g	=	Aceleración de la gravedad (cm/s ²)
β	=	Factor de forma de las barras que puede valer: 1.83 para barras circulares al frente y rectangulares atrás 1.79 para barras circulares 1.67 para barras rectangulares con frente y parte posterior cir- cular 0.76 para barras rectangulares con frente circular y combada en su parte posterior para terminar en forma de gota

En la Tabla 2.1 son las señaladas las caracterís-
ticas de un sistema de cribado de rejillas.

2.2.3. OTRAS CARACTERÍSTICAS

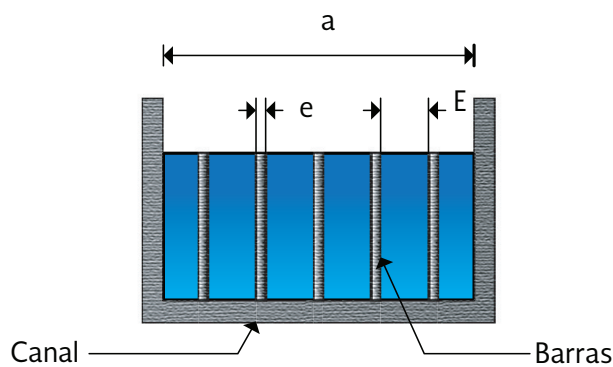
- Impacto ambiental: pueden producirse olores desagradables si los residuos no son prontamente eliminados
- Requerimientos de energía: sólo en los sistemas mecanizados; requerimientos mínimos de energía
- Confiabilidad: procesos altamente con- fiables, poco expuestos a fallas de opera- ción

2.3. DESARENADO

La desarenación es una operación unitaria que se emplea para remover gravillas, arenas, cenizas y otros materiales inorgánicos presentes en las aguas residuales municipales, que pueden causar abrasión o desgaste excesivo en los equipos mecánicos de una planta de tratamiento. La desarenación se ubica generalmente después del cribado y antes de la sedimentación primaria.

Con esta operación se busca remover el 100 por ciento de las partículas inorgánicas (densidad = 2.65 g/cm³) de un tamaño igual o mayor a

Ilustración 2.1 Espaciamiento de rejillas en canales



$$N=1-n$$

$$n=(a-e)(E+e)$$

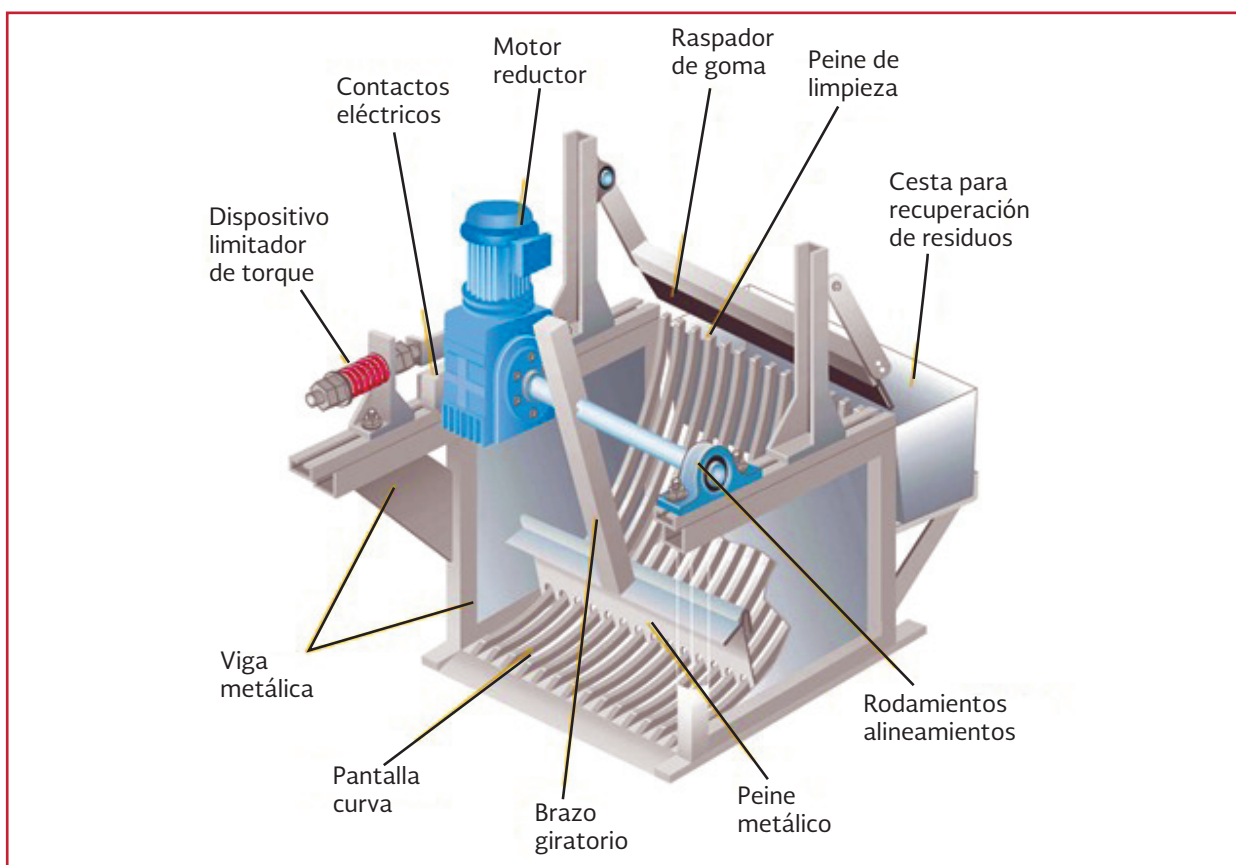
Dónde:

N =número de barras
 n =número de espacios entre las barras
 a =ancho del canal
 E =espacio entre las barras
 e =espesor de barra

Tabla 2.1 Características de las rejillas

Concepto	Tipo de Rejilla	
	Limpieza Manual	Limpieza Mecánica
Espesor de las barras (cm)	0.6 a 1.6	0.6 a 1.6
Espaciamiento entre barras (cm)	2.5 a 5.1	1.6 a 7.6
Pendiente con la horizontal (°)	30 a 60	0 a 30
Velocidad de llegada del agua (cm / s)	30 a 60	60 a 90
Pérdida permisible de carga en las rejillas (cm)	15	15
Profundidad útil del canal (cm)	30	30

Ilustración 2.2 Sistema de cribado de barras con limpieza mecánica



0.21 mm (malla #65), y dejar en suspensión el material orgánico. Para lograr esta remoción es necesario conservar la velocidad del agua, entre 25 y 38 cm/segundo. La sedimentación gravitacional de las partículas es del tipo discreto (cada partícula se sedimenta indepen-

dientemente, sin presentarse fenómenos de floculación de partículas). La remoción de partículas de tamaño inferior al tamaño de diseño es directamente proporcional a la relación de su velocidad de sedimentación con la velocidad de sedimentación de diseño.

2.3.3.1. Características de las unidades de desarenación

Las cámaras de desarenación pueden ser de flujo horizontal con deposición simple por gravedad de las partículas en el fondo del canal, o pueden ser aireadas con flujo en espiral. En ambos casos se recomienda el empleo de rastras mecánicas para la concentración de las arenas sedimentadas. Los desarenadores aireados producen un sedimento más limpio y fácil de manejar que los desarenadores de flujo horizontal. Otra ventaja de los desarenadores aireados es que, regulando la dosis de aire alimentado, se pueden ajustar las condiciones de operación de la unidad, en función de la proporción de sólidos inorgánicos y orgánicos que contenga el agua residual.

2.3.3.2. Criterios de diseño

El criterio básico de diseño en los desarenadores de flujo horizontal es la velocidad de sedimentación de las partículas y sus requerimientos de área por unidad de gasto, como se muestra en la Tabla 2.2 para partículas con una densidad de 2.65 g/cm³.

En los desarenadores de flujo horizontal es necesario mantener una velocidad horizontal constante. Para conservar esta velocidad con gastos

variables se recomienda el uso de vertedores proporcionales en la descarga. La cresta del vertedor deberá estar de 10 a 30 cm por encima del fondo del canal para evitar el arrastre de sólidos.

En la Ilustración 2.3 se indican la geometría, dimensiones y características de los vertedores proporcionales.

Los criterios de diseño para los desarenadores aireados son los siguientes:

- a) Suministro de aire: 280 L/m de canal
- b) Localización de difusores de aire en un lado del canal a 75 cm del fondo
- c) Velocidad superficial: 45 a 60 cm/s
- d) Velocidad en el fondo: 30 a 45 cm/s
- e) Tiempo de retención hidráulica: 2 a 3 minutos
- d) Remoción de arenas: bandas transportadoras o bombas de aire
- e) Profundidad útil recomendada: 1.2 m

Ecuaciones:

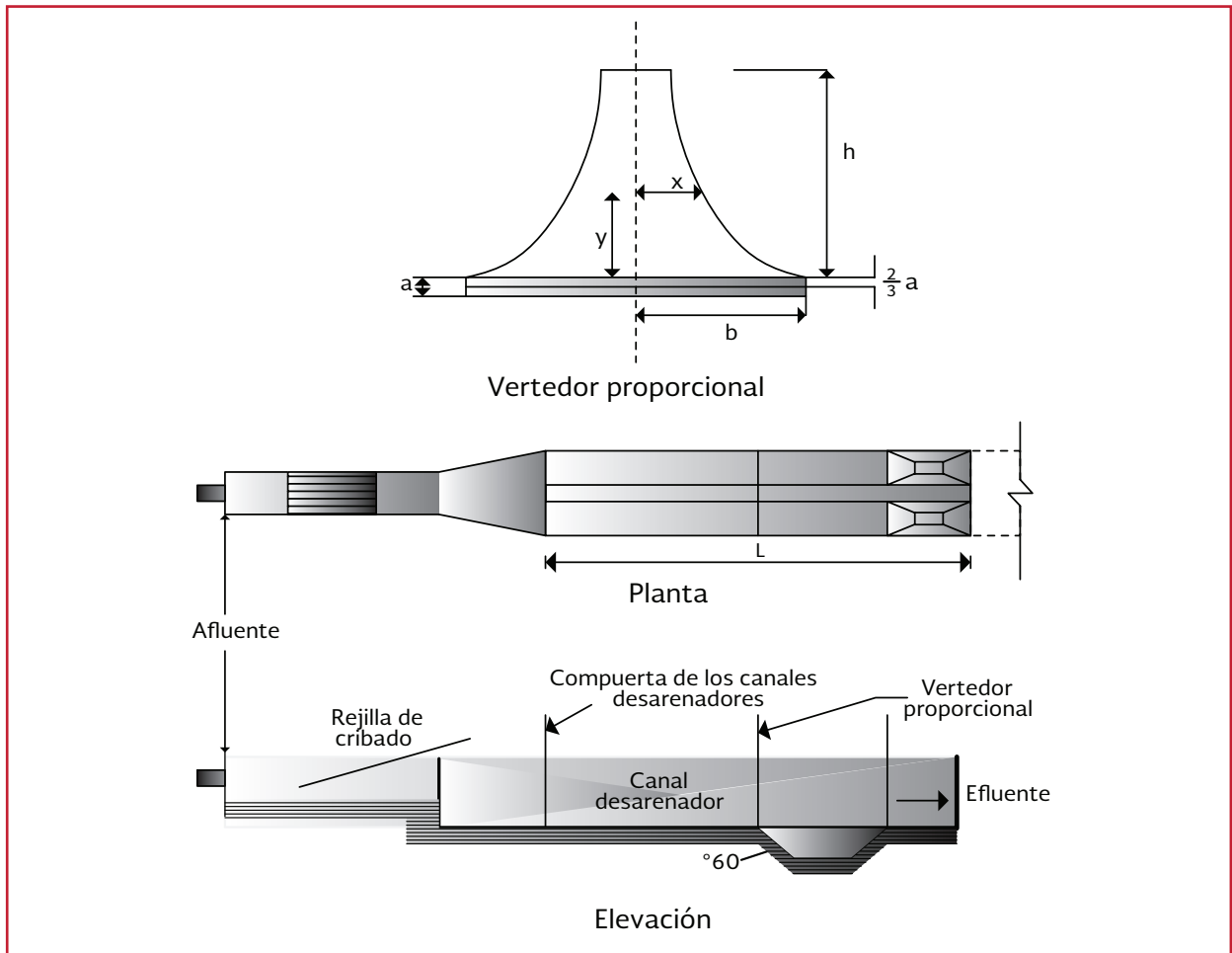
$$x = b \left[1 - 28 \arctan \left(\frac{y}{a} \right)^{0.5/11} \right]$$

$$Q = b(2ag)^{0.5} (h + 2a/3)$$

Tabla 2.2 Criterios básicos de diseño

Tamaño de partícula		Velocidad de sedimentación		Área requerida
Núm. de malla	Tamaño (mm)	cm / s	(L/s)/m ²	m ² /(L/s)
18	0.833	7.47	74.7	0.013
20	0.595	5.34	53.4	0.019
35	0.417	3.76	37.6	0.027
48	0.295	2.64	26.4	0.038
65	0.208	1.88	18.8	0.053
100	0.147	1.32	13.2	0.076
150	0.105	0.92	9.2	0.109

Ilustración 2.3 Características geométricas y gasto a través de un vertedor proporcional



2.3.3.3. Generación de residuos

El volumen de arenas removido para aguas domésticas varía de 7.5 a 90 litros por cada 1 000 metros cúbicos de agua.

2.3.3.4. Otras características

- Impacto ambiental: pueden producirse olores desagradables si las arenas no son prontamente removidas
- Requerimientos de energía: mínimos
- Confiabilidad: procesos confiables poco expuestos a fallas de operación
- Requerimientos de mano de obra calificada: mínimos

2.4. REGULACIÓN DE CAUDAL

La regulación de caudal u homogeneización, consiste en el amortiguamiento de las variaciones de caudal para la obtención de un caudal aproximadamente constante. Tiene los siguientes propósitos:

- Reducción o eliminación de problemas operacionales causados por las variaciones de caudal
- El control adecuado del pH, minimizando los requerimientos posteriores de dosificación en procesos de neutralización

Tabla 2.3 Dimensiones para diseño de un desarenador

a (cm)= 3		3		3		3		3	
b (cm)= 10		20		40		60		80	
y	x	y	x	y	x	y	x	y	x
(cm)	(cm)	(cm)	(cm)	(cm)	(cm)	(cm)	(cm)	(cm)	(cm)
1	8	1	15.9	1	31.8	1	47.7	2	50.1
2	6.3	2	12.5	2	25	2	37.5	4	32.8
4	4.1	4	8.2	4	16.4	4	24.6	8	18.3
6	3	6	5.9	6	11.8	8	13.7	15	10.1
8	2.3	8	4.6	8	9.1	10	11.1	20	7.6
10	1.9	10	3.7	10	7.4	20	5.7	40	3.8
12	1.6	15	2.5	20	3.8	40	2.9	60	2.5
14	1.3	20	1.9	30	2.5	60	1.9	80	1.9
16	1.2	25	1.5	40	1.9	80	1.4	100	1.5
18	1.1	30	1.3	60	1.3	100	1.1	120	1.3
20	0.9	40	1	80	1	120	1	160	1
1	2	1	5	1	9	1	14	2	25
2	3	2	6	2	12	2	18	4	37
4	5	4	9	4	18	4	28	8	61
6	6	6	12	6	25	8	46	15	104
8	8	8	15	8	31	10	55	20	135
10	9	10	18	10	37	20	101	40	258
12	11	15	26	20	68	40	193	60	381
14	12	20	34	30	98	60	285	80	503
16	14	25	41	40	129	80	377	100	626
18	15	30	49	60	190	100	470	120	749
20	17	40	64	80	252	120	562	160	994

- Mejoramiento de la eficiencia de los procesos de tratamiento biológico mediante el control las cargas orgánicas pico
- Descarga de caudales muy variables al alcantarillado municipal
- La generación de un flujo continuo en plantas de residuos industriales con operación de procesos intermitentes

La homogeneización tiene las siguientes ventajas:

- Mejoramiento de la tratabilidad del agua residual
- Amortiguamiento de cargas pico sobre el tratamiento biológico
- Dilución de sustancias inhibidoras
- Estabilización de pH

- Mejoramiento de la eficiencia y calidad del efluente
- Uniformización de la carga de sólidos sobre el sedimentador secundario y mejoramiento del espesamiento de lodos
- Reducción de los requerimientos de área y las cargas para tratamiento posterior
- Mejoramiento de la confiabilidad y rendimiento del proceso cuando existe dosificación de los reactivos

Los criterios de localización del igualamiento son los siguientes:

- Preferentemente localizado en el terreno de la planta de tratamiento
- La ubicación óptima depende del tipo de alcantarillado, de las características del

agua residual, de las condiciones físicas del sistema de conducción y del tipo de tratamiento

- En algunos casos es más adecuado colocarlo antes del tratamiento biológico
- Si se coloca después del pretratamiento, requiere mezcla para la prevención de la sedimentación de sólidos y suministro de aireación, lo que evita malos olores

Los tanques de regulación requieren generalmente mezcla, lo que asegura un igualamiento adecuado y la prevención de asentamientos de sólidos sedimentables en el tanque. La aireación sirve para la oxidación de compuestos reducidos, reducción de DBO y control de olores; para equipos superficiales de aireación se recomienda un nivel de potencia de 4 a 8 W/m³, para equipos de aire difuso, una tasa de 10 a 15 litros de aire por metro cúbico por minuto.

El tanque de igualamiento es de profundidad variable, lo que provee un caudal constante y un efluente igual al afluente, así como con la misma acidez, alcalinidad y pH para la optimización del tratamiento químico o biológico posterior. Se presenta en la Ilustración 2.4 e Ilustración 2.5 un ejemplo de diagrama de flujo de una planta de tratamiento con igualamiento.

2.5. SEDIMENTACIÓN

2.5.1. INFILTRACIÓN RÁPIDA

En el proceso de infiltración rápida el agua residual se aplica directamente sobre terrenos permeables y profundos, generalmente arenosos o areno-limosos. Lo más común es la aplicación del agua en estanques de infiltración; en algunos casos se ha aplicado por medio de asper-

Ilustración 2.4 Diagrama de flujo de una PTAR con igualamiento en línea

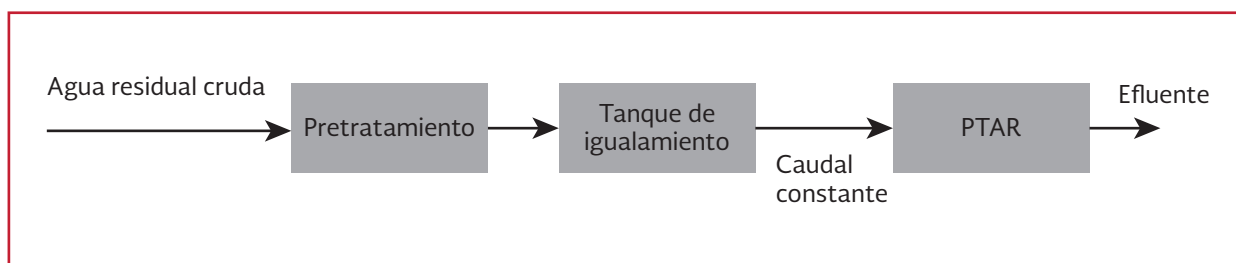
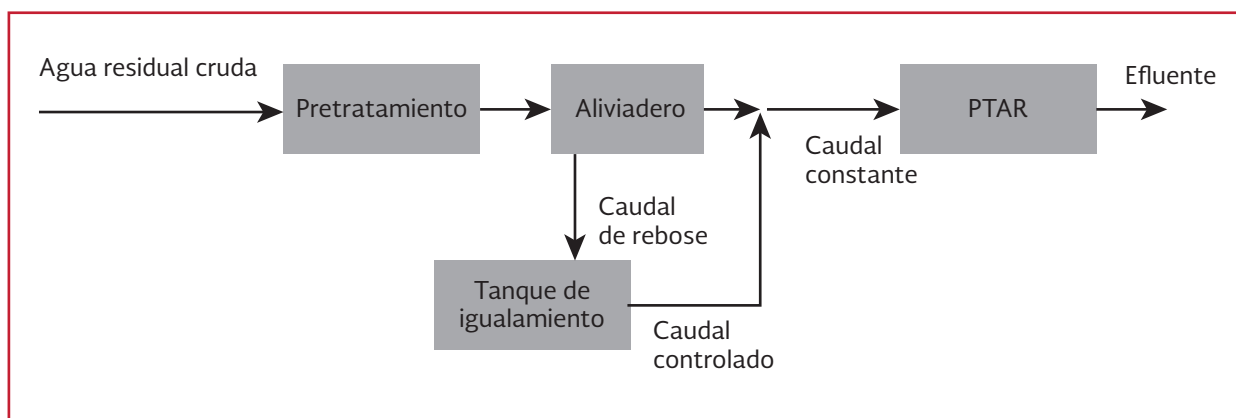


Ilustración 2.5 Diagrama de flujo de una PTAR con igualamiento en paralelo



sores. En su flujo a través del medio, los contaminantes presentes en el agua son adsorbidos o degradados biológicamente. El agua tratada se recoge por medio de drenes subterráneos conectados a un múltiple cerrado o a canales a cielo abierto. El proceso de infiltración rápida también se emplea sin sistemas de drenado subterráneo, en cuyo caso el agua tratada se infiltra al acuífero. El agua es aplicada a los estanques en forma intermitente. El periodo de aplicación depende de las características del suelo y de la tasa de aplicación, y puede variar de pocas horas a varias semanas. En los periodos en que no se aplica el agua, se deja drenar el suelo para permitir la entrada de aire al medio. En la Ilustración 2.6 se muestra el régimen hidráulico de funcionamiento de un estanque de infiltración.

El procedimiento más común para la construcción de estanques consiste en la remoción de la capa de material orgánico, presente generalmente en la superficie de los suelos, y la formación con este mismo material de bordos poco profundos para la construcción de los estanques. Los sistemas de drenaje se pueden construir con tuberías de concreto o de arcilla sin juntar. La capacidad de infiltración del suelo puede verse eventualmente reducida por obstaculización de las capas superiores, en cuyo caso se recomienda arar el suelo y voltear la tierra. Para reducir el taponamiento de los suelos es indispensable el pretratamiento de las aguas residuales, que generalmente

se reduce a cribado y desarenación. Sin embargo pueden presentarse casos donde sea aconsejable incluir un tratamiento previo de sedimentación e inclusive tratamiento secundario, en función de la disponibilidad y características del suelo.

2.5.1.1. Aplicaciones del proceso

Con un mayor o menor grado de tecnificación, el proceso de aplicación de aguas residuales al suelo se ha utilizado ampliamente en muchas regiones del mundo, desde hace más de cien años.

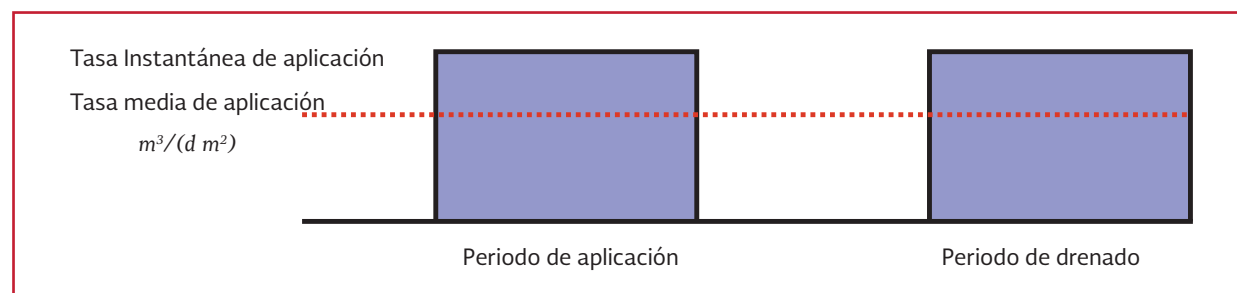
Cuando los terrenos disponibles tienen la extensión y características convenientes, la infiltración rápida de aguas residuales sobre el suelo es uno de los procesos más económicos, confiables y eficientes para tratar las aguas residuales.

El efluente producido, generalmente de excelente calidad, puede ser reutilizado en múltiples casos, incluyendo los agrícolas, industriales, municipales y en recarga de acuíferos.

2.5.1.2. Remoción esperada del proceso

El efluente de un buen sistema de infiltración rápida puede llegar a tener una calidad comparable a la de una fuente de agua potable. Los porcentajes típicos de remoción de contaminantes son los siguientes:

Ilustración 2.6 Régimen de funcionamiento hidráulico



- DBO y sólidos suspendidos totales: 95 a 99 por ciento
- Nitrógeno total Kjeldhal: 25 a 90 por ciento (convertido biológicamente a nitratos y nitritos)
- Fósforo total: 0 a 90 por ciento (dependiendo de la capacidad adsorbtiva del suelo)
- Coliformes fecales: 99.9 a más de 99.99 por ciento

2.5.1.3. Criterios de diseño

Carga hidráulica media: 0.02 a 0.30 m³/(d m²), dependiendo de las características del suelo, equivalentes a requerimientos de terreno de 288 a 4 320 m² por cada L/s de gasto medio.

Carga orgánica: 2.2 a 11.2 g DBO/(d m²); para aguas residuales de origen municipal. Esta limitación de carga orgánica reduce en la práctica el ámbito de aplicación de car-

ga hidráulica a un rango de 0.02 a 0.08 m³/(d m²), equivalentes a requerimientos de área de 1 080 a 4 320 m² por cada L/s de gasto medio. En el caso de efluentes secundarios, la restricción de carga orgánica resulta en requerimientos de terreno de 200 a 400 m² por cada L/s de gasto medio.

- Periodos de aplicación de agua: 9 horas a 2 semanas.
- Periodos de drenado: 15 horas a dos semanas.
- Número mínimo de estanques de infiltración: 2
- Altura de bordos: 1.2 m
- Profundidad de drenes subterráneos: 1.8 m o más

En la Tabla 2.4 se resumen las principales características de este proceso y la calidad esperada del efluente.

Tabla 2.4 Características del proceso y calidad del efluente

Forma de disposición del agua	Superficial por anegamiento del suelo	Unidades
Tasa anual de aplicación	6 a 171	m/año
Requerimientos de área	185 a 5 174	m ² por L/s
Tasa semanal de aplicación	10 a 305	cm/semana
Pretratamientos mínimos recomendados	Sedimentación primaria	
Destino final del agua tratada	Recuperación con drenes o percolación al acuífero	
Necesidades de cubierta vegetal	Opcional	
Pendiente del suelo	No crítica, pendientes muy grandes requieren más movimiento de tierras para construcción de bordos.	
Permeabilidad del suelo	Alta (arenas o limos arenosos)	
Profundidad del manto freático	Mínima: 3m, menores profundidades son aceptables si se cuenta con drenes subterráneos	
Calidad del efluente:	Percolación de efluente primario o secundario a través de 4.5 m de suelo.	
DBO	Promedio:2 Máxima: 5	mg/L
LSST	Promedio:2 Máxima: 5	mg/L
N-NH ₃	Promedio:0.5 Máxima: 2	mg/L
NTK	Promedio:10 Máxima: 20	mg/L
P	Promedio:1	mg/L

2.5.1.4. Otras características

Impacto ambiental. Riesgo potencial de contaminación de acuíferos por la presencia de nitratos, producto de la oxidación biológica del NTK y por metales pesados. En este último caso los riesgos de contaminación de acuíferos

dependen de su profundidad, de la concentración original de los metales pesados en las aguas residuales y de la capacidad de adsorción y el pH del suelo.

En la Ilustración 2.7 e Ilustración 2.8 se presentan dos esquemas de infiltración rápida.

Ilustración 2.7 Esquema de infiltración rápida

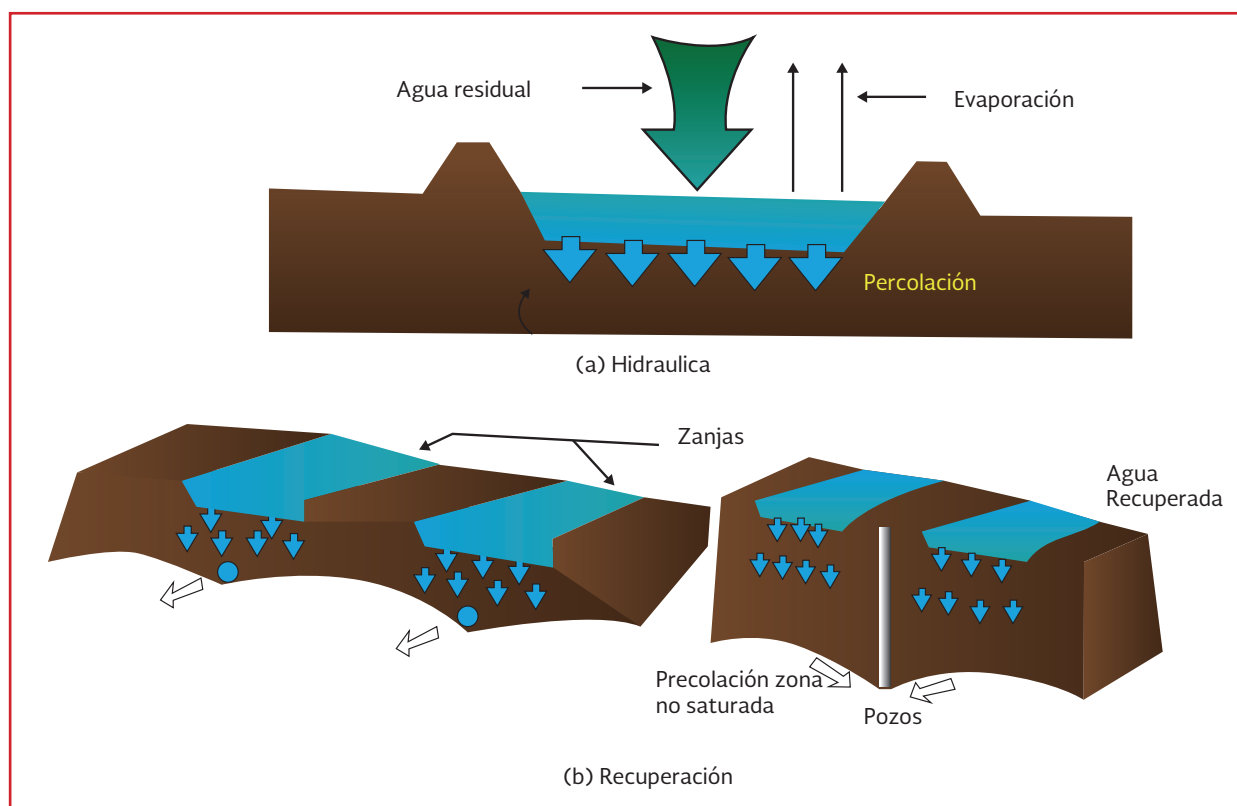
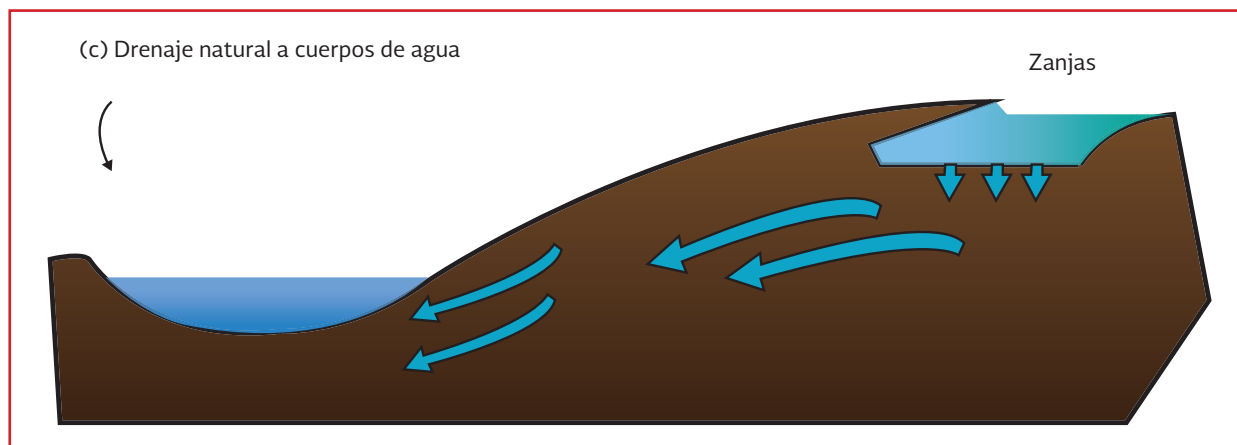


Ilustración 2.8 Esquema de infiltración rápida (continuación)



2.5.2. INFILTRACIÓN LENTA

En el proceso de infiltración lenta el agua se aplica sobre suelos con cultivos vegetales y con permeabilidad de baja a moderada, generalmente suelos limosos o limo-arenosos. El procedimiento más común de aplicación del agua es por aspersión y, ocasionalmente, por escurrimiento superficial. El método de aplicación más eficiente es el de aspersión porque da como resultado una distribución más uniforme del agua en el suelo, independientemente de la topografía del terreno.

El agua tratada puede ser recolectada con drenes subterráneos, captada en un canal o canaleta, o percolarse al subsuelo. En la superficie del suelo se propicia el crecimiento de una cubierta vegetal que ayuda a mejorar la eficiencia del tratamiento. Los procesos que contribuyen al tratamiento del agua son:

- Filtración simple a través del medio
- Precipitación química
- Adsorción química
- Intercambio iónico
- Oxidación biológica
- Absorción de nutrientes por la vegetación

Algunos de los factores que deben ser considerados en la selección de los cultivos que se siembran en el terreno son los siguientes:

- Adaptabilidad del cultivo a las condiciones de clima y suelos
- Uso consuntivo del agua y tolerancia de los cultivos a la presencia de contaminantes
- Absorción de nutrientes por las plantas

- Valor económico del cultivo
- Regulaciones de salud pública
- Duración de la temporada de crecimiento del cultivo

Los pretratamientos más comunes del agua son cribado, desarenación y sedimentación primaria. El control de patógenos en el agua puede ser también necesario dependiendo de los cultivos irrigados y de las prácticas seguidas en las operaciones de riego y cosecha.

2.5.2.1. Aplicaciones del proceso

El proceso de infiltración lenta es, de todos los métodos de aplicación de agua al suelo, el que produce el efluente de mejor calidad. Otras ventajas del método son la recuperación económica en forma de cultivos, el aprovechamiento de los nutrientes presentes en el agua y, si se cuenta con drenes subterráneos, la recuperación y posible reúso del agua.

2.5.2.2. Remoción esperada del proceso

La calidad del efluente es, generalmente, excelente y prácticamente independiente de la calidad del agua cruda. Eficiencias típicas de remoción de contaminantes son las siguientes:

- DBO y sólidos suspendidos totales: 90 a más de 99 por ciento
- Nitrógeno total Kjeldahl: 50 a 95 por ciento (convertido biológicamente a nitratos y nitritos)
- Fósforo total: 80 a 99 por ciento (dependiendo de la capacidad de adsorción del suelo)
- Coliformes fecales: más de 99.99 por ciento

Tabla 2.5 Características del proceso y calidad del efluente

Forma de disposición del agua	1. Aspersores	Unidades
	2. Superficial: canales abiertos con compuertas, o tuberías con orificios o válvulas	
Tasa anual de aplicación	0.6 a 6.1	m/año
Requerimientos de área	5 174 a 51 742	m² por L/s
Tasa semanal de aplicación	1.27 a 10.16	cm/s
Pretratamientos mínimos recomendados		
	Cribado	
	Sedimentación primaria	
Destino final del agua tratada	Evapotranspiración y recuperación con drenes o percolación al acuífero	
Necesidades de cubierta vegetal	Necesaria	
Pendiente del suelo	Menos de 2% en terrenos cultivados Menos de 4% en terrenos no cultivados	
Permeabilidad del suelo	Media	
Profundidad del manto freático	Mínima: 0.6 a 1.0	m
Calidad del efluente	Percolación de efluente primario o secundario a través de 1.5m de suelo.	
DBO	Promedio:2 Máxima: 5	mg/L
SST	Promedio:1 Máxima: 5	mg/L
N-NH ₃	Promedio:0.5 Máxima: 2	mg/L
NTK	Promedio:3 Máxima: 8	mg/L
P	Promedio:0.1 Máxima: 0.3	mg/L

2.5.2.3. Criterios de diseño

- Carga hidráulica: 0.6 a 6 m/año equivalentes a requerimientos de terreno de 5 000 a 50 000m² por L/s de gasto medio
- Carga orgánica: 0.02 a 0.56 g de DBO por m² por día. Para un afluente con 50 mg/L de DBO, esta limitación de carga orgánica representa un ámbito de requerimientos de terreno de 7 500 a 190 000 m² por cada L/s de gasto medio
- Permeabilidad del suelo: 0.15 a 5 cm/h

2.5.2.4. Otras características

Impacto ambiental. Requiere de grandes extensiones de terreno; de hecho, de todos los métodos de disposición de agua en el suelo es el que más terreno requiere. Si bien es necesario considerar los problemas potenciales que representa el acarreo

de patógenos por aerosoles y la contaminación sanitaria de los cultivos, éstos son problemas controlables con una buena administración y operación de los sistemas.

En la Tabla 2.5 se resumen las principales características de este proceso y la calidad esperada del efluente.

2.5.2.5. Disposición sobre el suelo

En el sistema de tratamiento conocido como escurrimiento superficial o disposición sobre el suelo, el agua residual se aplica superficialmente en la parte superior de terrenos inclinados, poco permeables, con cubierta vegetal; se deja escurrir por la superficie y se recolecta por medio de canales en la parte inferior. Los contaminantes presentes en el agua se remueven por una combinación de procesos físicos, químicos y

Ilustración 2.9 Infiltración lenta

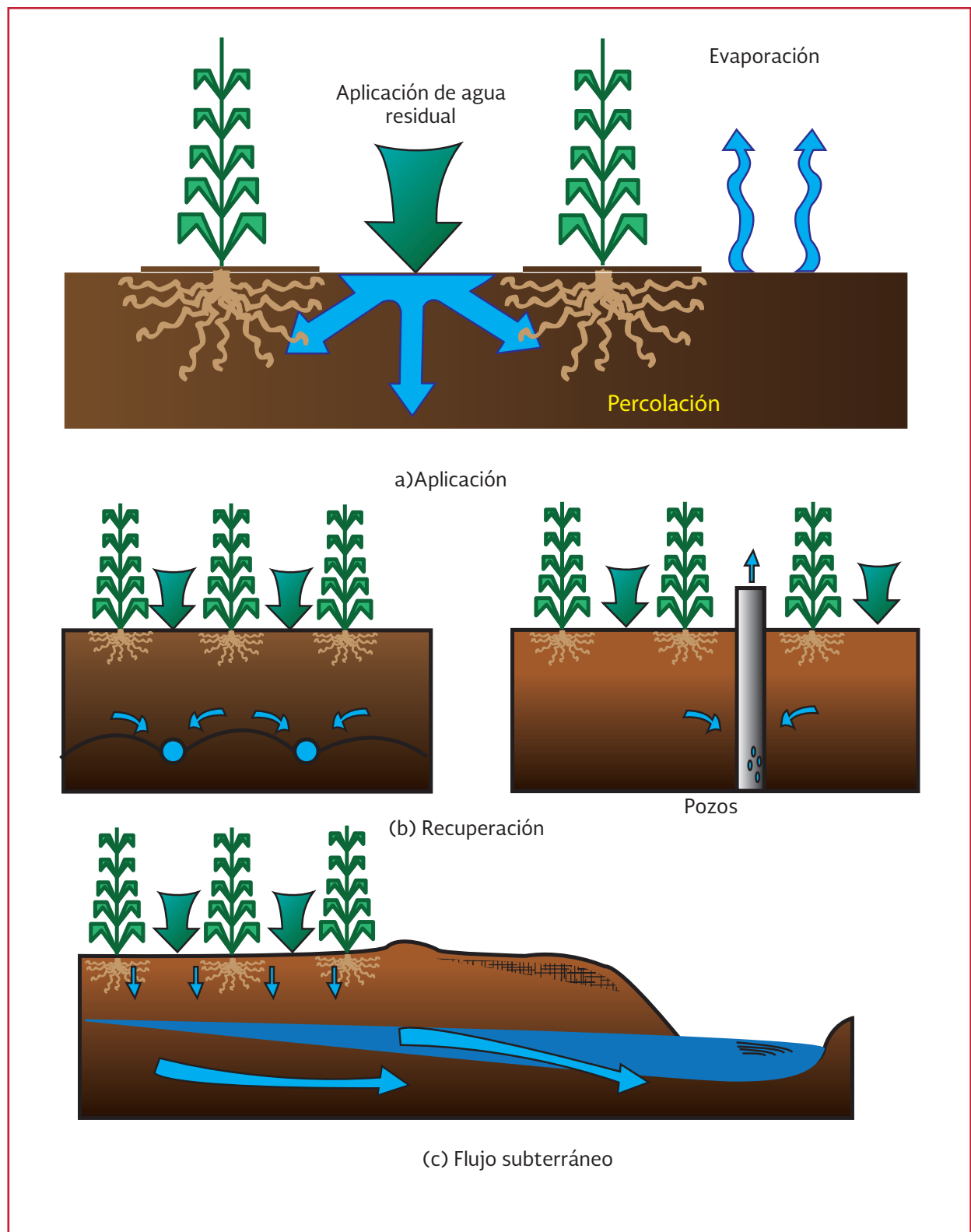
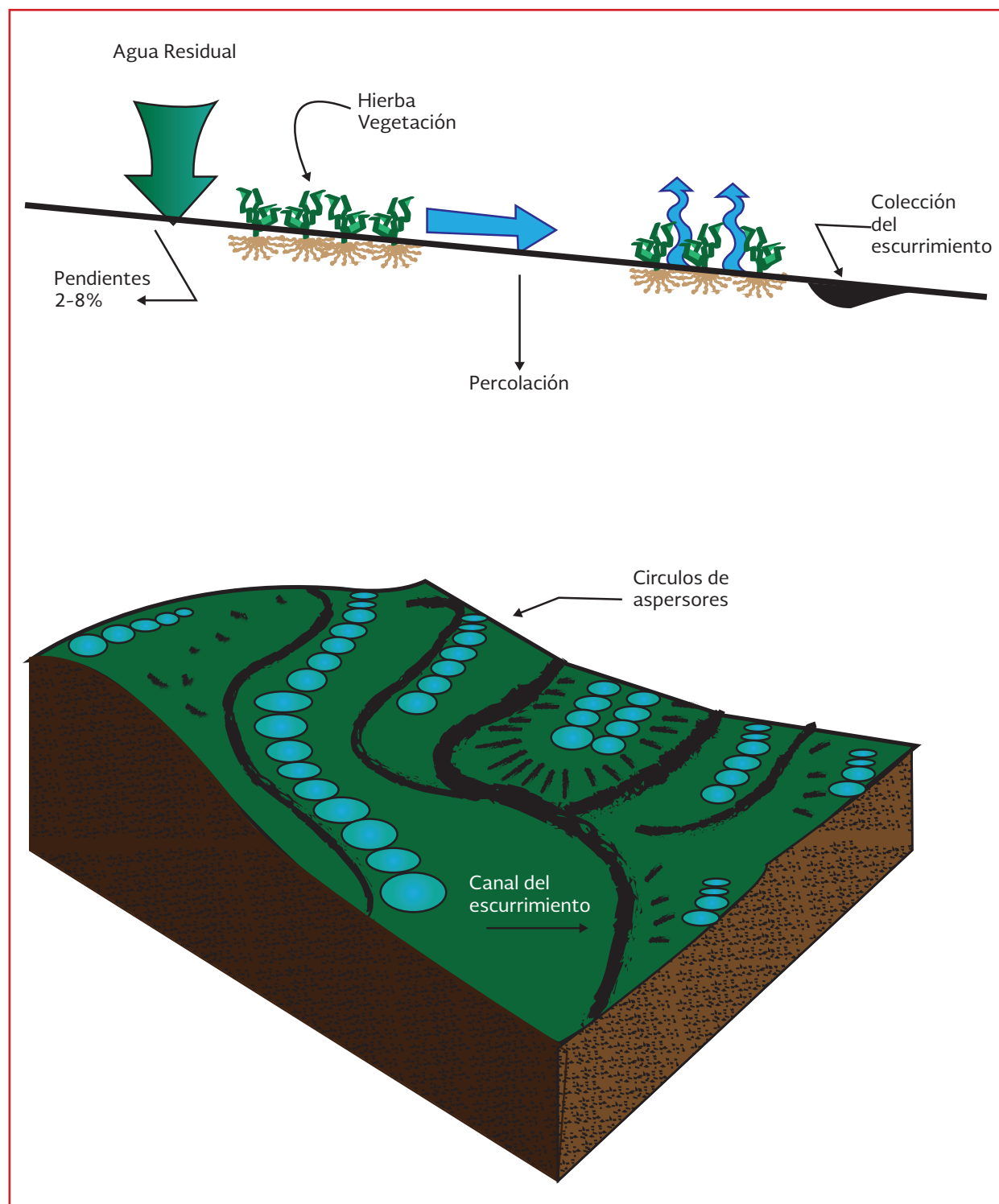


Ilustración 2.10 Esquema del proceso de disposición sobre el suelo



biológicos que tiene lugar en la lámina de agua en contacto con el suelo, la vegetación y los microorganismos presentes.

Entre los principales procesos que ocurren en este sistema de tratamiento se cuentan la filtración simple del agua, nitrificación biológica,

absorción de nutrientes por las plantas, inactivación de patógenos por la luz solar, intercambios iónicos con el suelo y oxidación biológica. En algunos aspectos este sistema de tratamiento guarda cierta similitud con los procesos que tienen lugar en un filtro biológico.

Un objetivo secundario del proceso es la producción agrícola resultante. Los cultivos más recomendados irrigados son cultivos forrajeros, perennes, tolerantes a altas humedades en el suelo y con raíces profundas.

Los criterios de aplicación de agua se rigen por los siguientes procesos:

- a) Evitar encharcamientos en el suelo que generan condiciones insalubres
- b) Evitar condiciones anaerobias en el agua
- c) Conservar la humedad suficiente para la sobrevivencia de los microorganismos en la superficie del suelo

La aplicación del agua puede hacerse por medio de canales abiertos con compuertas o tuberías con válvulas u orificios. Dependiendo de la geometría del sistema, puede ser necesario construir planchas de concreto o mampostería para disipar la energía del agua y distribuirla sobre el terreno.

La longitud de viaje del agua es generalmente de 0.76 a 1.60 m, por lo que es frecuente el empleo de terrazas para aprovechar terrenos con longitudes mayores. La pendiente del terreno, si es demasiado pequeña, propicia encharcamientos y, si es demasiado grande, da lugar a erosiones.

2.5.2.6. Aplicaciones del proceso

El sistema de escurrimiento superficial para el tratamiento de aguas residuales puede emplearse con aguas residuales crudas, previo cribado de sólidos gruesos; la desarenación no es necesaria por ser un proceso esencialmente de superficie. Las demandas de terreno se pueden reducir si las aguas reciben un tratamiento biológico convencional previo. El sistema es más eficiente en climas cálidos y relativamente secos. Si el terreno natural satisface las necesidades del proceso, el sistema es muy económico, pero si es necesario hacer obras de nivelación, el costo del sistema puede incrementarse considerablemente.

2.5.2.7. Remoción esperada del proceso

Para aguas de origen municipal el ámbito de eficiencias de remoción de contaminantes del sistema es el siguiente:

- DBO y sólidos suspendidos totales: 80 a más de 95 por ciento
- Nitrógeno total Kjeldhal: 75 a 90 por ciento
- Fósforo total: 30 a 60 por ciento
- Coliformes fecales: 90 a 99.9 por ciento

2.5.2.8. Criterios de diseño

- Carga hidráulica: 3.3 a 9.8 m/año, equivalentes a requerimientos de terreno de 3 200 a 9 240m² por L/s de gasto medio

- Carga orgánica: 0.56 a 5.6g de DBO por m² por día. Para un afluente con 150 mg/L de DBO, esta limitación de carga hidráulica representa un ámbito de requerimientos de terreno de 2 300 a 23 000 m² por cada L/s de gasto medio
- Permeabilidad del suelo: menor a 0.5 cm/h
- Régimen hidráulico de aplicación: 6 a 8 horas de aplicación y 16 a 18 horas de secado, de 5 a 6 días por semana
- Recuperación de agua en los canales colectores: 40 a 80 por ciento del agua aplicada, dependiendo de la temperatura,

humedad relativa, velocidad del viento y tipo de cultivos

2.5.2.9. Impacto ambiental

Requiere de grandes extensiones de terreno, problemas potenciales por vectores de enfermedades y malos olores, pero controlables con un diseño adecuado, y una buena administración y operación del sitio.

En la Tabla 2.6 se resumen las principales características de este proceso y la calidad esperada del efluente.

Tabla 2.6 Características del proceso y calidad del efluente

Forma de disposición del agua residual	Por aspersión o superficial (canales con compuertas o tuberías con orificios o con válvulas)		Unidades
Tasa anual de aplicación	3.1 a 21.4		m/año
Requerimientos de área	1 478 a 10 164		m² por L/s
Tasa semanal de aplicación	Aguas crudas: 6.35 a 15.24		cm/(s² m)
	Efluente secundario: 15.24 a 40.64		
Pre tratamientos mínimos recomendados	Pretratamiento (cribado y desarenación)		
Destino final del agua tratada	Escurrimiento superficial, algo de evapotranspiración, percolación al acuífero y captación		
Cubierta vegetal	Necesaria		
Pendiente del suelo	2 a 8%		
Permeabilidad del suelo	Baja		
Profundidad del manto freático	No crítica		
Calidad del efluente	Escurrimiento de aguas municipales con pretratamiento, por 45m de terreno		
DBO	Promedio: 10	Máxima: 15	
SST	Promedio: 10	Máxima: 20	
N-NH ₃	Promedio: 0.8	Máxima: 2	
NTK	Promedio: 3	Máxima: 5	
P	Promedio: 4	Máxima: 6	

2.6. REJILLAS FINAS

Una de las operaciones unitarias, previos al proceso biológico, en una planta de tratamiento es el cribado fino. Las cribas son dispositivos manuales o mecanizados con aberturas de tamaño uniforme que retienen residuos de tamaño pequeño que son contenidos en el afluente. El cribado fino remueve materiales indeseables como fibras o sólidos pequeños, lo que protege los equipos e incrementa la eficiencia de los procesos subsecuentes en la planta. Un aspecto relevante es la disposición adecuada del material recolectado, dado que estos contienen organismos patógenos y atraen insectos y vectores. En consecuencia, las condiciones de higiene, seguridad y mantenimiento son factores importantes durante la selección del equipo adecuado para el logro de los objetivos de tratamiento.

En plantas grandes, las cribas mecánicas reducen los problemas de mantenimiento y operación y proveen una mejor capacidad de remoción. Los materiales con las que son fabricadas son resistentes a la corrosión, como acero inoxidable y plásticos. Existen tres clases de cribas: estáticas o fijas; de tambor rotatorio y de escalón. El tamaño típico de abertura es de 0.2 a 6 milímetros.

Las rejillas estáticas requieren grandes extensiones de terreno para su instalación y una mayor mano de obra para su operación. Esto las hace ideales en plantas de tratamiento pequeñas con gran disposición de terreno y de fuerza de trabajo. Las rejillas de tambor rotatorio consisten en un cilindro semi sumergido en el canal del afluente, con rotación. El flujo cruza el tambor y el efecto rotatorio junto con las aberturas ubicadas en sus paredes, separa las partículas con tamaño mayor al de la abertura. Por último, las

rejillas escalonadas consisten en una criba ubicada verticalmente en el canal de afluente con una cadena móvil que se desplaza de forma vertical, recolectando progresivamente los sólidos y llevándolos hasta la parte superior para su disposición. Esto genera un efecto de auto limpieza de la criba.

Las rejillas finas pueden reemplazar el tratamiento primario en plantas de capacidad menor a 130 L/s, Los porcentajes de remoción de DBO varían de 20 a 50 por ciento y de 25 a 45 por ciento para SST, lo que permite una mejor calidad de efluente con una menor demanda de espacio. Así mismo, en regiones tropicales, la ausencia de sedimentadores primarios reduce la generación de olores nocivos.

2.7. MANEJO DE SÓLIDOS

La cantidad de material retenido varía dependiendo del tipo de rejilla o criba, del espaciamiento o abertura, del sistema de alcantarillado y de la población aportante. Los valores sugeridos oscilan entre 3.5 – 37.5 mL/metro cúbico.

Para la disposición del material retenido, generalmente se utiliza uno de los siguientes métodos:

- Descarga a un molino, triturador o desmenuzador y recirculación a la planta de tratamiento
- Remoción y disposición en un relleno sanitario
- Incineración (especialmente en plantas grandes)

La cantidad de arena varía de una a otra localidad y depende entre otros factores, de las características del área de drenaje, de las condiciones

y tipo de alcantarillado, frecuencia de lavado de las calles, tipo de residuos industriales, número de desmenuzadores de basura servidos, población servida y proximidad de playas, balnearios, canteras o zonas de explotación de materiales de construcción.

La cantidad de arena a disponer de un desarenador de aguas residuales, oscila entre 4 y 200 mL/m³ de agua tratada, con un valor típico de 15 mL/metro cúbico. Para alcantarillados combinados se considera un factor de seguridad holgado para el cálculo y prevención de los re-

querimientos de almacenamiento, manejo y disposición de arena.

El carácter de la arena removida en un desarenador para aguas residuales, dista mucho de una arena limpia, porque la arena retirada incluye una gran cantidad de impurezas y de material orgánico putrescible. Por ello, si no se dispone adecuadamente, se presentan olores desagradables y el material atrae insectos y roedores. Generalmente el método más económico de disposición es un relleno sanitario, aunque también se emplea incineración.

3

BIOMASA FIJA

El crecimiento continuo de la población, las actividades económicas, así como las condiciones socioterritoriales, traen como consecuencia el aumento en las cargas contaminantes de las aguas residuales municipales. En este sentido, las operaciones unitarias de separación física no son suficientes para alcanzar la calidad de agua requerida para los diferentes usos de dichos cuerpos, debido predominantemente a los contaminantes solubles, los cuales son removidos mediante procesos bioquímicos.

La estabilización de la materia orgánica mediante procesos bioquímicos consiste en su conversión en productos finales estables como dióxido de carbono o nitrógeno. Mediante estos procesos, también se logra la formación de consorcios microbianos que son removidos mediante una operación física posterior. Con esta separación sólido líquido, se consigue la concentración y reducción de los contaminantes a volúmenes que son manejables para un tratamiento y/o disposición adecuada.

Los procesos bioquímicos de tratamiento se clasifican desde tres perspectivas: la primera: transformación bioquímica (remoción de materia orgánica soluble; estabilización de materia orgánica insoluble y conversión de materia inorgánica insoluble); la segunda: ambiente bioquí-

mico, relacionado con los aceptores de electrones (aerobio, anóxico y anaerobio); y la tercera: configuración del reactor, concerniente a la forma en que los microorganismos crecen en el sistema (suspendidos en el líquido sometido a tratamiento o adheridos a un soporte sólido).

En los reactores de crecimiento adherido o biomasa fija, los microorganismos crecen formando una biopelícula sobre un soporte sólido ya sea natural o sintético. Esto significa que los donadores y aceptores de electrones así como todos los nutrientes, llegan hasta los microorganismos contenidos en la biopelícula por difusión u otros procesos de transporte de masa. Los tres principales reactores de este tipo son los filtros rociadores, discos biológicos rotatorios y los reactores de lecho fluidizado. En este manual se discuten los dos primeros procesos y se consideran únicamente soportes de tipo impermeable.

3.1. FILTRO ROCIADOR

En el proceso de filtración biológica, el agua residual se deja escurrir sobre un filtro empacado con piedra o con algún medio sintético. En la superficie del medio se desarrollan crecimientos que oxidan biológicamente los contaminantes orgánicos presentes en el agua. El efluente es colectado al fondo del filtro.

El oxígeno necesario para la buena operación del proceso se obtiene del aire presente en los intersticios del medio. El flujo natural de aire, debido a los gradientes de temperatura que se presentan en el interior del filtro, es normalmente suficiente al suministrar el oxígeno necesario en este proceso. Para permitir este flujo de aire, es necesario dejar ventilas de tamaño adecuado en la parte inferior de los filtros. En algunos casos, cuando las torres de los filtros son muy altas, o la concentración de DBO en el afluente muy grande, puede ser necesario la inducción del flujo de aire por medio de ventiladores o sopladores instalados en las ventilas.

El proceso de filtración biológica va precedido, generalmente, de una sedimentación primaria para remover los sólidos en suspensión que puedan obturar el filtro. Ya que la biomasa responsable del proceso de oxidación biológica está adherida al medio de empaque, y no en suspensión como en el caso del proceso de lodos activados, la biomasa no es arrastrada en el efluente, y por lo tanto no es necesaria la recirculación de lodos biológicos. Sin embargo, el exceso de lodos sí es arrastrado en el efluente, razón por la cual es común la instalación de sedimentadores secundarios para la colección del exceso de lodo.

La cantidad de lodos generados en exceso es función de la DBO removida y de la densidad de carga orgánica sobre el filtro (a menor densidad de carga, menor generación de exceso de lodos). El arrastre del exceso de lodos puede ser intermitente, en forma de purgas periódicas, o en forma continua a una tasa constante, dependiendo, principalmente, de las condiciones de carga hidráulica y características físicas del medio de empaque. La profundidad de los filtros rociadores varía en un ámbito muy grande, dependiendo principalmente del tipo de

medio de empaque empleado. Para filtros empacados con piedra, las profundidades normales son de 1.5 a 3 metros. En los filtros empacados con medios sintéticos las profundidades pueden variar de 1.5 a 10 metros. En términos generales, la eficiencia de un filtro aumenta en forma proporcional (no lineal) con su profundidad, pero los costos de bombeo aumentan también al incrementarse la altura del filtro. El ingeniero proyectista debe ponderar ambos factores en la selección de la dimensiones de un filtro biológico. El agua es alimentada en la parte superior del filtro por medio de brazos giratorios. Los brazos distribuidores son alimentados por el centro, y giran gracias a la misma fuerza del agua. Los brazos son provistos de orificios y difusores para la distribución uniforme del agua en el medio. Los distribuidores rotatorios se fabrican para tanques con diámetros de 6 a 60 metros.

3.1.1. CARACTERÍSTICAS DEL PROCESO

El proceso de filtros rociadores puede ser clasificado en las siguientes categorías:

- Filtros empacados con roca: baja, media y alta tasa
- Filtros empacados con medio sintético: alta, muy alta y desbaste

En la Tabla 3.1 se presentan las características típicas de estos tipos de filtros.

3.1.2. REMOCIÓN ESPERADA DEL PROCESO

La eficiencia en remoción de DBO del proceso de filtración biológica se estima con dos ecuaciones:

1. Una expresión empírica (dimensionalmente no homogénea) desarrollada a partir de los resultados medidos en filtros de piedra en instalaciones militares de los Estados Unidos.

$$E_f = \frac{1}{1 + 0.44(C_o/F)^{0.5}} \quad \text{Ecuación 3.1}$$

donde:

- C_o = Carga orgánica por unidad de volumen (kg de DBO/ m³ d)
- F = Factor de recirculación igual a $F = 1 + R$
- R = Relación entre gasto de recirculación y gasto del afluente

2. Una expresión teórica derivada de la ecuación de la cinética de primer orden de la oxidación biológica.

$$\frac{Se}{S_o} = e^{-kT_c} \quad \text{Ecuación 3.2}$$

$$T_c = cAs \frac{D}{q} \quad \text{Ecuación 3.3}$$

$$\frac{Se}{S_o} = e^{-\left(kAs \frac{D}{q_n}\right)} \quad \text{Ecuación 3.4}$$

donde:

- q = Carga hidráulica por unidad de superficie horizontal del filtro, sin considerar el gasto de recirculación

- n = La constante de las características hidráulicas del medio de empaque y se ha estimado entre 0.5 y 0.65
- k = La constante de la biodegradabilidad de la DBO en el agua; para aguas residuales domésticas su valor se ha estimado entre 0.002 y 0.003 (L/s m²)^{0.5}

La dependencia de k con la temperatura se puede expresar con la siguiente ecuación:

$$k_T = k_{20} 1.035^{(T-20)} \quad \text{Ecuación 3.5}$$

La ecuación cinética (para $n=0.5$) se puede expresar incorporando el efecto de la recirculación con la siguiente expresión:

$$\frac{Se}{S_o} = \frac{e^{-\left(kTAs \frac{D}{q^{0.5}}\right)}}{(1+R) - Re^{-\left(kTAs \frac{D}{q_r^{0.5}}\right)}} \quad \text{Ecuación 3.6}$$

Y la profundidad del filtro puede obtenerse con la siguiente ecuación:

$$D = \frac{\ln\{(S_e + S_e R)/(S_e + S_e R)\} q_r^{0.5}}{k_T A_s}$$

Ecuación 3.7

donde:

- S_o = DBO total del afluente

Tabla 3.1 Características típicas de filtros rociadores

Medio de Empaque	Tamaño	Densidad aparente	Área específica	Vacíos
	mm	kg/m ³	m ² /m ³	%
Roca				
Pequeña	25-65	1 250-1 450	55-70	40-50
Mediana	100-120	800-1 000	40-50	50-60
Plástico				
Convencional		30-100	80-100	94-97
Alta densidad		30-100	100-120	94-97

Se	=	DBO disuelta del efluente
k_{20}	=	Constante cinética de oxidación biológica a 20 °C
k_T	=	Constante cinética de oxidación biológica a T °C
As	=	Área específica del medio
D	=	Profundidad efectiva del filtro
q_r	=	Carga hidráulica por unidad de superficie horizontal del filtro, considerando el gasto de recirculación

Si la recirculación es cero ($R = 0$), la última ecuación se simplifica como se indica a continuación:

$$D = \frac{\ln\left(\frac{S_e}{S_0}\right) q_r^{0.5}}{k_T A_s} \quad \text{Ecuación 3.8}$$

La recirculación no siempre se emplea aunque es indispensable para garantizar la humidificación completa del medio filtrante cuando se presentan reducciones en el gasto de entrada, y se recomienda cuando el afluente tiene altas concentraciones de demanda bioquímica de oxígeno. En la Tabla 3.2 se presenta una ecuación propuesta para calcular la tasa de recirculación empleada en manuales de diseño de la EPA (Agencia de Protección Ambiental, EUA). En Alemania, la velocidad de giro de los brazos distribuidores está especificada en función del gasto de agua descargado en cada giro del brazo distribuidor. Este parámetro, identificado como SK (Spulkraft), se expresa en mm de agua por cada vuelta del brazo y se calcula con la siguiente ecuación:

$$SK = \frac{q_r}{an} \quad \text{Ecuación 3.9}$$

donde a es el número de brazos y n la velocidad de rotación del brazo (1/tiempo). Para filtros de roca de baja tasa el valor de SK debe ser de 2 a 6 mm por vuelta. En filtros de alta tasa el valor de SK debe ser considerablemente mayor, pudiendo llegar a 60 a 600 mm/vuelta. La Tabla 3.3 muestra valores típicos de SK para condiciones normales de operación y para operaciones eventuales de lavado de lodos acumulados en el filtro (Albertson, 1989).

3.1.3. CONSUMO DE ENERGÍA

El único consumo de energía del proceso es en el bombeo de las aguas para la alimentación del filtro. La carga de bombeo es igual a la altura del filtro, mientras más pérdidas por fricción, más es la carga hidráulica necesaria para la operación del brazo distribuidor. El consumo de energía por unidad de volumen (kWh) puede ser estimado con la siguiente ecuación:

$$\text{Energía consumida} = 0.004h \quad \text{Ecuación 3.10}$$

donde:

$$h = \text{la carga total de bombeo (m)}$$

En los filtros de roca de baja tasa son frecuentes los problemas de moscas y algunos olores. En los filtros de alta tasa, bien operados, estos problemas son controlables.

Tabla 3.2 Adsorción en carbón activado de efluentes nitrificados y terciarios con cal

$R=0.004 S_0 - 0.6$							
S_0	mg/L	150	200	300	400	500	600
R	%	0	0.20	0.60	1.00	1.40	1.80

Tabla 3.3 Valores típicos de SK para condiciones normales de operación

Carga orgánica	SK	
	mm/vuelta	
kg/d m ³	Diseño	Lavado de lodos
< 0.8	25 a 75	100
0.8	50 a 150	150
1.2	75 a 225	225
1.6	100 a 300	300
2.4	150 a 450	450
3.2	200 a 600	600

3.2. DISCOS BIOLÓGICOS

Los discos biológicos están formados por discos de plástico o de algún otro material, sujetos y soportados por una flecha horizontal rotatoria. En la actualidad estos sistemas usan discos, o secciones de discos, de plástico de alta densidad de 1 a 1.5 mm de espesor.

El sistema tiene aplicaciones en tratamiento secundario y nitrificación. En estas aplicaciones los discos se posicionan dentro de los tanques, de tal forma que quede el 40 por ciento sumergido. Los discos rotan lentamente (de 1 a 2 r/min, pero generalmente de 1.4 a 1.6 r/min) mientras están en contacto con el agua residual y la atmósfera al mismo tiempo.

Los microorganismos presentes naturalmente en el agua residual se adhieren al medio formando una capa delgada en todo el disco. La población biológica en el medio se acumula y se alimenta de los organismos que habitan en el agua residual. La turbulencia causada por la rotación de los discos mantiene la biomasa en suspensión. Los sólidos suspendidos son transportados con el agua residual a un sedimentador secundario.

Los sistemas de discos biológicos son clasificados por la densidad del medio, el tipo de transmisión, aplicación, arreglo y modo de operación. Actualmente el medio se clasifica de la siguiente manera:

Tabla 3.4 Características de filtros rociadores

Parámetro	Tasa baja	Tasa media	Tasa alta	Tasa muy alta	Desbaste
Medio de empaque	Roca	Roca	Roca o Sintético	Sintético	Sintético
Carga hidráulica ^(*) (L/s m ²)	0.01 a 0.04	0.04 a 0.11	0.11 a .42	0.16 a 1.0	0.7 a 2.0
Carga orgánica (kg/d m ³)	0.08 a .40	0.24 a .48	0.4 a 4.8	Hasta 4.8	Más de 1.6
Recirculación	Mínima	Generalmente	Siempre	Generalmente	Generalmente no
Moscas	Sí	Variable	Variable	Pocas	Pocas
Descarga lodos	Intermitente	Variable	Continua	Continua	Continua
Profundidad (m)	1.8 a 2.4	1.8 a 2.4	Roca: 0.9 a 2.4 Sintético: Hasta 9	Hasta 12	0.9 a 6
Remoción de DBO (%)	80 a 85	50 a 70	65 a 80	65 a 85	40 a 65

^(*)sin incluir recirculación

- de baja densidad, usado en el primer paso de remoción de DBO
- de densidad media, se usa en donde se disminuye la remoción de DBO y comienza la nitrificación
- de densidad alta, usado para la nitrificación

El área superficial varía de proveedor a proveedor, pero en medios de densidad baja suele ser de 9 300 m² para diámetros de 3.7 m y flechas de 7.6 m de largo. En los medios de densidad media el área es de 11 600 m², y en medios de densidad alta el área es de 14 000 centímetros cuadrados.

El sistema deberá contar con recirculación para periodos de flujos o cargas bajas. El sistema puede constar de uno o varios pasos, dependiendo de los objetivos de tratamiento.

3.2.1. CRITERIOS DE DISEÑO

En la Tabla 3.5 se presentan los criterios de diseño.

3.2.2. REMOCIÓN ESPERADA DEL PROCESO

En la Tabla 3.6 se explica el porcentaje de remoción en un sistema de discos biológicos con sedimentación secundaria y precedido de sedimentación primaria.

3.2.3. OTRAS CARACTERÍSTICAS

Impacto ambiental

Un impacto negativo al medio ambiente no ha sido documentado hasta la fecha. Sin embargo, pueden

Tabla 3.5 Criterios de diseño

Parámetro	Valor	Unidades
Carga orgánica: sin nitrificación	480 – 9610	(g DBO/d m ³) de medio
Carga orgánica: con nitrificación	240 – 320	(g DBO/d m ³) de medio
Carga hidráulica: sin nitrificación	30.6 – 61.1	(L/d m ²) de área superficial
Carga hidráulica: con nitrificación	12.2 – 24.4	(L/d m ²) de área superficial
Tiempo de retención sin nitrificación (min)	40 – 120	min
Tiempo de retención con nitrificación (min)	90 – 250	min
Volumen del tanque	4.89	(L/m ²) de área de disco
Número de trenes en paralelo recomendado	66 – 82	m ² /m ³
Área superficial del medio: disco		
Celosía estándar	98 – 131	m ² /m ³
Celosía de alta densidad	164 – 197	m ² /m ³
Número de pasos por tren:		
DBO sol. deseable en el efluente	Número de pasos mínimo recomendado	
>25	1	
15 – 25	1 o 2	
10 – 15	2 o 3	
<10	3 o 4	

Tabla 3.6 Porcentaje de remoción

Parámetro	% de Remoción
DBO	80 – 90
Sólidos Suspendidos	80 – 90
Fósforo	10 – 30
N-NH ₄	Hasta 95

El porcentaje de remoción de N-NH₄ depende de la temperatura, alcalinidad, carga orgánica, y la carga de nitrógeno no oxidado

existir problemas de olores si se desarrollan condiciones sépticas en el primer paso del sistema.

Confiabilidad del proceso

Moderadamente confiable en ausencia de cargas orgánicas altas y temperaturas menores a 13 ° Celsius. La confiabilidad mecánica del sistema es generalmente alta, siempre y cuando el primer paso del sistema haya sido diseñado para soportar una biomasa grande.

Limitaciones

El proceso puede ser vulnerable a cambios climatológicos y a temperaturas bajas si el sistema no está bajo techo o cubierto. La eficiencia del sistema puede disminuir significativamente a temperaturas menores a 13 °C. Asimismo, se puede requerir aireación si se desarrollan condiciones sépticas en el primer paso. El uso de medios densos en los primeros pasos puede causar taponamiento. La nitrificación puede causar un déficit en alcalinidad, y se requerirá de una fuente para cubrir dicho déficit.

Requerimientos de energía

Los requerimientos de energía aproximados para la operación del sistema pueden ser los siguientes:

- KWh/año = K" (área superficial efectiva del disco)
- K" = 0.3 para medios estándar
- K" = 0.2 para medios densos

3.2.4. CONFIGURACIÓN TÍPICA DE DISCOS BIOLÓGICOS POR ETAPAS

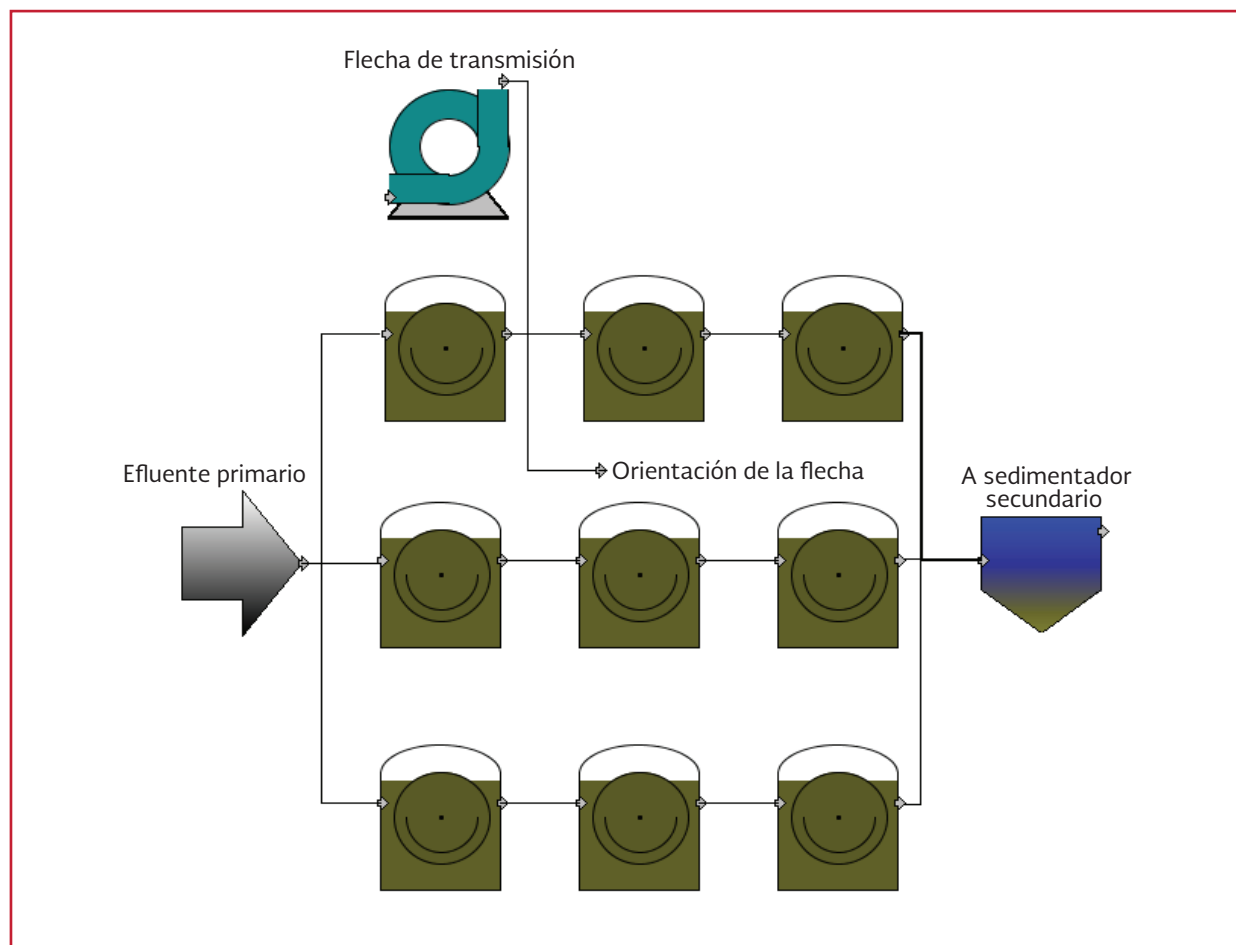
En la Ilustración 3.1 se presenta la configuración típica de discos biológicos en etapas como un diagrama de flujo. Otra probable orientación de la flecha es paralela a la dirección del flujo con una flecha común para todos los pasos en un solo tren.

3.3. FILTROS ANAEROBIOS DE FLUJO ASCENDENTE

El filtro anaerobio de flujo ascendente es un proceso de crecimiento adherido propuesto por Young y McCarty en 1969, para el tratamiento de residuos solubles. De los sistemas de tratamiento anaerobio es el más sencillo de mantener pues la biomasa permanece como una película microbial adherida y el riesgo de taponamiento es mínimo dado que el flujo es ascensional.

El filtro anaerobio se compone por un tanque o columna, relleno con un medio sólido para soporte del crecimiento biológico anaerobio. El

Ilustración 3.1 Diagrama de flujo



agua residual se pone en contacto con el crecimiento bacteriano anaerobio adherido al medio y como las bacterias son retenidas sobre el medio y no salen en el efluente, es posible la obtención de tiempos de retención hidráulica cortos, permitiendo así el tratamiento de aguas residuales de baja concentración a temperatura ambiente. Los filtros anaerobios también son útiles para la desnitrificación de efluentes ricos en nitratos o como pretratamiento en plantas de tratamiento de agua.

El proceso no utiliza recirculación ni calentamiento y produce una cantidad mínima de lodo. El filtro anaerobio usa como medio de soporte de crecimiento piedras, anillos de plástico o

bioanillos plásticos, colocados al azar. La mayor parte de la biomasa se acumula en los vacíos intersticiales existentes entre el medio. La acumulación de biomasa y de sólidos inertes causa canalización y cortocircuito. El medio permanece sumergido en el agua residual, permitiendo una concentración de biomasa alta y un efluente clarificado; el proceso se ha usado a bajas temperaturas, pero preferiblemente la temperatura debe ser mayor de 25 grados Celsius. El espesor observado de biopelícula sobre diferentes medios plásticos es de 1 a 3 milímetros. El residuo se mantiene con alcalinidad suficiente para el mantenimiento de un pH mayor de 6.5 en la zona de lodos. Para ello se requiere una alcalinidad igual a un 25 por ciento de la DQO del

residuo. Sin embargo, el amonio liberado en la hidrólisis de las proteínas reduce la alcalinidad requerida de fuentes externas.

Para aguas residuales de baja concentración es preferible diseñarlos con base en el tiempo de residencia hidráulica; en general, la recirculación es necesaria cuando la DQO del residuo es mayor de 8000 mg/L; los parámetros típicos de diseño de filtros anaerobios se incluyen en la (Tabla 3.7).

El arranque de un proceso de crecimiento adherido es más lento que el de un proceso de crecimiento suspendido, demora unos seis meses en

aguas residuales de baja concentración y de temperatura baja. Sin embargo, el filtro anaerobio es poco sensible a variaciones de carga hidráulica y la operación discontinua pues es el medio el que retiene los sólidos y la biomasa formada en él. En estudios hechos en Brasil se indica que estos filtros logran remociones de DBO del 80 por ciento, con lechos de piedra de 4 a 7 mm y altura de 1.20 metros, otros estudios con DQO igual a 12000 mg/L, carga orgánica volumétrica menor de 4 kg DQO/(m³ d), tiempo de retención hidráulica de un día, edad de lodos de 56 días y temperaturas de 20 a 25 °C, indicaron remociones del 88 por ciento para la demanda química de oxígeno.

Tabla 3.7 Parámetros típicos de diseño de filtros anaerobios

Parámetro	Valor	Referencia
DQO afluente, mg/L	1 000 – 30 000	169
	2 500 – 24 000	76
	10 000 – 20 000	89
Tiempo de retención, h	24 - 48	89
	24	169
	20 - 96	76
Carga orgánica, kg DQO/(m ³ d)	1 – 4.8	89
	1 - 6	177
	< 12	76
	5 - 30	169
	9 - 15	49
Diámetro del medio, cm	2 - 17	169
Altura, m	1.2	51
	3 - 12	76
Temperatura, °C	32 - 37	76
	30 - 35	177
Remoción de DQO, %	61 - 90	76
	80 - 95	177
Velocidad de flujo, m/d	< 10	169
Sólidos suspendidos del afluente, mg/L	< 500	169
	≤ 50,000	177
Edad de lodos, d	0.5 - 5	177
DQO soluble / DQO insoluble	> 1	169
Distancia entre orificios de entrada, m	1 - 2	76



4

BIOMASA SUSPENDIDA

Los procesos de biomasa suspendida se caracterizan porque los organismos encargados de la transformación bioquímica de la materia se encuentran dispersos (debido a fuerzas que generan turbulencia y mezcla) en el medio sometido a tratamiento. Los ejemplos más comunes de tratamiento de agua residual con biomasa suspendida son el de lodos activados; lagunas aireadas; reactor anaerobio de mezcla completa; contacto anaerobio y reactor secuencial anaerobio. En el caso de los lodos activados la incorporación de aire también permite la generación de turbulencia lo que mejora la transferencia de masa y en consecuencia la eficiencia del proceso biológico. Los microorganismos se mantienen con aireación y suspendidos en el reactor, en el cual ocurre la transformación de materia. A continuación, los microorganismos se separan en un sedimentador y una parte de ellos se recircula al reactor para el mantenimiento de una concentración constante de biomasa.

En esta clase de proceso, la formación de sólidos fácilmente sedimentables (flóculos) permite la desincorporación del tiempo de retención hidráulico del tiempo de retención celular su remoción por gravedad. No obstante, la biomasa anaerobia suspendida no presenta condi-

ciones adecuadas para la sedimentación, por lo que ocasionalmente el licor mezcla del reactor se somete a un proceso de filtración con membranas con tamaños de poro desde 0.04 hasta 0.4 μm para el logro de los objetivos de tratamiento. Esto elimina la necesidad de un sedimentador secundario y genera un proceso más compacto y de mayor confiabilidad, aunque de mayor costo.

4.1. LODOS ACTIVADOS

El proceso de lodos activados tiene como objetivo remover la materia orgánica, en términos de DBO, de las aguas residuales. La remoción de DBO se logra por la conversión biológica, en presencia de oxígeno molecular, por microorganismos, de la DBO en CO_2 y H_2O y en nuevas células de microorganismos. Los microorganismos formados se separan por sedimentación gravimétrica, una parte es reciclada como siembra para la continuación del proceso, y el resto se remueve. La combinación de microorganismos y agua residual se conoce como lodo activado. Los lodos en el reactor biológico están sujetos a un proceso de autooxidación, conocido como respiración endógena, proceso que también consume oxígeno.

El oxígeno requerido para el funcionamiento del proceso se suministra por medio de aireadores mecánicos o difusores. Los aireadores mecánicos pueden ser con turbina sumergida o superficial de alta o de baja velocidad.

4.1.1. CARACTERÍSTICAS DEL PROCESO

La demanda de oxígeno del proceso depende de dos factores principales, y puede ser expresada con la siguiente ecuación:

$$\text{Demanda de oxígeno} = a'[\text{DBO}]_{\text{removido}} + b'[\text{Masa de lodos biológicos en el reactor}]$$

Ecuación 4.1

donde:

$$\begin{aligned} a' &= 0.4 \text{ a } 0.6 \text{ mg de O}_2 \text{ por mg de DBO removida} \\ b' &= 0.06 \text{ a } 0.20 \text{ mg de O}_2 \text{ destruidos por mg de lodos en el reactor por día} \end{aligned}$$

Dado que la capacidad de transferencia de oxígeno de los equipos comerciales de aireación se expresa en condiciones estándar de presión (760 mm Hg), temperatura (20° C) y para agua limpia, con 0 mg/L de oxígeno disuelto, para calcular los requerimientos de equipo es necesario convertir la demanda de oxígeno en condiciones reales (N_r) a la demanda equivalente en condiciones estándar (N_0). Para ello se emplea la siguiente ecuación:

$$\frac{N_r}{N_0} = \frac{\text{Capacidad en condiciones reales}}{\text{Capacidad en condiciones estándar}}$$

Ecuación 4.2

$$\frac{N_r}{N_0} = \alpha \left(\frac{\beta C_{sl} - C_o}{C_{sr}} \right) \theta^{t-20} \quad \text{Ecuación 4.3}$$

donde:

$$\begin{aligned} \alpha &= \text{Relación de velocidad de transferencia de oxígeno en agua limpia y velocidad de transferencia de oxígeno en el agua residual, 0.8 a 1.0.} \\ \beta &= \text{Relación de solubilidad de oxígeno en agua limpia y solubilidad de oxígeno en el agua residual, 0.8 a 1.0.} \\ C_{sl} &= \text{Concentración de saturación de oxígeno en agua limpia en las condiciones de presión y temperatura del agua residual en el reactor.} \\ C_o &= \text{Concentración mínima permisible de oxígeno en el reactor para sustentar la actividad biológica de los microorganismos, 2.0 mg/L} \\ C_{sr} &= \text{Concentración de oxígeno en agua limpia en condiciones estándar (20 °C y 760 mm de Hg), 9.17 mg/L} \end{aligned}$$

- θ = Factor de corrección por temperatura de la velocidad de transferencia de oxígeno, 1.024.
- t = Temperatura del agua residual en el reactor, en °C

En la Tabla 4.1 se muestran valores representativos de la relación Nr/No para valores medios de

0.9, C_s de 1.0 mg/L, una presión atmosférica de 585 mm de Hg y diferentes temperaturas.

La respiración endógena tiende a reducir la masa de exceso de lodos que deberá purgarse del sistema, relación que puede ser expresada con la siguiente ecuación:

$$\text{Exceso de lodos} = a[DBO]_{\text{removido}} + b[\text{Masa de lodos biológicos en el reactor}]$$

Ecuación 4.4

donde:

- a = 0.4 a 0.6 mg de O_2 por mg de DBO removida
- b = 0.06 a 0.20 mg de O_2 destruidos por mg de lodos en el reactor por día

x = Concentración de biomasa activa en el reactor (mg/L)

t = Tiempo de retención en el reactor (h)

La velocidad a la que se lleva a cabo la remoción de DBO se puede aproximar, en el caso de las aguas residuales de origen municipal, con una ecuación cinética de primer orden:

Dos parámetros útiles en el control del proceso son la edad de lodos (EL) y la relación alimento/microorganismo (A/M), definidos por las siguientes ecuaciones:

$$\text{Edad de lodos} = \frac{\text{Masa de lodos en el reactor (kg)}}{\text{Purga de lodos biológicos (kg/d)}}$$

Ecuación 4.6

$$DBO_{\text{efluente}} = DBO_{\text{entrada}} \left(\frac{1}{1 + Kxt} \right) \quad \text{Ecuación 4.5}$$

$$\frac{\text{Alimento}}{\text{Biomasa}} = \frac{\text{Masa de DBO en el afluente (kg)}}{\text{Masa de lodos en el reactor (kg/d)}}$$

Ecuación 4.7

donde:

- K = Constante de oxidación biológica, 0.0007 a 0.0020 (L/mg h)

Estos dos parámetros se relacionan, a su vez, con la siguiente expresión:

Tabla 4.1 Valores representativos de la relación Nr/No

T °C	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26
C_{s0}	11.87	11.33	10.83	10.37	9.95	9.54	9.17	8.83	8.53	8.22
C_{s1}	9.14	8.72	8.34	7.98	7.66	7.34	7.06	6.8	6.57	6.33
Nr/No	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
No/Nr	1.99	2	2.01	2.01	2.01	2.02	2.02	2.01	2	1.99

C_{s0} = Concentración de saturación de oxígeno a 760 mm de Hg (mg/L)

C_{s1} = Concentración de saturación de oxígeno a 585 mm de Hg (mg/L)

$$\frac{1}{EL} = a \frac{A}{M} - b \quad \text{Ecuación 4.8}$$

donde:

La relación A/M multiplicada por la remoción esperada del proceso, expresado de otra manera, la relación entre la DBO removida (kg/d) y la masa de lodos en el reactor (kg). Las demás variables ya fueron definidas.

4.1.2. REMOCIÓN ESPERADA DEL PROCESO

Básicamente la remoción de la materia orgánica en las aguas residuales es producida por dos procesos:

- Mineralización (gasificación): por acción de las bacterias heterotróficas y por la biosíntesis o crecimiento de las bacterias
- La síntesis biológica: se manifiesta como la adsorción de las sustancias procedentes del agua residual metabolizadas y manifestadas como nuevos microorganismos

4.1.3. DESCRIPCIÓN DE ALGUNAS VARIACIONES DEL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS

- Estabilización por contacto: en este sistema el agua residual y el lodo activado son mezclados brevemente (20-30 minutos), tiempo necesario para que los microorganismos adsorban los contaminantes orgánicos en solución, pero no el necesario para que asimilen la materia orgánica.

El licor mezclado es sedimentado y derivado a otro tanque de aireación por un periodo de 2 a 3 horas para luego ser mezclado con el efluente que ingresa al primer tanque de aireación.

- Aireación por etapas: esta modificación consiste en que el flujo de agua residual es introducido al tanque aireador por varios puntos. En los puntos de alimentación se esparce la demanda de oxígeno en el aireador, lo que resulta en una mayor eficiencia de uso del oxígeno.
- Aireación extendida: su diagrama de flujo es esencialmente el mismo que un sistema de mezcla completa, excepto que no tiene sedimentador primario. El tiempo de retención hidráulico varía de 18 a 36 horas. Este periodo de aireación permite que las aguas residuales y lodo sean parcialmente digeridos en el tanque aireador, lo que permite su disposición sin que sea necesaria una gran capacidad de estabilización. Una variación del sistema de aireación extendida es la llamada zanja de oxidación
- Remoción de DBO: 85 a 95 por ciento
- Remoción de N-NH₃: 10 a 20 por ciento

4.1.4. GENERACIÓN DE LODOS

La generación de lodos biológicos depende de las características del sustrato, la relación A/M y la edad de lodos. Para las condiciones típicas de una planta convencional de aguas residuales municipales, la generación media de lodos.

Tabla 4.2 Generación de lodos

A/M kg DBO/(kg SSV d)	Generación de lodos kg de lodos/(kg DBO removida)
0.3	0.5
0.5	0.7

4.1.5. CRITERIOS DE DISEÑO

En la Tabla 4.3 se presentan los criterios típicos de diseño para una planta convencional de lodos activados para aguas residuales de origen predominantemente municipal.

El consumo de energía del proceso depende de la eficiencia del equipo de suministro de oxígeno, de las características del agua y de la remoción esperada del proceso; en la Tabla 4.4 se presentan datos típicos para aguas municipales.

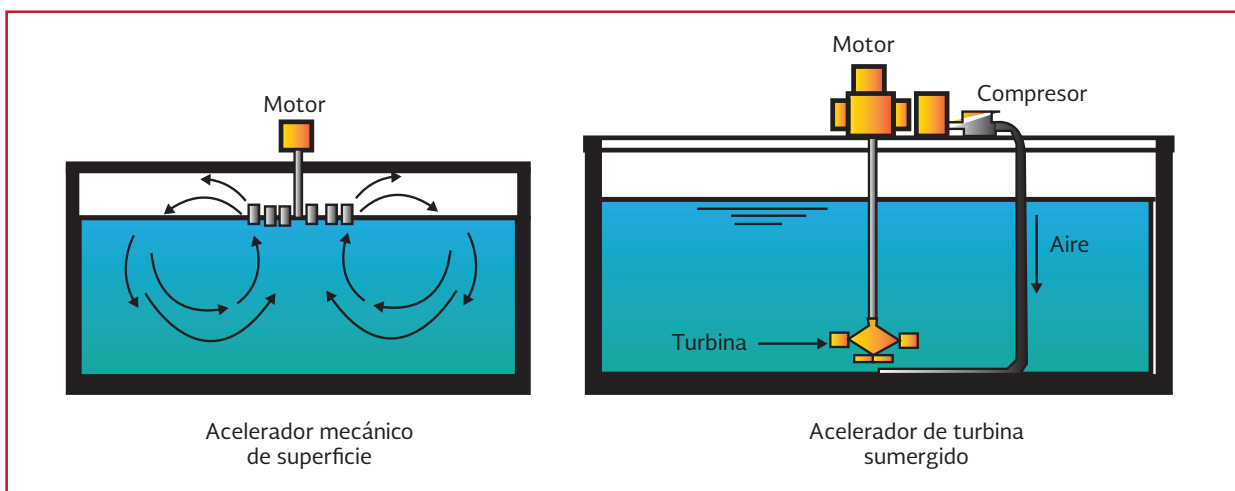
Tabla 4.3 Criterios típicos de diseño para una planta convencional de lodos activados

Parámetro	Convencional	Unidades
Carga orgánica volumétrica	0.40 a 0.80	kg DBO/d m ³
Tiempo de aireación (basado en gasto medio a través del proceso)	4 a 8	h
Sólidos suspendidos totales en el reactor (SST)	1 500 a 3 000	mg/L
Relación A/M	0.25 a .50	kg DBO/kg SSV d
Requerimientos de aire	54 a 102	m ³ /kg DBO removida
Edad de lodos	5 a 10	d

Tabla 4.4 Datos típicos del consumo de energía

Parámetro	Dimensión	Unidades
Oxígeno demandado en condiciones reales	150	mg/L
Relación No/Nr	2.0	h
Oxígeno suministrado, condiciones estándar	255	mg/L
Eficiencia del aireador		Energía requerida
kg/Hw h	kWh/m ³	
0.93	0.32	
1.23	0.24	
1.54	0.19	
1.85	0.16	

Ilustración 4.1 Reactor de lodos activados



4.1.6. IMPACTOS AMBIENTALES

- Producción de lodos biológicos que deben ser estabilizados para prevenir condiciones insalubres
- Posibles problemas de olores, controlables con un buen diseño y operación del sistema
- En el caso de aireadores mecánicos, posible formación de aerosoles
- Consumos relativamente altos de energía eléctrica

4.1.7. LODOS ACTIVADOS, ALTA TASA

El proceso de alta tasa de lodos activados es una variante del proceso convencional de lodos activados, y consiste en el empleo de:

- a) Bajos tiempos de retención hidráulica
- b) Altas concentraciones de lodos activados en el reactor

$$\text{Demanda de oxígeno} = a[\text{DBO}]_{\text{removido}} + b[\text{Masa de lodos biológicos en el reactor}]$$

Ecuación 4.9

donde:

- a = 0.4 a 0.6 mg de O_2 por mg de DBO removida
- b = 0.06 a 0.20 mg de O_2 destruidos por mg de lodos en el reactor por día

Dado que la capacidad de transferencia de oxígeno de los equipos comerciales de aireación se expresa en condiciones estándar de presión (760 mm Hg) y temperatura (20° C), y en caso de agua limpia con 0 mg/L de oxígeno disuelto, para calcular los requerimientos de equipo

- c) Bajos valores de la edad de lodos y altas relaciones A/M

El resultado de esta variante es un proceso más económico que el proceso convencional, pero con menores eficiencias en la remoción de DBO. La variante de lodos activados con alta tasa es empleada cuando los requerimientos de calidad del efluente no son muy estrictos o bien como un pretratamiento de aguas con altas concentraciones de contaminantes, antes de algún proceso secundario convencional. Debido a sus bajos tiempos de retención hidráulica, el proceso de alta tasa es muy sensible a fluctuaciones en el caudal de aguas residuales. Otro problema frecuente en el proceso de alta tasa es una pobre sedimentabilidad de los lodos biológicos.

4.1.7.1. Características del proceso

La demanda de oxígeno del proceso es menor que en el proceso convencional de lodos activados, y puede ser estimada con la misma ecuación:

es necesario convertir la demanda de oxígeno en condiciones reales (N_r) a la demanda equivalente en condiciones estándar (N_0). Para ello se emplea la siguiente ecuación:

$$\frac{N_r}{N_0} = \frac{\text{Capacidad en condiciones reales}}{\text{Capacidad en condiciones estándar}}$$

Ecuación 4.10

$$\frac{N_r}{N_0} = \alpha \left(\frac{\beta C_{sl} - C_o}{C_{sr}} \right) \theta^{t-20} \quad \text{Ecuación 4.11}$$

La generación de lodos, a diferencia de la demanda de oxígeno, no se reduce significati-

vamente en comparación con el proceso de lodos activados, porque la reducción en gene-

ración de lodos por respiración endógena es relativamente baja.

$$\text{Exceso de lodos} = a'[\text{DBO}]_{\text{removido}} + b'[\text{Masa de lodos biológicos en el reactor}]$$

Ecuación 4.12

La velocidad de remoción de DBO puede ser aproximada, en aguas residuales de origen municipal, con la misma ecuación que para el proceso convencional de lodos activados:

$$\text{DBO}_{\text{efluente}} = \text{DBO}_{\text{afluente}} \left(\frac{1}{1 + K_{xt}} \right)$$

Ecuación 4.13

Dos parámetros de utilidad en el control del proceso son la edad de lodos (EL) y la relación (A/M), definidas por las siguientes ecuaciones:

$$\text{Edad de lodos} = \frac{\text{Masa de lodos en el reactor (kg)}}{\text{Purga de lodos biológicos (kg/d)}}$$

Ecuación 4.14

$$\frac{\text{Alimento}}{\text{Biomasa}} = \frac{\text{Masa de DBO en el afluente (kg)}}{\text{Masa de lodos en el reactor (kg/d)}}$$

Ecuación 4.15

Estos dos parámetros se relacionan, a su vez, con la siguiente expresión:

$$\frac{1}{EL} = a \frac{A}{M} - b \quad \text{Ecuación 4.16}$$

donde A/M es la relación multiplicada por la remoción esperada del proceso o, expresado de otra manera, la relación entre la DBO removida (kg/d) y la masa de lodos en el reactor (kg). Las demás variables fueron definidas anteriormente.

4.1.7.2. Remoción esperada del proceso

Los porcentajes típicos de remoción de contaminantes son los siguientes:

- Remoción de DBO: 50 a 70 por ciento
- Remoción de N-NH₃: 5 a 10 por ciento

4.1.7.3. Generación de lodos

La generación de lodos biológicos depende de las características del substrato, la relación A/M y la edad de lodos. En la Tabla 4.5 se presenta, para las condiciones típicas de una planta de alta tasa de aguas municipales la generación media de lodos.

4.1.8. CRITERIOS DE DISEÑO

En la Tabla 4.6 se pueden ver los criterios típicos de diseño en una planta convencional de lodos activados con una de alta tasa, para aguas residuales de origen municipal.

4.1.9. CONSUMO DE ENERGÍA

La demanda de oxígeno en el proceso de alta tasa varía entre 0.9 y 1.2 kg de O₂ por kg de DBO removida, expresada en términos de kWh y para una demanda de 150 mg de oxígeno por litro de agua.

Tabla 4.5 Generación de lodos biológicos

A/M kg DBO/(kg SSV d)	Generación de lodos kg de lodos/(kg DBO removida)
0.4 a 0.8	0.6 a 0.8

Tabla 4.6 Criterios típicos de diseño

Parámetro	Convencional	Alta tasa	Unidades
Carga orgánica volumétrica	0.40 a 0.80	0.8 a 2.0	kg DBO/d m ³
Tiempo de aireación (basado en gasto medio a través del proceso)	4 a 8	2 a 4	h
Sólidos suspendidos totales en el reactor (SST)	1 500 a 3 000	3 000 a 5 000	mg/L
Relación A/M	0.25 a .50	0.4 a 0.8	kg DBO/kg SSV d
Requerimientos de aire	54 a 102	54 a 81	m ³ /kg DBO removida
Edad de lodos	5 a 10	2 a 5	d
Recirculación		0.25 a 0.5	
Fracción volátil de los SST		0.7 a 0.8	

La demanda de energía depende de la eficiencia del equipo de aireación, como se indica en la Tabla 4.7, considerando una relación No/Nr de dos.

4.1.9.1. Impacto ambiental

Los posibles impactos ambientales de este proceso son similares a los mencionados en el proceso convencional de lodos activados:

- Producción de lodos biológicos que deben ser estabilizados para prevenir condiciones insalubres
- Posibles problemas de olores, controlables con un buen diseño y operación del sistema
- En el caso de aireadores mecánicos, posible formación de aerosoles
- Consumos relativamente altos de energía eléctrica

4.1.10. AIREACIÓN EXTENDIDA

El proceso de aireación extendida es una variante del proceso convencional de lodos activados, consistente en el empleo de:

- altos tiempos de retención hidráulica
- altas concentraciones de lodos activados en el reactor
- altos valores de la edad de lodos
- bajas relaciones A/M

Bajo estas condiciones, el proceso biológico opera en la fase de respiración endógena con mineralización, casi completa, de los lodos biológicos. Debido al alto tiempo de retención hidráulico empleado y alta concentración de lodos en el reactor, el proceso soporta fácilmente fluctuaciones tanto en la carga hidráulica como en la carga orgánica. La aplicabilidad de este proceso se limita, generalmente, a plantas pequeñas (de las llamadas "plantas paquetes" para gastos menores de 25 L/s), pues en plantas grandes sus costos iniciales y sus altos costos de operación no le permiten competir favorablemente con otras alternativas de tratamientos biológicos.

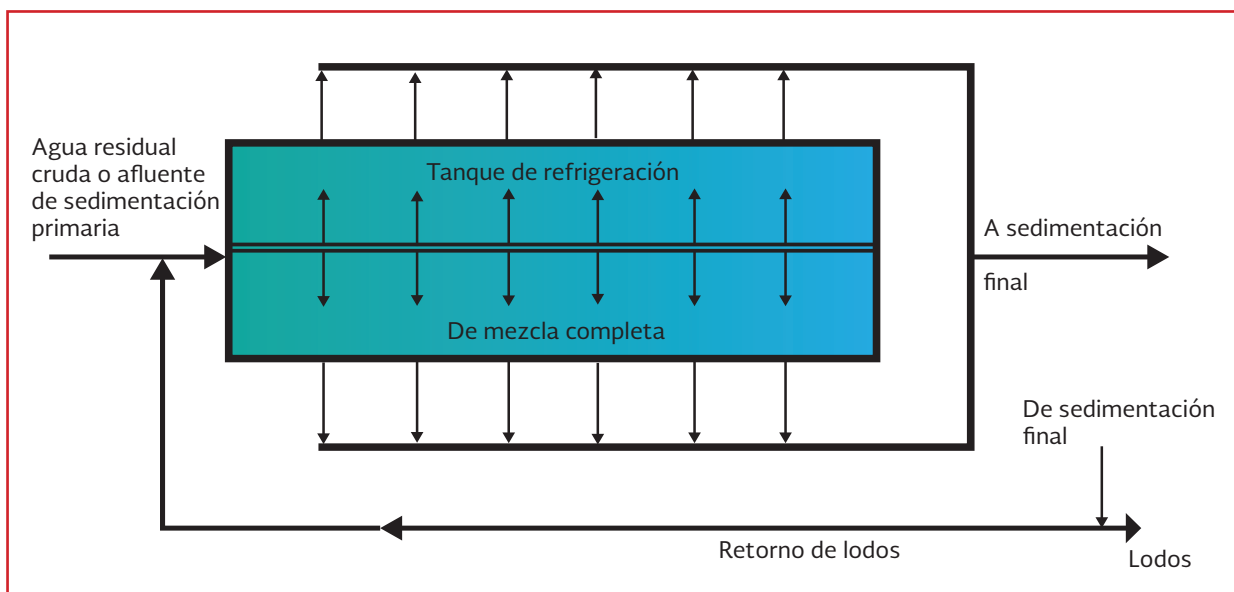
4.1.10.1. Características del proceso

El proceso de aireación extendida es empleado generalmente sin sedimentación primaria.

Tabla 4.7 Eficiencia del equipo de aireación

Eficiencia del aireador	Energía
kg/kWh	kWh/m ³
0.93	0.29 a 0.39
1.23	0.22 a 0.29
1.54	0.18 a 0.23
1.85	0.15 a 0.19

Ilustración 4.2 Proceso de lodos activados, alta tasa



Otras características de este proceso son:

- Cierta eficiencia en la remoción de compuestos volátiles por desorción
- Adsorción de metales pesados en el lodo biológico
- Nitrificación de las aguas, que sería la conversión biológica de las formas reducidas de nitrógeno (N orgánico y $N-NH_3$) a nitratos

El proceso de aireación extendida puede ocurrir en un reactor totalmente mezclado, pero, con el fin de aprovechar mejor la energía requerida en el suministro de oxígeno, es frecuente el empleo de las variantes de aireación por pasos o de la variante estabilización por contacto.

En la aireación por pasos, se busca establecer un régimen hidráulico de flujo pistón en el reactor, y la alimentación de oxígeno en cada sección del tanque es proporcional a la demanda de oxígeno específica de cada sección. En el proceso de estabilización por contacto, el agua cruda es aireada por un corto período (generalmente menos de 1 hora) con una alta concentración de lodos activos, y de ahí se pasan a la separación gravimétrica. De esta manera se logra eliminar parte de la DBO por adsorción en el lodo activo, reduciendo la demanda de oxígeno del sistema; este proceso se emplea generalmente, cuando una fracción importante de la DBO se encuentra en forma suspendida. La demanda de oxígeno en el proceso de aireación extendida es considerable-

mente mayor que en el proceso convencional de lodos activados. La magnitud de la demanda es el resultado de la suma de demanda de oxígeno para la oxidación biológica de la DBO carbonácea, más la necesaria para el proceso de nitrificación (4.6 kg de O₂ por kg de N-NH₃ oxidado). El proceso de nitrificación, cabe mencionar, redu-

ce la alcalinidad del agua. La generación de lodos es menor que en el proceso convencional de lodos activados, con la ventaja adicional de que los lodos producidos están casi totalmente digeridos y son relativamente fáciles de desaguar. La ecuación para estimar la generación de lodos es similar que para el proceso convencional:

$$\text{Exceso de lodos} = a[DBO]_{\text{removido}} + b[\text{Masa de lodos biológicos en el reactor}]$$

Ecuación 4.17

donde:

- a = 0.6 a 0.8 mg de lodos por mg de DBO removida
- b = 0.06 a 0.20 mg de lodos destruidos por mg de lodos en el reactor por día

La velocidad de remoción de DBO puede ser aproximada, para aguas residuales de origen doméstico, con la misma ecuación que para el proceso convencional de lodos activados:

$$DBO_{\text{efluente}} = DBO_{\text{afluente}} \left(\frac{1}{1 + Kxt} \right) \quad \text{Ecuación 4.18}$$

Dos parámetros de utilidad en el control del proceso son la edad de lodos (EL) y la relación A/M, definidas por las siguientes ecuaciones:

$$\text{Edad de lodos} = \frac{\text{Masa de lodos en el reactor (Kg)}}{\text{Purga de lodos biológicos (Kg/d)}}$$

Ecuación 4.19

$$\frac{\text{Alimento}}{\text{Biomasa}} = \frac{\text{Masa de DBO en el afluyente (Kg)}}{\text{Masa de lodos en el reactor (Kg/d)}}$$

Ecuación 4.20

Estos dos parámetros se relacionan, a su vez, con la siguiente expresión:

$$\frac{1}{EL} = a \frac{A}{M} - b \quad \text{Ecuación 4.21}$$

Siendo (A/M) la relación multiplicada por la remoción esperada del proceso o, expresado de otra manera, la relación entre la DBO removida (kg/d) y la masa de lodos en el reactor (kg), las demás variables como fueron anteriormente definidas.

La velocidad a la que ocurre el proceso de nitrificación puede relacionarse empíricamente con la edad de los lodos en el reactor, la literatura técnica especializada incluye numerosos ejemplos de esta correlación. Para el proceso de aireación extendida la conversión media de NTK (nitrógeno total de Kjeldhal) a nitratos se presenta en la siguiente sección.

4.1.10.2. Remoción esperada del proceso

El efluente de un buen sistema de aireación extendida puede llegar a tener una calidad comparable a la de una fuente de agua potable. Los porcentajes típicos de remoción de contaminantes son los siguientes:

- Remoción de DBO= 85 a 95 por ciento
- Remoción de N-NH_3 = 50 a 90 por ciento

4.1.10.3. Generación de lodos

La generación de lodos biológicos en este proceso es una de las más bajas entre todas las variantes del proceso de lodos activados, generalmente entre 0.15 y 0.30 kg de exceso de lodos generados por kg de DBO removida.

4.1.10.4. Criterios de diseño

En la Tabla 4.6 se comparan los criterios típicos de diseño para una planta de aireación extendida con una planta convencional de lodos activados para aguas residuales de origen predominantemente municipal.

4.1.10.5. Consumo de energía

La demanda de oxígeno en el proceso de aireación extendida varía entre 2.0 y 2.5 kg de O_2 por kg de DBO removida. Expresado en términos de kWh y para una demanda de 150 mg de oxígeno por litro de agua. La demanda de energía es función de la eficiencia del equipo de aireación, como se indica en la Tabla 6.2 Para una relación N_o/N_r de dos.

4.1.10.6. Impacto ambiental

Los posibles impactos ambientales de este proceso son similares a los mencionados para el convencional de lodos activados. Además en el caso de aireadores mecánicos es posible formación de aerosoles.

4.2. ZANJAS DE OXIDACIÓN

Una zanja de oxidación es un proceso de tratamiento biológico de lodos activados, comúnmente operado como un proceso de aireación extendida. La unidad consiste de un canal en forma de circuito cerrado, de 0.9 a 1.8 m de profundidad, con paredes de 45° de pendiente y aireadores mecánicos, localizados en uno o varios puntos a lo ancho de la zanja. El efluente de un pretratamiento, comúnmente cribado, trituración o desarenación, entra a la zanja, es aireado por cepillos horizontales, o aireadores tipo disco diseñados especialmente para zanjas de oxidación y circula a lo largo del canal a una velocidad de aproximadamente 0.3 a 0.6 m/segundo. Los aireadores crean una mezcla y provocan la circulación del agua en la zanja, así como una transferencia de oxígeno suficiente.

La mezcla en el canal es uniforme, pero pueden existir zonas de baja concentración de oxígeno disuelto. Los aireadores operan en un ámbito de 60 a 110 r/min, y proporcionan velocidad suficiente para mantener los sólidos en suspensión. En este proceso puede ocurrir un alto grado de nitrificación, sin ninguna modificación del sistema en especial debido a los largos tiempos de retención de los sólidos utilizados (10 a 50 días). El efluente de las zanjas de oxidación alimenta a los sedimentadores secundarios. El proceso de zanjas de oxidación se aplica a cualquier situación donde sea apropiado un tratamiento de lodos activados (convencional o aireación extendida). El costo del proceso de tratamiento es generalmente menor a otros procesos biológicos para un ámbito de flujos entre 0.38 a 38 mL/día.

4.2.1. CRITERIOS DE DISEÑO

En la Tabla 4.8 se presentan los criterios de diseño de las zanjas de oxidación para su forma de aireación extendida.

4.2.2. REMOCIÓN ESPERADA DEL PROCESO

De la manera mostrada en la Tabla 4.9 se pueden resumir las eficiencias del proceso.

Ilustración 4.3 Esquema de laguna facultativa

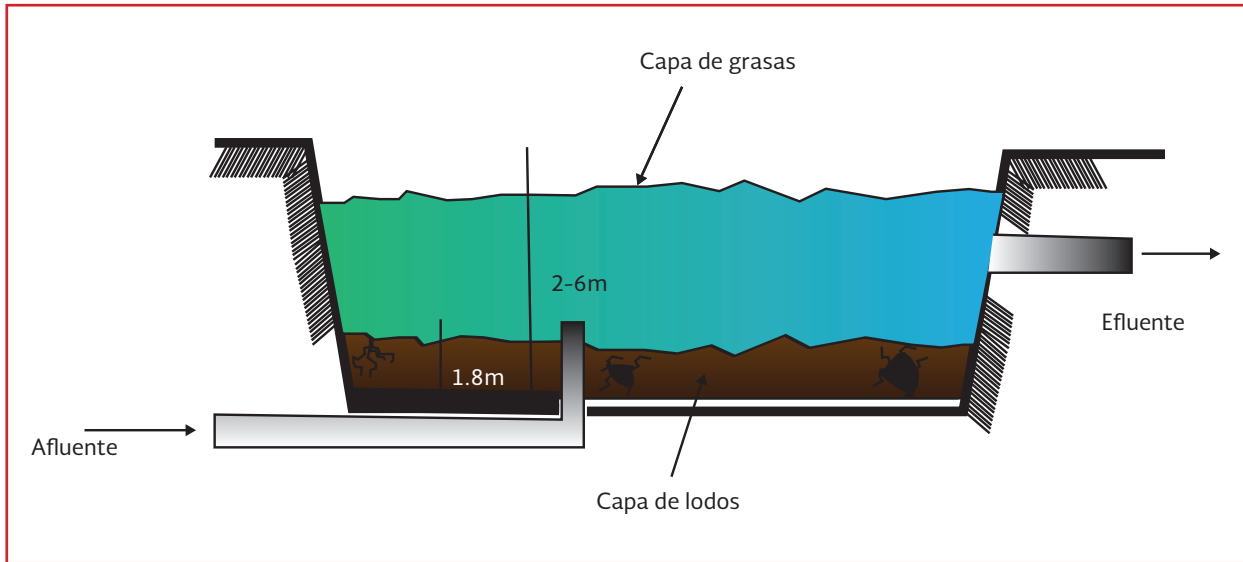


Tabla 4.8 Criterios de diseño de las zanjas de oxidación

Concepto	Dimensión	Unidades
Carga de DBO	134 a 240	kg/(1 000 m ³ volumen de aireación d)
Edad de lodos	10 a 33	d
Profundidad del canal	0.9 a 1.8	m
Geometría del canal	Paredes verticales o de 45°	
Tiempo de retención en el canal de aireación	1	d

Tabla 4.9 Eficiencias del proceso

Parámetro	Efluente (mg/l)			% de remoción		
	Invierno	Verano	Promedio anual	Invierno	Verano	Promedio anual
DBO	15.2	1.2	12.3	92	94	93
Sólidos suspendidos	13.6	9.3	10.5	93	94	94

Se ha obtenido una remoción de nitrógeno amoniacal de 40 a 80 %.

La confiabilidad promedio en plantas de tratamiento con zanjas de oxidación se puede resumir según se ha reportado en los estudios de evaluación (Tabla 4.10).

El consumo de energía en zanjas de oxidación se puede estimar en base al flujo de agua, requerimiento de oxígeno por DBO removida y eficiencia de transferencia de oxígeno. Para fines de estimación se puede suponer una eficiencia de transferencia de oxígeno de 1.8 Lb O₂/HP h y un requerimiento de oxígeno de 1.5 Lb por 0.2 Lb DBO removida.

4.2.3. IMPACTO AMBIENTAL

El impacto ambiental con respecto a olores y contaminación del aire es similar al de los procesos de lodos activados convencionales.

4.3. REACTORES BIOLÓGICOS SECUENCIALES

El tratamiento y reutilización de aguas residuales urbanas e industriales es una opción que viene tomando importancia en zonas de recursos

Ilustración 4.4 Esquema de zanja de oxidación

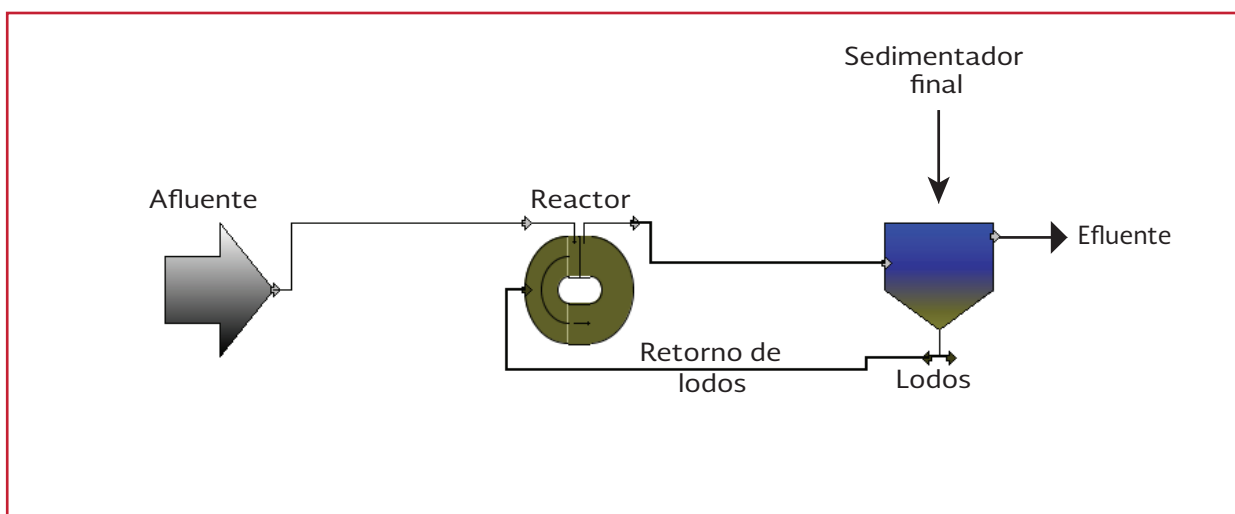
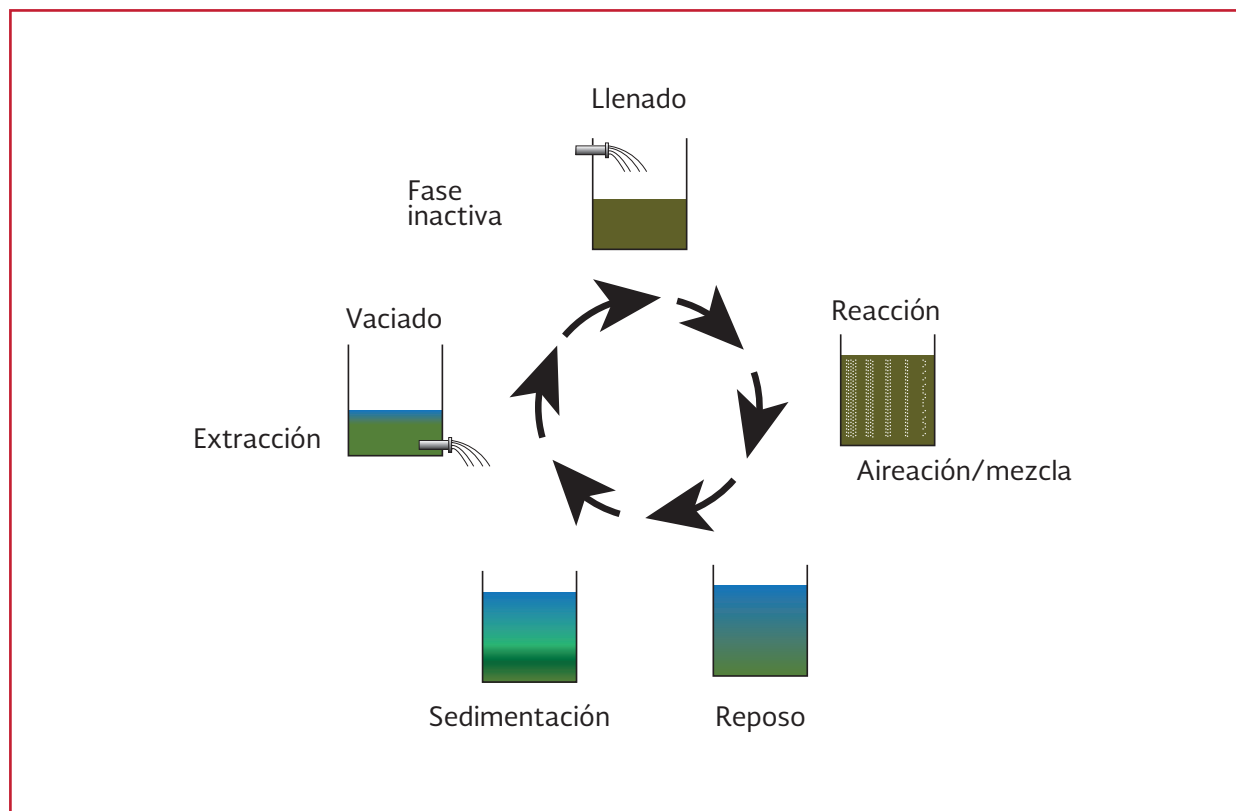


Tabla 4.10 Confiabilidad promedio en plantas de tratamiento con zanjas de oxidación

Concentración en el efluente	Frecuencia reportada en %	
	SST	DBO
< 10 mg/L	65	65
< 20 mg/L	85	90
< 30 mg/L	94	96

Ilustración 4.5 Diagrama de operación de un reactor biológico secuencial



hídricos escasos, y que obliga a la mejora de las tecnologías de tratamiento. Las aguas residuales industriales tienen, entre sus características habituales, la presencia de contaminantes orgánicos resistentes a la degradación por vía química, y tóxicos para el desarrollo de la actividad de los microorganismos en tratamientos biológicos convencionales. Este es el caso de contaminantes tales como compuestos aromáticos (fenoles y clorofenoles), plaguicidas clorados (PCB), ariolos, alquilsulfonatos (detergentes) e hidrocarburos lineales. Algunas tecnologías denominadas avanzadas se han dirigido a la utilización de procesos de oxidación química, que permiten la mineralización de estos contaminantes a dióxido de carbono y agua, o su transformación en otros productos de menor toxicidad que resulten más fácilmente biodegradables.

Entre los sistemas de tratamiento biológico, los reactores secuenciales de flujo discontinuo (SBR, por sus siglas en inglés), son cada vez más utilizados en el tratamiento de aguas residuales industriales. Un reactor discontinuo secuencial es un sistema de crecimiento suspendido en el que el agua residual se mezcla con un lodo biológico existente en un medio aireado. Es el único proceso biológico en el que se combina en un mismo tanque el proceso de reacción, aireación y clarificación. El sistema SBR consta de, al menos, cuatro procesos cíclicos: llenado, reacción, decantación y vaciado, tanto de efluente como de lodos. En la primera fase, llamada llenado estático, se introduce el agua residual al sistema bajo condiciones estáticas. El llenado puede ser dinámico si se produce durante el período de reacción. Durante la segunda fase del ciclo,

el agua residual es mezclada mecánicamente para eliminar las posibles espumas superficiales y preparar a los microorganismos para recibir oxígeno. En esta segunda etapa (reacción) se inyecta aire al sistema. La etapa de reacción es un proceso cuyos resultados varían con su duración, y en la que el agua residual es continuamente mezclada y aireada, permitiendo que se produzca el proceso de degradación biológica. El tercer ciclo, llamado etapa de decantación, genera condiciones de reposo en todo el tanque para que los lodos puedan decantar. Durante la última fase, o fase de vaciado, el agua tratada es retirada del tanque mediante un sistema de eliminación de sobrenadante superficial. Finalmente, se puede purgar el lodo generado para mantener constante su concentración.

El proceso combina, en un mismo tanque, reacción, aireación y clarificación. El empleo de un único tanque reduce sustancialmente la inversión necesaria. Otras ventajas de los SBR son la facilidad para el control de la operación, la flexibilidad ante fluctuaciones de caudal, la concentración de las aguas residuales y que permiten obtener buenos resultados en el tratamiento de compuestos refractarios con respecto de los sistemas biológicos convencionales.

4.3.1. FASES DEL PROCESO

Sistema de tratamiento de lodos activados que es operado en fases de llenado y vaciado. Dado que los sistemas SBR usan el mismo embalse para estabilización biológica y sedimentación de sólidos, eliminan la necesidad de tener un tanque de sedimentación secundaria.

Su funcionamiento se basa en la secuencia de ciclos de vaciado. Los procesos unitarios que intervienen son idénticos a los de un proce-

so convencional de lodos activados. En ambos sistemas intervienen la aireación y la sedimentación-clarificación. No obstante, existe entre ambos una importante diferencia. En las plantas convencionales, los procesos se llevan a cabo simultáneamente en compartimientos separados, mientras que en los SBR, los procesos ocurren secuencialmente en el mismo tanque. Tal como se emplean hoy en día, todos los sistemas SBR tienen en común cinco etapas, que ocurren en forma secuencial:

1. Llenado
2. Reacción (aireación)
3. Sedimentación (clarificación)
4. Extracción (vaciado por decantación)
5. Fase inactiva

4.3.2. LLENADO

El objetivo de esta fase es la adición de sustrato (agua residual bruta o afluente primario) al reactor que permite que el nivel del líquido en el depósito ascienda desde cerca del 25 por ciento (al final de la fase inactiva), hasta el 100 por ciento de su capacidad. Este proceso suele ocupar aproximadamente el 25 por ciento de la duración total del ciclo.

4.3.3. REACCIÓN

El propósito de esta fase es que se completen las reacciones iniciadas durante la fase de llenado. Suele ocupar el 35 por ciento de la duración total del ciclo.

4.3.4. SEDIMENTACIÓN

El objetivo de esta fase es separar los sólidos para conseguir un sobrenadante clarificado como efluente. En un reactor de este tipo, este proceso

suele ser mucho más eficiente que en un reactor de flujo continuo debido a que el contenido del reactor está completamente en reposo.

4.3.5. EXTRACCIÓN

El propósito de la fase de vaciado es la extracción del agua clarificada del reactor. Actualmente se emplean muchos métodos de decantación; los más empleados son los vertederos flotantes o ajustables. El tiempo que se dedica al vaciado del reactor puede variar entre el 20 por ciento y el 50 por ciento de la duración total del ciclo (entre 15 minutos y 2 horas); 45 minutos es la duración típica.

4.3.6. FASE INACTIVA

El objetivo de la fase inactiva en un sistema de múltiples tanques es permitir que un reactor termine su fase de llenado antes de conectar otra unidad. Puesto que no es una fase necesaria, en algunos casos se omite.

La purga de lodo suele tener lugar durante la fase de sedimentación o la fase inactiva, aunque puede llevarse a cabo durante cualquier fase, dependiendo del modo de operación. La purga del lodo es otro paso importante en el funcionamiento de los SBR que afecta de manera importante su rendimiento. No se incluye como una de las cinco etapas básicas del proceso porque no existe un momento determinado dedicado a la eliminación del lodo dentro del ciclo de funcionamiento. La cantidad de lodo que hay que purgar y la frecuencia con que se debe efectuar la purga se determinan según las necesidades dictadas por los rendimientos, como ocurre con el sistema de flujo continuo convencional. En el funcionamiento de los SBR, la purga del lodo suele realizarse en la fase de sedimentación o en

la de inactividad. Una característica única de los SBR es que no es necesario disponer de un retorno de lodos activados. Debido a que tanto la aireación como la decantación tienen lugar en el mismo estanque, no se pierde cantidad de lodo alguna.

4.3.7. CRITERIOS DE DISEÑO

Para el diseño de cualquier planta de tratamiento de aguas residuales el primer paso es determinar las características anticipadas del agua residual y los requerimientos para el efluente del sistema propuesto. Los parámetros del afluente incluyen típicamente el caudal de diseño, el caudal diario máximo, el DBO, los SST (sólidos suspendidos totales), el pH, la alcalinidad, el nitrógeno total Kjeldahl (cantidad total de nitrógeno en el agua analizada, NTK), el nitrógeno amoniacal (N-NH_3) y el fósforo total. Pueden requerirse también otros parámetros para aguas residuales industriales y domésticas.

Se debe contactar a la agencia reguladora estatal para determinar los requerimientos para el efluente de la planta propuesta. Estos parámetros de descarga están especificados como límites máximos permisibles en las Normas Oficiales Mexicanas, tanto para lodos o descargas de plantas de tratamiento de agua residual. Los parámetros que normalmente se incluyen en los permisos para sistemas municipales son el caudal, la DBO, los SST y las bacterias coliformes fecales. Además, muchos estados están adoptando la remoción de nutrientes, por lo cual también pueden requerirse el nitrógeno total, el NTK, el N-NH_3 y el fósforo total. Es imprescindible establecer los requerimientos del efluente porque estos impactan la secuencia de operación de los sistemas SBR. Por ejemplo, si se tiene un requerimiento de N-NH_3 o NTK, entonces

es necesario tener nitrificación. Si se tiene un límite de nitrógeno total, tanto nitrificación como desnitrificación serán necesarias.

Una vez que se determinan las características del afluente y el efluente, el ingeniero normalmente consulta con fabricantes de SBR en cuanto a las recomendaciones de diseño. Con base en estos parámetros y otros específicos para el sitio de tratamiento, tales como la temperatura, se seleccionan los que sean claves en el diseño del sistema.

Un ejemplo de los parámetros para la carga de un sistema de aguas residuales se señala en la Tabla 4.11. Una vez que se determinan los parámetros clave de diseño, se puede calcular el número de ciclos por día, el número de tanques, el volumen de decantación, el tamaño del reactor y los tiempos de retención. Además, se puede dimensionar el equipo de aireación, el decantador y las tuberías asociadas. Otra información específica del sitio es necesaria para seleccionar el tamaño de los equipos de aireación, tal como la elevación del terreno sobre el nivel del mar, la temperatura del agua residual y la concentración total de sólidos disueltos.

4.3.8. OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO

La operación de un reactor SBR se basa en el principio de llenado-descarga, que consiste en los siguientes 5 pasos básicos: llenado, reacción,

sedimentación, extracción y fase inactiva (anteriormente descritas). Más de una estrategia operacional es factible durante la mayoría de esos pasos. Para aplicaciones de aguas residuales industriales normalmente se requieren estudios de tratabilidad para determinar la secuencia óptima de operación. En la mayoría de las plantas de tratamiento de agua residual doméstica no se requieren dichos estudios para determinar la secuencia de operación, porque el flujo de agua residual doméstica y sus variaciones características son generalmente predecibles. Además, la mayoría de los diseñadores de ese tipo de plantas utilizan diseños de tipo conservador.

El paso de inactividad tiene lugar entre los pasos de extracción y llenado, durante los cuales se hace la remoción del efluente tratado y se adiciona el afluente de agua residual. La duración del paso de inactividad varía dependiendo del caudal afluente y de la estrategia de operación. La homogenización de caudales puede hacerse durante este paso si se utilizan tiempos variables de inactividad. La mezcla para acondicionar la biomasa y la purga de lodos también puede ser llevada a cabo durante el paso de inactividad, dependiendo de la estrategia operacional.

El agua afluente se añade al reactor durante el paso de llenado. Las siguientes modalidades son utilizadas en el paso de llenado, y cualquiera de ellas puede ser usada dependiendo de la estrategia operacional: llenado estático, llenado

Tabla 4.11 Parámetros clave de diseño para tasas de carga convencionales

	Industrial	Municipal
Relación A/M	0.15 - 0.4 d ⁻¹	0.15 -0.6 d ⁻¹
Duración del ciclo de tratamiento	4.0 horas	4.0 – 24 horas
Concentración típica de sólidos suspendidos en el licor mezclado a nivel bajo de agua	2 000 – 2 500 mg/L	2 000 - 4 000 mg/L
Tiempo hidráulico de retención	6 - 14 horas	varía

con mezclado y llenado con aireación. Durante el llenado estático, el agua residual afluente se añade a la biomasa ya presente en el reactor. El llenado estático no tiene mezcla ni aireación, lo cual significa que se tendrá una alta concentración de sustrato (alimento) una vez se inicie la mezcla. Una alta relación A/M crea un medio propicio para que los organismos crezcan en flóculos en vez de filamentos, lo que da al lodo buenas características de sedimentación. Además, las condiciones de llenado estático favorecen a los organismos que hacen almacenamiento interno de productos durante condiciones de alta concentración de sustrato, lo cual es un requisito para la remoción biológica del fósforo.

El llenado estático puede ser comparado con el uso de compartimientos "selectores" para el control de la relación A/M en un sistema convencional de lodos activados. El llenado con mezcla es llevado a cabo mezclando los compuestos orgánicos del afluente con la biomasa, iniciando así las reacciones biológicas. Durante el llenado con mezcla, las bacterias degradan biológicamente los compuestos orgánicos y utilizan el oxígeno residual u otro compuesto receptor de electrones alterno como los nitratos. En este medio la desnitrificación puede ocurrir en condiciones anóxicas.

La desnitrificación es la conversión biológica de nitratos a gas nitrógeno. Un medio anóxico se define como la condición en la cual no se presenta oxígeno libre y el nitrato es utilizado por los microorganismos como receptor de electrones. En un sistema convencional de remoción biológica de nutrientes, el llenado con mezcla es comparable a la zona anóxica que se utiliza para la desnitrificación. También se pueden obtener condiciones anaerobias durante la fase de llenado con mezcla. Una vez que los organis-

mos han utilizado los nitratos, el sulfato se convierte en el compuesto receptor de electrones. Las condiciones anaerobias se caracterizan por la falta de oxígeno y el uso del sulfato como compuesto receptor de electrones.

El llenado con aireación tiene lugar cuando se suministra aire al contenido del reactor para iniciar reacciones aeróbicas que se completan en la etapa "reacción". El llenado con aireación reduce el tiempo requerido para el paso de reacción.

Las reacciones biológicas se completan en el paso de reacción, en el cual se presenta las modalidades de reacción con mezcla y reacción con aireación. Con aireación se completan las reacciones aeróbicas que se iniciaron durante el llenado aireado, y puede lograrse la nitrificación. La nitrificación es la conversión del nitrógeno en forma amoniacal a nitritos y finalmente a nitratos. Si se selecciona la modalidad de reacción con mezcla se puede llegar a condiciones anóxicas para la desnitrificación. Condiciones anaerobias también pueden ser obtenidas en la modalidad de reacción con mezcla para la remoción del fósforo.

La etapa de sedimentación ocurre normalmente durante condiciones de reposo en el reactor biológico secuencial. En algunos casos una agitación moderada durante las fases iniciales de la sedimentación puede producir un efluente mejor clarificado y lodo sedimentado de textura mas consistente. En un reactor SBR no existen corrientes de afluente o efluente que interfieran con el proceso de sedimentación, como sí es el caso de los sistemas convencionales de lodos activados.

La etapa de descarga usa un decantador para remover el efluente tratado, y es el proceso en el cual se diferencian más los fabricantes de siste-

mas SBR. En general, existen decantadores flotantes y fijos. Los flotantes tienen varias ventajas con relación a los fijos, según se discute en la sección de descripción de tanques y equipos.

Los SBR normalmente eliminan la necesidad de usar sedimentadores primarios y secundarios separados en la mayor parte de los sistemas municipales, reduciendo así los requisitos de operación y mantenimiento. Además, no se requieren bombas de recirculación de lodos. En sistemas convencionales de remoción biológica de nutrientes pueden ser necesarias bombas de recirculación para los reactores anóxicos, los mezcladores de la zona anóxica, los tanques de sustancias tóxicas y los equipos de aireación de estos tanques, también la recirculación interna de nitratos de los MLSS. Con el SBR esto puede lograrse en un solo reactor usando los equipos de aireación y mezcla, minimizando así los requisitos de O/M que, de otra manera, se necesitarían para los sedimentadores y las bombas.

Dado que los elementos críticos de un sistema de SBR son los controles, las válvulas automáticas y los interruptores automáticos, estos sistemas pueden necesitar un mayor mantenimiento que en los sistemas convencionales de lodos activados. Un incremento en el nivel de sofisticación también significa que existen más elementos que pueden fallar o requerir mantenimiento. El nivel de sofisticación puede ser muy alto en las plantas de tratamiento de SBR de mayor tamaño, requiriéndose un alto esfuerzo de mantenimiento de las válvulas e interruptores automáticos.

Una flexibilidad operativa muy significativa está asociada con los sistemas SBR. Un SBR puede ser ajustado para simular cualquier proceso de un sistema convencional de lodos activados. Por ejemplo, los tiempos de retención en la modalidad

de reacción con aireación de un SBR pueden ser modificados para lograr la simulación de un sistema de estabilización por contacto con un tiempo hidráulico de retención (T_{HR}) de 3.5 a 7 horas o, al tiempo extremo, un sistema de tratamiento de aireación extendida con un T_{HR} de 18 a 36 horas. Para una planta convencional de lodos activados, la modalidad de reacción con aireación (condiciones aeróbicas) y la modalidad de reacción con mezcla (condiciones anóxicas) pueden ser alternadas para lograr la nitrificación y desnitrificación. La modalidad de llenado con mezcla y reacción con mezcla pueden ser usados para lograr la desnitrificación usando condiciones anóxicas. Además, estas modalidades pueden ser finalmente usadas para lograr condiciones anaerobias en las cuales se produce la remoción del fósforo. Los sistemas convencionales de lodos activados normalmente requieren un volumen adicional de tanques para contar con esa flexibilidad. Los sistemas SBR operan en el tiempo en lugar del espacio, y por esto el número de ciclos por día puede ser modificado para controlar los límites deseados del efluente, lo cual es una flexibilidad adicional asociada con los reactores biológicos secuenciales.

4.4. BIORREACTORES CON MEMBRANA

Las tecnologías para el tratamiento de aguas residuales y para su reutilización abarcan un número enorme de opciones. Comparados con los procesos típicos de tratamiento de las aguas residuales, los biorreactores con membrana (MBR, por sus siglas en inglés) ofrecen muchas ventajas: altos valores de remoción, baja producción de lodos y uso de menores espacios para su instalación. A pesar de que esta tecnología se presenta como una novedosa forma de tratamiento de las aguas, su investigación y comercialización comenzó hace

aproximadamente treinta años, cuando se consideró como un sistema óptimo para el tratamiento de las aguas residuales la combinación de membranas y un proceso biológico.

Actualmente, los MBR se usan extensamente en Japón, derivado de los inconvenientes derivados del suelo disponible. Varias compañías ofrecen procesos para el tratamiento, reutilización del agua y otras varias aplicaciones industriales, principalmente en industria alimentaria y de bebidas en las que son comunes elevadas concentraciones de la demanda química de oxígeno.

Existen alrededor de quinientos MBR comerciales que operan en diversas partes del mundo, y muchos otros en fase de proyecto o construcción. Los lugares en los que más se ha extendido esta tecnología son: Japón (que cuenta con aproximadamente las dos terceras partes de los procesos en el mundo), América del Norte y Europa. Casi todos los sistemas complementan el proceso de separación de membrana con un proceso biológico aerobio, y más de la mitad de estos sistemas comerciales tienen la membrana sumergida en el biorreactor, mientras que los restantes la tienen externa.

4.4.1. OPERACIÓN

Un MBR se compone de dos partes integradas en una sola: por un lado, el reactor biológico responsable del tratamiento biológico, y por otro, la separación física de la biomasa y el agua mediante un sistema de filtración directa con membranas. La ventaja de los sistemas MBR se deriva de las elevadas concentraciones de biomasa con las que se

opera, gracias a la presencia de una barrera física (membrana) que no deja pasar las bacterias. El reactor es operado de manera similar a un proceso de lodos activados.

4.4.2. COMPARACIÓN CON OTRAS TECNOLOGÍAS

De todos los procesos que se han desarrollado para el tratamiento de las aguas residuales, el sistema de lodos activados ha sido el más empleado. En un principio, la tecnología de membrana solamente se usaba como un complemento en el proceso convencional. La microfiltración, la ultrafiltración y la osmosis inversa se utilizaron en áreas donde había requerimientos de descarga muy rigurosos o donde se pretendía reutilizar el agua tratada. Los principales factores que limitaron el desarrollo de la tecnología de membrana fueron el elevado costo de inversión y operación, y el inadecuado conocimiento de las ventajas potenciales de las membranas en el tratamiento de las aguas residuales. Sin embargo, la aparición de módulos de membrana menos costosos y más efectivos, junto con el endurecimiento de los requisitos de descarga, hicieron que se volviera a tener interés en la tecnología de membrana. El balance económico pudiera ser favorable a los MBR si se tiene en cuenta la excelente calidad de agua tratada que se consigue y que debe ser reutilizada para fines específicos o para intercambio. De este modo, la tecnología MBR es especialmente valiosa frente a las otras tecnologías por las siguientes características:

Hay una retención eficaz de los sólidos suspendidos y de los compuestos más solubles dentro del biorre-

actor, lo que proporciona un efluente de excelente calidad y potencialmente reutilizable, que cumple los requisitos de descarga más rigurosos. Se logra la retención de las bacterias y se obtiene un efluente estéril, eliminando la necesidad de llevar a cabo costosos procesos de desinfección.

La ausencia del sedimentador, que también actúa como un selector natural de la población bacteriana, permite que se desarrollen bacterias de crecimiento lento y que persistan en el biorreactor. La mayor parte de las plantas MBR operan con edades de lodo de 40 días o superiores. Estas edades de lodo elevadas puede reducir en 40 por ciento el tiempo de operación, con la consiguiente reducción de los costos operativos.

4.4.3. CONFIGURACIÓN

No existe una forma universal y única de acoplamiento entre un reactor biológico y la separación de líquidos y sólidos. Tampoco existe un tipo de MBR que sea claramente superior a otra. Hay en el mercado una multitud de opciones cuya elección dependerá de los requerimientos del usuario según un criterio técnico y económico. Sin embargo, un aspecto importante a considerar en la elección de la tecnología es la configuración del sistema. Distinguimos dos tipos principales de biorreactores de membrana con base en su configuración:

De membrana integrada o sumergida

La unidad de membrana que realiza la separación física está inmersa en el tanque biológico. Se obtiene la fuerza impulsora a través de la membrana presurizando el biorreactor o creando una presión negativa en el lado permeado de la membrana. Generalmente se coloca un difusor de aire justo

debajo del módulo de la membrana, para suministrar el aire necesario en la homogeneización del contenido del tanque, para el proceso biológico y la propia limpieza de la membrana.

De membrana externa o con recirculación

Esta configuración implica que la biomasa es recirculada, desde el biorreactor, hasta la unidad de membrana que se dispone externamente a la unidad biológica. La fuerza impulsora es la presión creada por la alta velocidad del flujo a través de la superficie de la membrana. La aparición de membranas poliméricas menos costosas y más resistentes, junto a los requerimientos de presión menores y la obtención de un flujo permeado mayor, han aumentado el uso mundial de los MBR con membranas sumergidas.

Se han usado varios tipos y configuraciones de membranas en el proceso:

- a) Según su forma: se pueden encontrar unidades MBR con membranas planas, tubulares, de disco rotatorio o de fibra hueca
- b) Atendiendo a su composición: pueden ser orgánicas o inorgánicas (cerámicas, fundamentalmente)
- c) Respecto al tamaño de poro: pueden ser de microfiltración (separa sustancias suspendidas de hasta una décima de micra) o de ultrafiltración (elimina sustancias suspendidas de hasta un centésimo de micra)

La composición del agua de alimentación juega un papel importante al momento de seleccionar el tipo de membrana. Asimismo, para obtener un rendimiento óptimo, las membranas usadas en biorreactores deben satisfacer una serie de

criterios: ser inertes y biodegradables, fáciles de limpiar y de regenerar; resistentes a los agentes químicos, a las presiones y temperaturas elevadas, con poros uniformes y elevada porosidad; neutras o con carga negativa para evitar la adsorción de los microorganismos, ser duraderas y fáciles de remplazar.

4.4.4. ASPECTOS TÉCNICOS Y ECONÓMICOS

Al momento de decidir qué MBR utilizar, hay que considerar el costo global (inversión, explotación) del proyecto y su durabilidad (capacidad de evolución, producción de lodos, etcétera).

4.4.5. EQUIPOS ELECTROMECAÑICOS

Uno de los costos importantes en un MBR es debido propiamente al sistema de filtración, ya que este involucra bombas, tuberías e instrumentación asociada, oscilando entre 10 y 35 por ciento del total de la instalación para el tratamiento biológico. Este costo varía y depende fundamentalmente de la dimensión del módulo (origen y composición del agua residual y su temperatura) y del diseño de las membranas (material, composición, configuración, etcétera).

4.4.6. ÁREAS DE APLICACIÓN

Las principales áreas de aplicación e investigación para los MBR son, a la fecha, seis: revisiones críticas, aspectos fundamentales, tratamiento de aguas residuales municipales y domésticas, aguas residuales industriales, tratamiento para purificación de agua y otras, las cuales incluyen la remoción de gas, el tratamiento de lodos y la producción de hidrógeno.

Con lo anterior, se puede observar que la aplicación e investigación en este campo está cobrando una importancia extraordinaria ya que la profundización en los fundamentos de la tecnología es básica para lograr un óptimo rendimiento de los biorreactores con membrana.

4.5. REACTORES ANAEROBICOS DE FLUJO ASCENDENTE

El reactor o proceso de flujo ascensional y manto de lodos anaerobio, conocido en inglés como UASB y en español como RAFA, es un proceso en el cual el agua residual se introduce por el fondo del reactor y fluye a través de un manto de lodos conformado por granos biológicos o partículas de microorganismos. El proceso fue desarrollado por Lettinga y colaboradores en 1980 y aplicado por primera vez en los Países Bajos para el tratamiento de residuos de concentraciones media y alta de origen agrícola, tales como las aguas residuales de la industria azucarera.

El tratamiento se efectúa por contacto del agua residual con el lodo granulado o floculento, en el cual se desarrollan bacterias con buenas características de sedimentación, bien mezcladas por el gas en circulación. La concentración de SSV en el manto de lodos alcanza los 100 g/L, los gases de la digestión anaerobia causan turbulencia interna y propician la formación de más gránulos o flóculos. El gas libre y las partículas con gas adherido se elevan hacia la parte superior del reactor. Las partículas se retienen en un separador trifásico donde el gas se libera y los granos desgasificados sedimentan en la superficie del manto de lodos. El gas libre se captura en los domos localizados en la parte superior del reactor. Después la porción líquida fluye al sedimentador donde se se-

para los sólidos residuales del líquido. Esta recirculación interior de sólidos removidos permite tiempos de retención de lodos prolongados y hace innecesaria la recirculación externa de lodos.

El mecanismo de formación de lodo granulado aún no está claramente definido. Los estudios de Lettinga y Hulshoff demuestran que la eficiencia del sistema UASB no se ve afectada por la formación de un lecho de lodos granular o floculento. Este sistema fue empleado inicialmente para el tratamiento de agua residual industrial con alta carga orgánica. No obstante, en la actualidad es común la construcción y operación de plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas del tipo RAFA para el tratamiento de agua residual municipal, especialmente en regiones con climas tropicales.

La Tabla 4.12 muestra un resumen de los principales criterios hidráulicos para el diseño de reactores anaerobios de flujo ascendente que tratan agua residual doméstica.

En la Tabla 4.13 se muestra un resumen de criterios de diseño para un reactor anaerobio de flujo ascendente.

4.6. CONVERSIÓN BIOLÓGICA DE NUTRIENTES

El nitrógeno y fósforo son nutrientes fundamentales para el crecimiento de organismos vivos. El nitrógeno proviene de la biomasa en descomposición, desechos humanos y animales, así como de la industria y la agricultura. Por su parte, el fósforo se encuentra en fertilizantes, abono, detergentes y en productos de limpieza, así como en desechos humanos y animales. En conjunto, se denominan macronutrientes.

Su acumulación excesiva representa un problema ecológico que afecta la salud del medio acuático y en consecuencia la vida de los humanos y animales. Los principales efectos del exceso de nutrientes son: la eutrofización; toxicidad por amoníaco y la presencia de nitratos en aguas subterráneas:

- La eutrofización es el crecimiento excesivo de plantas y algas en un cuerpo receptor, debido a la presencia de macronutrientes, dióxido de carbono y energía luminosa. Lo que afecta la calidad del agua y la vida acuática

Tabla 4.12 Criterios hidráulicos para el diseño de los RAFA Fuente: (Chernicharo de Lemos, 2007)

Criterio/Parámetro	Rango de valores, como una función de flujo		
	Q_{prom}	Q_{max}	$Q_{pico}^{(*)}$
Carga hidráulica volumétrica ($m^3/m^2 d$)	<4	<6	<7
Tiempo de residencia hidráulico** (horas)	6-9	4-6	>3.5-4
Velocidad de flujo ascendente (m/h)	0.5-0.7	<0.9-1.1	<1.5
Velocidad en la abertura para sedimentación (m/h)	<2-2.3	<4-4.2	<5.5-6
Tasa de carga de superficie en el sedimentador (m/h)	0.6-0.8	<1.2	<1.6
Tiempo de residencia hidráulico en el sedimentador (m/h)	1.5-2	>1	>0.6

(*)Flujo pico con duración entre 2 y 4 horas

(**)Temperatura del agua residual en el rango de 20 a 26 °C

Tabla 4.13 Criterios de diseño para RAFA que tratan agua residual doméstica

Criterio	Parámetros	Rango de valores
Altura	Reactor	3 - 6 m
	Compartimiento del sedimentador	1.5 - 2m
	Compartimiento del digestor	2.5 - 3.5 m
Remoción de DQO esperada	Remoción esperada para agua residual diluida	60 – 70%
	Remoción esperada para agua residual concentrada	80 – 90%
Distribución del afluente	Diámetro del tubo de distribución del afluente (mm)	75-100
	Diámetro de la desembocadura del tubo de distribución (mm)	40-50
	Distancia entre la parte superior del tubo de distribución y el nivel del agua en el sedimentador (m)	0.2-0.3
	Distancia entre la desembocadura y la parte inferior del reactor (m)	0.1-0.15
	Área de influencia de cada tubo de distribución (m ²)	2-3
Colector de biogás	Tasa de liberación mínima de biogás (m ³ /m ² *h)	1
	Tasa de liberación máxima de biogás (m ³ /m ² *h)	3-5
	Concentración de metano en el biogás (%)	70-80
Compartimiento de sedimentación	La superposición de los deflectores de gas en relación con la abertura para el compartimiento de la sedimentación (m)	0.1-0.15
	Pendiente mínima de las paredes del sedimentador (°)	45
	Pendiente optima de las paredes del sedimentador (°)	50-60
	Profundidad del compartimiento del sedimentador (m)	1.5-2
Colector del efluente	Inmersión del deflector de nata al perforado de tubos de recolección (m)	0.2-0.3
	Número de vertedores triangulares (unidades/m ² del reactor)	1-2
Producción y muestreo del lodo	Rendimiento de la producción de sólidos (kgSST/kgDQOaplicada)	0.1-0.2
	Rendimiento de la producción de sólidos, en términos de DQO (kgDQOlodo/kgDQOaplicada)	0.11-0.23
	Concentración de sólidos esperado en el exceso de lodo (%)	2-5
	Densidad del lodo (kg/m ³)	1 020-1 040
	Diámetro de las tuberías de descarga del lodo (mm)	100-150
	Diámetro de las tuberías de muestreo del lodo (mm)	25-50

- El amoníaco es tóxico para los peces y la vida acuática presentando efectos agudos o crónicos (mortandad de peces o efectos nocivos en la reproducción, respectivamente)
- La presencia de nitratos en agua subterránea es un riesgo a la salud pública dado que es causa del padecimiento conocido como metahemoglobinemia el cual afecta a infantes y es conocido como el síndrome del bebé azul, pues la presencia de nitratos inhibe la asociación de la hemoglobina con el oxígeno, lo que resulta en sofocación

En años recientes y alrededor del mundo, la aplicación de leyes ambientales más estrictas para las concentraciones permisibles de nutrientes para la protección de la salud pública y del ambiente, han propiciado un incremento en la cantidad de plantas de tratamiento con procesos de conversión de nutrientes. Prácticamente todas estas plantas emplean procesos biológicos, aunque en el caso del fósforo ocasionalmente se emplea precipitación química. No obstante, la operación de una planta de conversión biológica de nutrientes no es simple y requiere mayor atención y conocimiento además de un monitoreo más estricto.

4.6.1. LODOS ACTIVADOS CON NITRIFICACIÓN

Este proceso también es conocido como nitrificación de un solo paso, debido a que el amonio y los materiales carbonáceos son oxidados en la misma unidad de aireación. Como en cualquier proceso biológico aeróbico, los materiales carbonáceos son oxidados por organismos aerobios heterotróficos. En general, las condiciones óptimas para la nitrificación son: temperatura, aproximadamente 30° C, pH de 7.2 a 8.5 unidades. Relación alimento-microorganismo aproximadamente de 0.05 a 0.15, tiempos de residencia hidráulicos relativamente largos, y tiempos de retención de sólidos de aproximadamente 20 a 30 días, dependiendo de la temperatura.

El grado de nitrificación depende básicamente de tres factores: Tiempo de retención de los sólidos), concentraciones de oxígeno disuelto, y temperatura del agua residual. En general, la nitrificación comienza a un SRT de aproximadamente 5 días, pero no es apreciable sino hasta que el SRT llega aproximadamente a los 15 días, dependiendo de la temperatura. El sistema de aireación está diseñado para proveer

oxígeno adicional, necesario para oxidar el nitrógeno amoniacal.

4.6.1.1. Criterios de diseño

En la Tabla 4.14 se presentan los criterios de diseño para el proceso de lodos activados con nitrificación, en su variante de aireación extendida y en zanjas de oxidación. El proceso de aireación bien establecido reducirá el nitrógeno amoniacal a aproximadamente 1 mg/L, si la temperatura del agua es de aproximadamente 13° Celsius.

4.6.1.2. Consumo de energía

Para la estimación del consumo de energía se pueden hacer las siguientes consideraciones:

- La pérdida de carga hidráulica a través del tanque de aireación es despreciable
- La recirculación de lodos y la energía para el bombeo de lodos, que son parte de la operación del sistema de sedimentación
- Los requerimientos de oxígeno son de 0.68 kg O₂/kg de DBO removido a 2.08 kg O₂/kg N-NH₄
- Transferencia de oxígeno en el agua residual:

Tabla 4.14 Criterios de diseño para el proceso de lodos activados con nitrificación

Concepto	Aireación extendida	Zanjas de oxidación	Unidades
Carga volumétrica	80-160	160-240	kg DBO/(d * 1 000 m ³)
SSVLM	3 000-6 000	3 000-5 000	mg/L
Tiempo de retención de aireación (basado en flujo promedio diario)	18-36	24	d
Suministro de aire	187-250	----	m ³ /kg DBO
Tiempo de retención de lodos	20-30	20-30	d
Tasa de recirculación	0.7-1.5	0.25-0.75	%
Fracción volátil de SSLM	0.6-0.7	0.6-0.7	mg/L

Aireación Extendida

Difusor de burbuja gruesa = 0.48 kg O₂/hp h

Difusor de burbuja fina = 0.65 kg O₂/hp h

Aireación mecánica = 0.48 kg O₂/hp h

Zanja de oxidación = 0.82 kg O₂/hp h

4.6.1.3. Otras características

Impacto ambiental

El impacto ambiental de los lodos de desecho es mínimo comparado con el de los procesos de lodos activados de alta tasa y lodos activados convencionales. Sin embargo, los problemas de contaminación del aire y de olores son muy similares a los de los otros procesos de lodos activados.

Limitaciones

La nitrificación biológica es muy sensible a los cambios de temperatura, con reducciones muy pobres en los meses fríos. Además, los metales pesados, tales como Cd, Cr, Ni, Pb y Zn, componentes fenólicos y componentes de cianuro y halogenados, pueden inhibir las reacciones de nitrificación.

4.6.2. NITRIFICACIÓN EN REACTOR INDEPENDIENTE

La nitrificación es el proceso por el cual el amoníaco se convierte a nitrato en el agua residual. En el proceso, las nitrosomonas y nitro bacterias actúan secuencialmente para oxidar el amoníaco (y nitrito) a nitrato. La nitrificación en reactor independiente puede llevarse a cabo en un proceso unitario de crecimiento suspendido, o de crecimiento no suspendido. En cualquier caso, la nitrificación es precedida por un pretratamiento para reducir la

demanda carbonosa. Dentro del esquema de pretratamiento se incluyen: lodos activados, filtro rociador o tratamiento primario con tratamiento físico-químico. En general, el efluente del pretratamiento tiene una relación de DBO/NTK menor que 3.0, en donde se ha efectuado una remoción carbonosa suficiente para que el proceso de nitrificación que le sigue pueda ser clasificado como nitrificación en reactor independiente. Se requiere de una DBO baja para asegurar una concentración alta de nitrificadores en la biomasa de la nitrificación. El proceso más común de nitrificación en reactor independiente es el proceso de crecimiento suspendido con flujo pistón con sedimentación. En este proceso, el efluente del pretratamiento es un efluente con pH ajustado y aireado. Los nitrificadores predominan, puesto que la demanda carbonosa es baja. Una sedimentación procede a la aireación, y los lodos del sedimentador son regresados al afluente del tanque de aireación.

4.6.2.1. Criterios de diseño

En la Tabla 4.15 se presentan los criterios de diseño más comunes.

4.6.2.2. Remoción esperada del proceso

En este proceso se logran conversiones de hasta un 99 por ciento de amoníaco (y nitritos) a nitratos. Sistemas adecuadamente diseñados producen un efluente con concentraciones de amoníaco en un ámbito de 1 a 3 mg/Litro. Suponiendo un afluente con aproximadamente 50 mg/L de DBO, generalmente se logra una reducción de este parámetro del orden de 70 a 80 por ciento.

Tabla 4.15 Criterios de diseño

Sistemas de crecimiento suspendido		
Tipo de flujo	Pistón (preferible pero no obligatorio)	Unidades
pH óptimo	8.2-8.6	
SSV del licor mezclado	1 200-2 400	mg/L
OD mínimo en el tanque de aireación	2.00	mg/L
Carga hidráulica superficial del sedimentador	0.19-0.28	L/(s m²)
Carga de sólidos	97-146	kg/(d m²)
Tasa de recirculación de lodos	50 a 100	%
Tiempo de retención	0.5 a 3.0	horas
Tiempo de residencia medio	10-20	d
Sistemas de crecimiento no suspendido (filtros rociadores)		
Tipo de flujo	Pistón (preferible pero no obligatorio)	Unidades
Área del medio	0.61-2.05	m²/(gr N-NH ₄ oxidado * d)
Tasa de recirculación	Hasta 100	%

4.6.2.3. Requerimientos de energía

Los requerimientos de energía se pueden estimar tomando en cuenta las siguientes suposiciones:

$$\text{Tasa de transferencia de O}_2 = 0.82 \text{ kg O}_2/\text{hp h}$$

$$\begin{aligned} \text{Requerimientos de O}_2 &= 2.09 \text{ kg O}_2/\text{kg} \\ &\quad \text{N-NH}_4; 0.45 \text{ kg} \\ &\quad \text{O}_2/\text{kg DBO} \end{aligned}$$

$$\text{N-NH}_4 \text{ en el afluente} = 19 \text{ mg/L}$$

$$\text{N-NH}_4 \text{ en el efluente} = 1 \text{ mg/L}$$

$$\text{DBO en el afluente} = 40 \text{ mg/L}$$

$$\text{DBO en el efluente} = 10 \text{ mg/L}$$

4.6.2.4. Otras características

Impacto ambiental

Los lodos generados en la nitrificación son relativamente difíciles de deshidratar. Por esta razón, estos son comúnmente mezclados con otros tipos de lodos, resultando un impacto muy pequeño en la deshidratabilidad. Otros impactos ambientales son similares a los causados por otros tratamientos biológicos estándar.

Confiabilidad del proceso

El proceso tiene altos niveles de confiabilidad, siempre y cuando se mantengan condiciones controladas de pH, temperatura, cargas y compuestos tóxicos.

Limitaciones

El proceso es sensible a compuestos tóxicos. El diseño debe ser hecho de tal forma que se compense la reducción en las eficiencias por bajas temperaturas. El sistema no remueve el nitrógeno efectivamente, tampoco da un tratamiento significativo al nitrógeno orgánico.

4.6.3. REMOCIÓN DE AMONIACO

El sistema de remoción de amoníaco es un proceso de desorción o agotamiento simple, usado para disminuir el contenido de amoníaco en las aguas residuales. El agua residual con un pH elevado es bombeada a la parte superior de una torre, empacada con flujo a contracorriente de aire. El amoníaco libre (NH₃) es removido del agua con el flujo de aire, liberándolo a la atmós-

Ilustración 4.6 Diagrama de funcionamiento

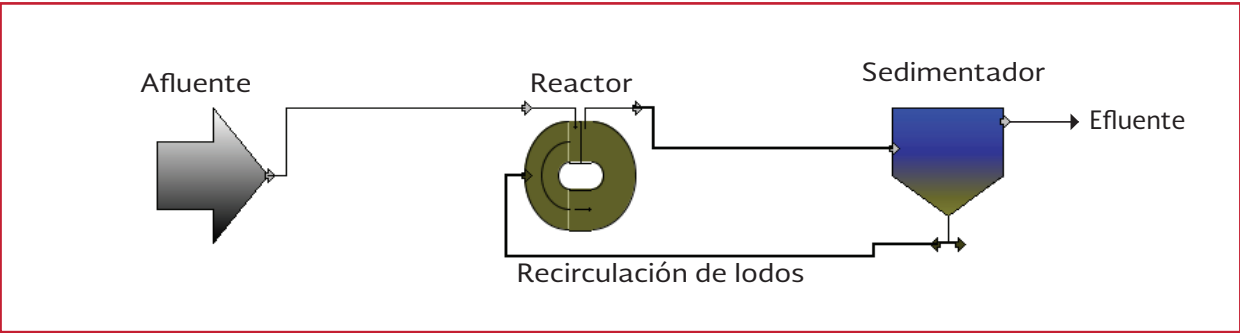
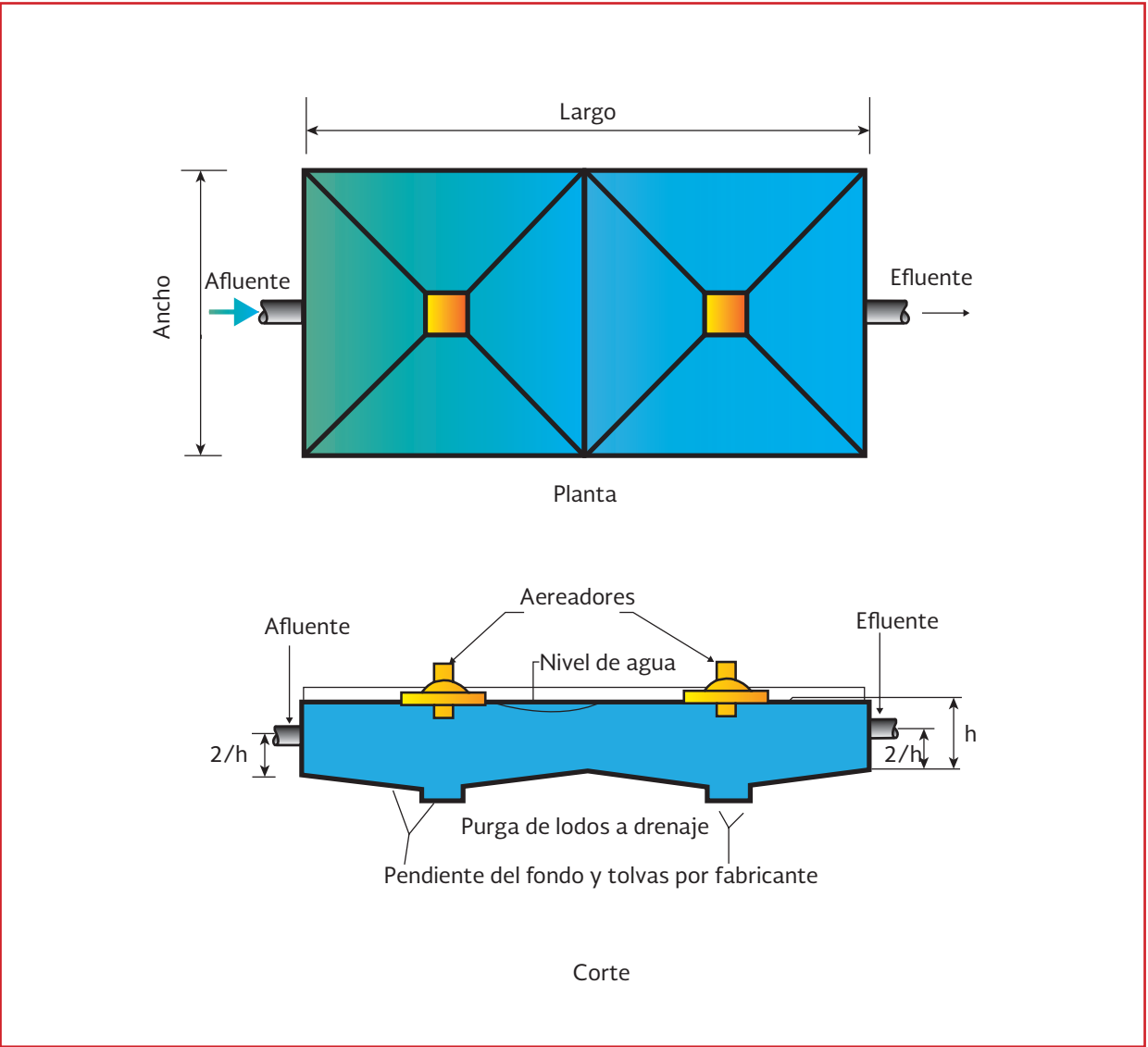


Ilustración 4.7 Esquema de tanque para lodos activados



fera. El pH del agua se eleva a un ámbito de 10.8 a 11.5 unidades, con la adición de cal o sosa cáustica, antes de las torres de remoción de amoníaco, lo que hace que esencialmente todos los iones de amonio pasen a gas amoníaco. Los procesos de control requeridos para la operación del sistema son el apropiado ajuste del pH del afluente y el control de flujos de agua y aire. Este sistema es bueno en la remoción de amoníaco en aguas residuales con alto contenido del mismo (mayor a 10 mg/L). En aguas con contenido de amoníaco mayor a 100 mg/L puede ser más económico usar técnicas alternas de remoción de amoníaco.

El sistema no puede operar en condiciones de congelamiento, al menos de que se cuente con un sistema de calentamiento del aire.

4.6.3.1. Criterios de diseño

En la Tabla 4.16 se presentan los criterios de diseño más comunes.

4.6.3.2. Remoción esperada del proceso

La remoción esperada del proceso depende altamente de la temperatura del aire y de la relación aire/agua. La eficiencia disminuye significativamente con el decremento en la temperatura.

La operación del sistema no se afecta por los componentes tóxicos presentes, los cuales sí pueden afectar el funcionamiento biológico del sistema. Sin embargo, los compuestos tóxicos volátiles son removidos durante el proceso. La eficiencia de operación es altamente dependiente de la temperatura del aire (Tabla 4.17). La eficiencia se puede reducir por incrustaciones severas en la torre. Sin embargo, bajo condiciones normales de operación, las concentraciones de amoníaco residual varían entre 1 a 3 mg/Litros.

4.6.3.3. Consumo de energía

Los requerimientos de energía para el bombeo pueden ser aproximadamente determinados con la siguiente ecuación:

$$P = \frac{988.153QH_T}{\eta} \quad \text{Ecuación 4.22}$$

donde:

P	=	La energía para el bombeo (kWh/año)
Q	=	El caudal (L/d)
H_T	=	Carga total (m)
η	=	Eficiencia (%)

Para una carga total de 15.24 m, una eficiencia de 60 por ciento y un caudal de 3.785 ML/d,

Ilustración 4.8 Diagrama de un reactor de nitrificación independiente

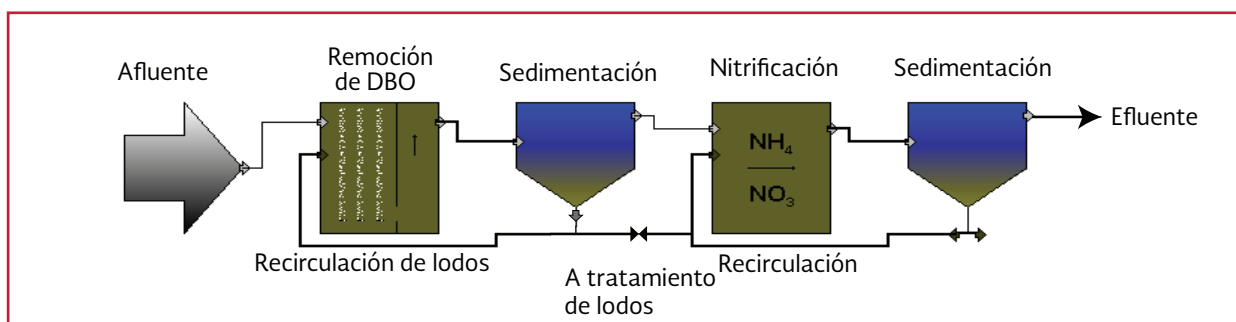


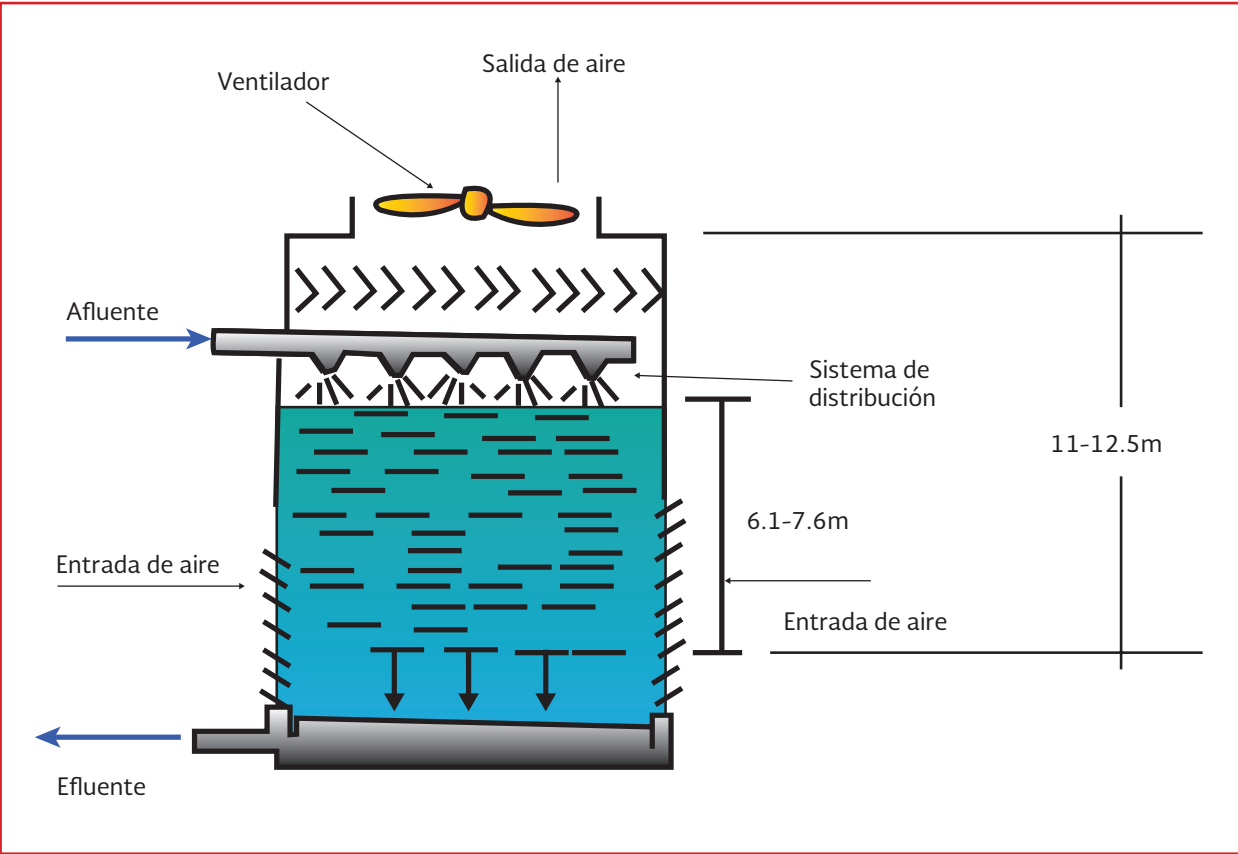
Tabla 4.16 Criterios de diseño

Parámetro	Valores	Unidades
Carga hidráulica superficial	0.68-1.36	L/(s m²)
Flujo de aire	2.24-3.74	m³/L
Profundidad de empaque	6.10-7.62	m
pH del agua residual	10.8-11.5	unidades
Pérdida de presión de aire	0.125-0.158	cm de agua/m
Material de empaque	Plástico o madera	
Espaciamiento del empaque (horizontal y vertical)	5	cm

Tabla 4.17 Eficiencia en función de la temperatura

Temperatura del aire	Remoción de NH ₃
10 °C	75 %
20 °C	90 a 95 %

Ilustración 4.9 Esquema del proceso



los requerimientos de energía son de 95 000 kWh/año. Suponiendo un ventilador con requerimientos de energía de 0765 HP/3 785 L, 11.32 m³, una unidad de 3 785 000 L/d, requerirá 505 000 kWh/año. El requerimiento total de energía es de 600 000 kWh/año.

4.6.3.4. Otras características

Impacto ambiental

Una descarga de amoníaco menor a 6 mg/m³ no presenta problemas de olor.

Confiablez del proceso

La operación es simple y segura, no es afectable por las fluctuaciones del agua residual si el pH y la temperatura son estables. Se requiere de limpieza ocasional.

4.7. SEDIMENTACIÓN SECUNDARIA

Los criterios para diseño de sedimentadores secundarios se muestran en la (Tabla 4.18).

Los tanques de sedimentación secundaria son generalmente circulares, pero existen en forma rectangular, cuadrada, hexagonal y octagonal; sin embargo, esto no tiene influencia sobre la calidad del efluente. El mecanismo de remoción más usado es el de tipo cadena y paletas metálicas, hoy preferiblemente de plástico, el cual permite una remoción continua de sólidos. Para tanques circulares con tolvas, es recomendable una pendiente en el fondo de 1/12; pero si se emplea piso plano para el arreglo del mecanismo de remoción de lodos, se aconseja la disminución de la carga superficial en aproximadamente 7 m³/(m² d).

La profundidad óptima de un tanque de sedimentación secundaria depende de muchas variables; la tendencia actual es el aumento de la profundidad para el mejoramiento de la eficiencia, pero es reconocido que un tanque poco profundo opera con igual eficiencia que un tanque con mayor profundidad si se mantiene un manto de lodo mínimo. A la vez, se considera que un manto de lodos grueso mejora la concentración de sólidos del lodo y disminuye los requerimientos de recirculación y su tratamiento posterior.

Tabla 4.18 Parámetros de diseño de sedimentadores secundarios

Tipo de tratamiento	Carga superficial m ³ /m ² d		Carga de sólidos kg/m ² d		Profundidad m
	Caudal promedio	Caudal pico	Caudal promedio	Caudal pico	
Sedimentación secundaria (WEF, ASCE 4ta edición)	16 – 20 < 34	40 – 65 < 65	100 – 150	245	3.7 – 4.6
Sedimentación secundaria (Metcalf & Eddy) 3ra edición.	8 – 33	24 – 49	23 – 164	164 – 234	3 – 6
Sedimentación después de filtro percolador	16 – 24	41 – 49	-	-	3 – 3.7
Sedimentación después de lodos activados (excluyendo aireación prolongada)	16 – 32	41 – 49	98 – 147	245	3.7 – 4.6
Sedimentación después de aireación prolongada	8 – 16	32	98 – 147	245	3.7 – 4.6

La estructura de entrada al sedimentador secundario se diseña para velocidades de flujo menores de 0.6 m/s, para la minimización de la rotura del flóculo biológico. El rendimiento del sedimentador se mejora mediante pantallas interiores colocadas debajo del vertedero del efluente que permitan el desvío del lodo que se levanta a lo largo de la pared del tanque. La carga de rebalse sobre el vertedor de salida es generalmente menor de 2.2 L/(m s). Sin embargo, algunos autores admiten una carga mayor. En tanques circulares, si se considera necesario se coloca un vertedor efluente doble, a una distancia de un 30 por ciento del radio del tanque contada desde la pared exterior. En tanques rectangulares los vertedores adicionales se extienden en el último tercio del tanque, espaciados aproximadamente 3 m entre sí.

4.7.1. SEDIMENTACIÓN SECUNDARIA: TANQUES CIRCULARES

La descripción general de un equipo de sedimentación secundaria se muestra en la Ilustración 4.10. Existen dos tipos de tanques circulares en la sedimentación secundaria: el alimentado por el centro y el alimentado por la periferia. Ambos utilizan un mecanismo para transportar y remover del tanque los lodos sedimentados. Los lodos últimos son acumulados por el mecanismo en una tolva, al centro del tanque, para ser finalmente removidos del mismo. El efluente se extrae a través de vertedores triangulares, localizados cerca del centro o del perímetro del tanque, según el tipo de sedimentador. El mecanismo de remoción del sobrenadante (desnador) se localiza en la superficie del tanque. El uso más común de la sedimentación secundaria es para separar los sólidos de lodos activados que

se encuentran en la mezcla. También en la producción de sólidos concentrados como flujo de retorno, requeridos en la conservación del tratamiento biológico, y para permitir la sedimentación de sólidos producidos en el sistema de filtros rociadores de baja tasa.

4.7.1.1. Criterios de diseño

Aunque el diseño de los tanques de sedimentación secundaria es similar al de sedimentación primaria, los factores que se deben considerar en el diseño de estos tanques incluyen:

- Tipo de tanque deseado
- Carga hidráulica superficial
- Carga de lodos
- Velocidad de flujo
- Localización de los vertedores
- Carga hidráulica sobre vertedores
- Recolección de material flotante

En la Tabla 4.19 y la Tabla 4.20 se resumen los criterios de diseño recomendables.

La tasa de recirculación de lodos en un proceso de lodos activados varía del 15 al 200 por ciento del flujo de agua a la planta, dependiendo de las modificaciones empleadas. La longitud de los baffles no debe de exceder de 91 cm por debajo de la superficie del agua. En la Tabla 4.21 se presentan otros parámetros de diseño.

4.7.1.2. Remoción esperada del proceso

La concentración de lodos en el sedimentador de un sistema de lodos activados varía de 0.5 a 2.0 por ciento, dependiendo de las características de concentración y sedimentación de estos. Los sólidos suspendidos en el efluente del sistema varían comúnmente de 20 a 30 mg/L,

Ilustración 4.10 Equipo de sedimentación secundaria

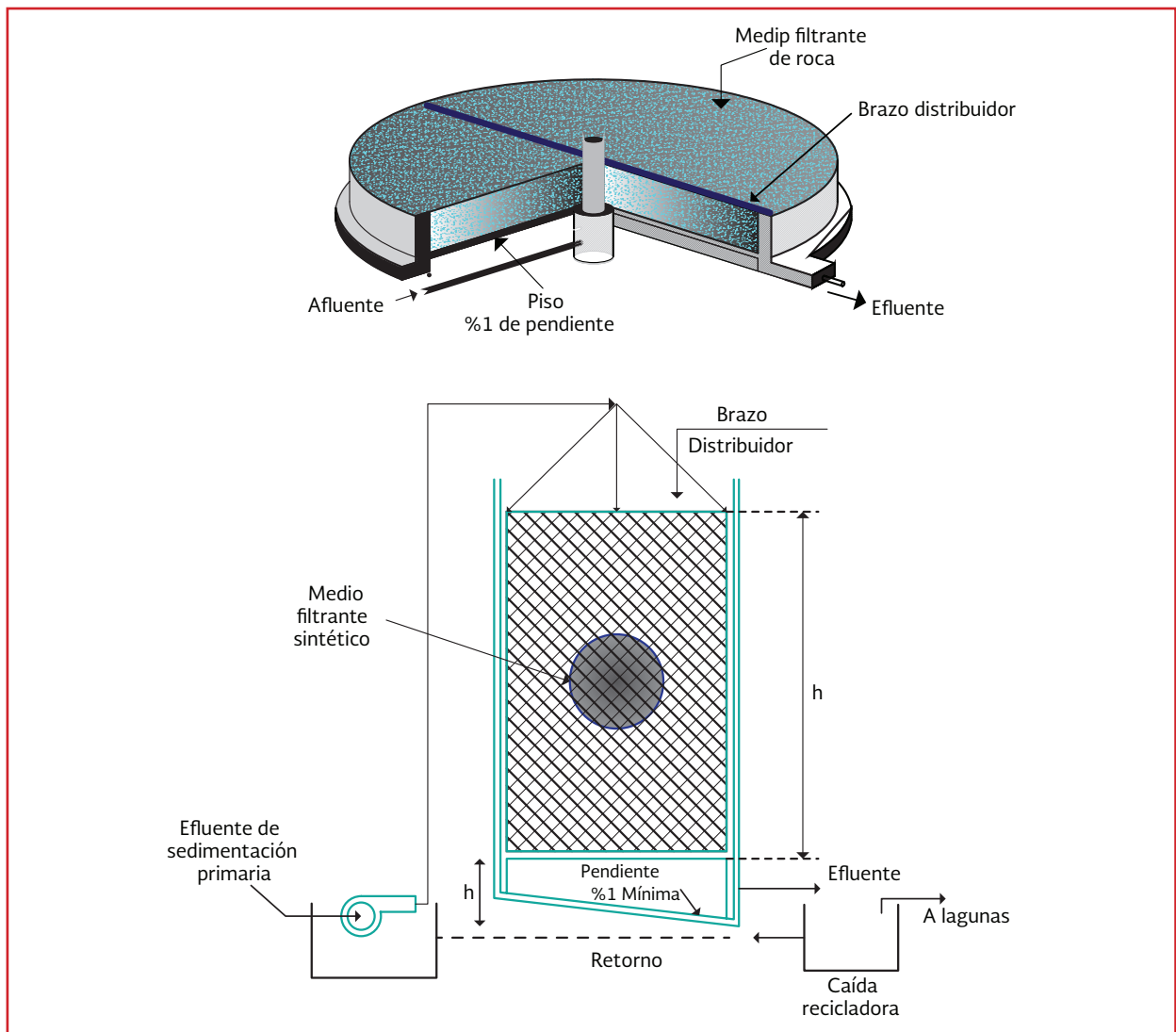


Tabla 4.19 Criterios de diseño

Tipo de tratamiento	Carga hidráulica		Profundidad
	L/(s m²)		m
	Media	Pico	
De filtros rociadores	0.19 a 0.28	0.47 a 0.57	3.0 a 3.7
De lodos activados (aire) (excepto aireación extendida)	0.19 a 0.38	0.47 a 0.57	3.7 a 4.6
De aireación extendida	0.09 a 0.19	0.38 a 0	3.7 a 4.6
De lodos activados (oxígeno) con sedimentación primaria	0.19 a 0.38	0.47 a 0.57	3.7 a 4.6

Tabla 4.20 Criterios de diseño

Tipos de tatamio	Carga de sólidos* kg/(d m²)	
	Media	Pico
De filtros rociadores		
De lodos activados (aire) (Excepto aireación extendida)	98 a 146	244
De aireación extendida	976 a 1 953	244
De lodos activados (oxígeno) Con sed. primaria	1 953 a 3 906	244

*Las cargas de sólidos permisibles son generalmente gobernadas por las características del espesador de lodos, asociadas con la operación en climas fríos.

Tabla 4.21 Parámetros de diseño

Carga hidráulica sobre vertedores (L/s m)	1.44 a 4.31
Velocidad de flujo máxima en la velocidad de los vertedores (cm/s)	0.10 a 0.20
Diámetro de los baffles en la entrada (% del diámetro del tanque)	15 a 20

aunque se ha reportado concentraciones de 11 a 14 mg/Litros.

4.7.1.3. Consumo de energía

El consumo de energía en el proceso de sedimentación secundaria se tiene en la operación

de las bombas de lodos, las rastras de lodos y el mecanismo de remoción de material flotante. En el caso de lodos activados, se incluye el consumo de energía por la bomba de retorno de lodos. La energía requerida para vencer una pérdida de carga de 2 a 3 pies (60 a 90 cm) se puede estimar por la siguiente ecuación:

$$\frac{kWh}{año} = 1625 \left(\frac{Mgal}{d} \text{ de flujo de agua} + \frac{Mgal}{d} \text{ de retorno de lodos} \right) CDT_{\eta=70\%}$$

Ecuación 4.23

donde:

CDT es la Carga Dinámica Total para una eficiencia del 70 por ciento, el flujo de agua y retorno de lodos esta en gal/día.

4.7.1.4. Otras características

Impacto ambiental

Las unidades circulares requieren mayor área que las unidades rectangulares.

Confiabilidad del proceso

Generalmente la confiabilidad del proceso es muy alta, sin embargo, el incremento de sólidos a causa de la desnitrificación puede causar problemas al sistema, lo cual se puede evitar con una buena operación del mismo.

4.7.1.5. Ejemplo de diseño de distintos tipos de filtros

$$\frac{Se}{S_0} = \frac{e^{-\left(k_r A_s \frac{D}{q_r^{0.5}}\right)}}{(1+R) - Re^{-\left(k_r A_s \frac{D}{q_r^{0.5}}\right)}} \quad \text{Ecuación 4.24}$$

4.7.2. SEDIMENTACIÓN SECUNDARIA: TANQUES RECTANGULARES

El diseño de sedimentadores secundarios es similar al de sedimentadores primarios, con la excepción de que en el diseño de sedimentadores para lodos activados se deben considerar grandes volúmenes de sólidos en el licor mezclado. Aún más, el licor mezclado tiene la tendencia de fluir a la entrada del tanque como una corriente densa e interferir la separación de sólidos y el espesamiento de los lodos. Para manejar exitosamente estas características se deben de considerar los siguientes factores:

- Tipo de tanque deseado
- Carga hidráulica superficial
- Carga de salidos
- Velocidades del flujo
- Localización de vertedores y sobrecargas
- Recolección de material flotante

El afluente del tanque es distribuido por medio de baffles, y fluye a lo largo del tanque para salir sobre unos vertedores. La longitud máxima es

de aproximadamente 91 metros y con profundidades de 3.7 a 4.6 metros.

El equipo de remoción de sólidos consiste de un par de cadenas sin fin, con piezas de madera de 5 cm de espesor y de 15 a 20 cm de profundidad, localizadas a cada 3 metros. La velocidad lineal de las cadenas es de 0.6 a 1.2 m/minutos. También se utilizan rastras para la limpieza de los tanques, fijadas a un puente móvil que viaja a lo largo de la unidad. La colección del material flotante se realiza al final del tanque en el efluente, y su remoción puede ser manual, hidráulica o mecánica.

4.7.2.1. Criterios de diseño

Los criterios de diseño recomendados en sistemas de lodos activados se muestran en la Tabla 4.23.

4.7.2.2. Remoción esperada del proceso

Las concentraciones máximas de sólidos de lodos secundarios en sistemas de lodos activados varían de 0.5 a 2.0 por ciento, dependiendo de las características de sedimentación y compacta-

Ilustración 4.11 Esquema de tanque de sedimentación circular

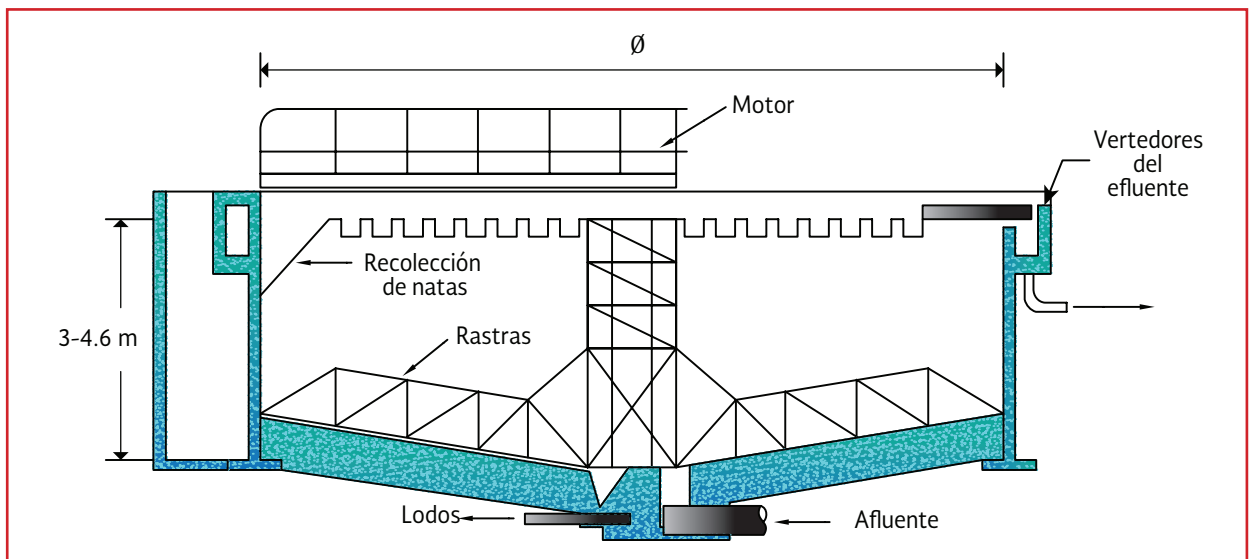


Tabla 4.22 Parámetros para distintos tipos de filtros

Concepto	Unidad	Tasa baja piedra	Tasa media piedra	Tasa alta piedra	Tasa alta sint.	Tasa muy alta sint.	Desbaste sint.
Bases de diseño							
Gasto medio en	L/s	25	25	25	25	25	25
DBO total del afluente, S_o	mg/L	200	200	200	400	400	400
DBO soluble del efluente, S_e	mg/L	60	60	60	80	60	120
Remoción esperada del proceso	%	70	70	70	80	85	70
Carga de DBO	kg/d	432	432	432	864	864	864
Constante cinética a 20°C, K_{20}	(L/s m ²) ^{0.5}	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025
Temperatura T	°C	18	18	18	18	18	18
Carga hidráulica superficial, q	L/s m ²	0.04	0.08	0.15	0.40	1.00	1.40
Área específica del medio, A_s	m ² /m ³	50	55	70	100	100	100
Diseño del proceso							
$K_T = K_{20} 1.035^{T-20}$	(L/s m ²) ^{0.5}	0.00233	0.00233	0.00233	0.00233	0.00233	0.00233
Recirculación $R = 0.004 S_o - 0.6$ $q_r = q(1 + R)$	L/s m ²	0.20 0.05	0.20 0.10	0.20 0.18	1.00 0.80	1.00 2	1.00 2.80
Altura del filtro $D = \frac{\ln \left\{ \frac{S_e + SeR}{S_o + SeR} \right\} q_r^{0.5}}{K_T A_s}$	m	2.0	2.6	2.8	4.2	8.1	5.5
Área superficial $A = \frac{Q}{q}$	m ²	625	312.5	166.7	62.5	25	17.9
Diámetro de filtros (N=2)	m	20.0	14.1	10.3	6.3	4.0	3.4
Volumen de medio	m ³	1,267	815	467	263	204	99
Carga orgánica por volumen	kg/d m ³	0.3	0.5	0.9	3.3	4.2	8.7
Carga orgánica por área total del medio	kg/d m ²	0.007	0.010	0.013	0.033	0.042	0.087

Tabla 4.23 Criterios de diseño

Parámetro	Valores	Unidades
Carga hidráulica media	0.19 a 0.38	L/s m ²
Carga hidráulica pico	0.33 a 0.57	L/s m ²
Carga media de sólidos	70 a 140	K d m ²
Carga pico de sólidos	146 a 293	K d m ²
Velocidad de flujo máximo en los vertedores	3.66 a 7.32	m/h
Profundidad	3.7 a 4.6	m

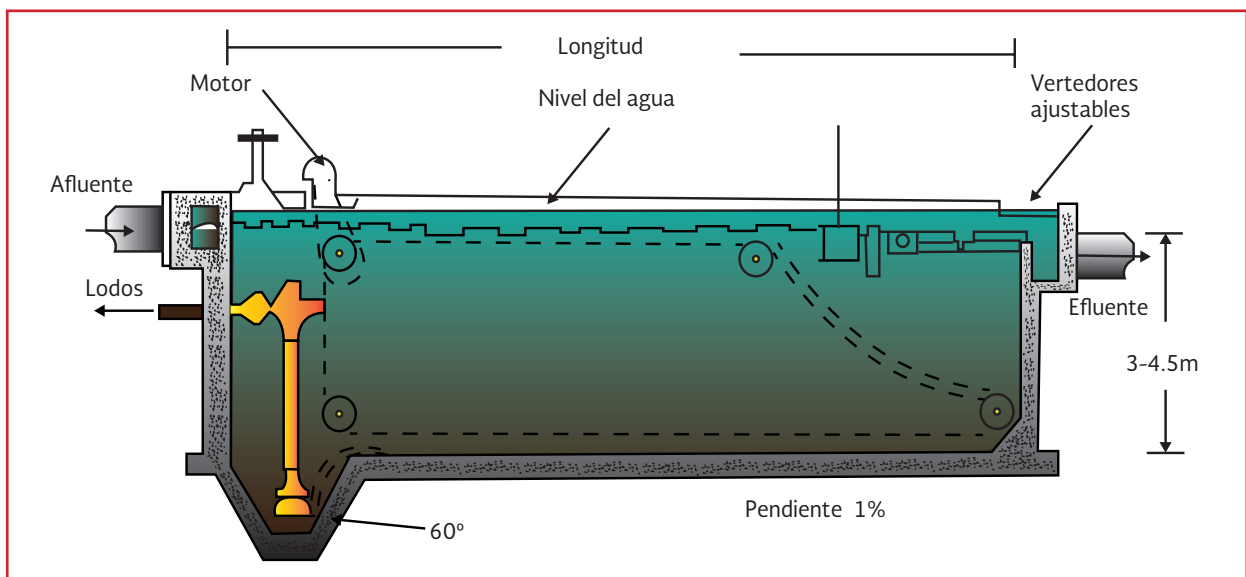
ción de los lodos. Los sólidos suspendidos totales (SST) en el efluente varían de 20 a 30 mg/Litros.

4.7.2.3. Otras características

Impacto Ambiental. Aunque requiere de grandes extensiones de terreno, el sistema ofrece una eficiencia de espacio mayor que la de sedimentadores circulares.

Confiabilidad del proceso. Es altamente confiable, pero depende mucho del buen funcionamiento de los aireadores aguas arriba del sistema para la producción de un buen lodo sedimentable. La confiabilidad mecánica puede ser considerada alta, siempre y cuando se cuente con mantenimiento e inspección adecuados.

Ilustración 4.12 Esquema de tanque de sedimentación rectangular





5

PROCESOS FISICOQUÍMICOS

Los procesos físicos químicos se presentan cuando la transformación de los componentes del agua residual es mediada por reacciones químicas en conjunto con operaciones unitarias. Los principales procesos unitarios de este tipo incluyen la coagulación, precipitación, desinfección oxidación, oxidación avanzada, intercambio iónico y neutralización química. Se emplean en la remoción de nutrientes, metales pesados y compuestos orgánicos y en la desinfección del efluente antes de su descarga a los cuerpos receptores.

Los procesos físico químicos son aditivos y para la remoción de algún constituyente del agua residual, es necesario la adición de otra sustancia, lo que resulta en un incremento de los sólidos disueltos, a diferencia de las operaciones físicas y los procesos biológicos. Así mismo, otra desventaja de estos procesos es el manejo, tratamiento y disposición de una mayor cantidad de lodos producidos así como costos variables de los químicos empleados. No obstante, este tipo de procesos es de utilidad cuando se requieren resultados rápidos y con gran efectividad, con una huella de construcción menor, a expensas de mayores costos por el suministro continuo de reactivos.

Para el caso de la coagulación, se añade una sustancia a la suspensión coloidal, lo que causa su desestabilización por la reducción de fuerzas que las mantienen separadas. Esto causa la floculación o aglomeración de las partículas, lo que facilita su remoción mediante la sedimentación.

La oxidación química involucra el uso de agentes oxidantes como cloro y ozono para el cambio en la composición química de un compuesto. En la cloración se destruyen las bacterias o algas y se inhibe su crecimiento. Un problema frecuente con este proceso se presenta cuando existe una cantidad elevada de amoníaco, el cual reacciona con el cloro y forma cloraminas. En el caso del ozono se produce por la descarga de voltaje con la presencia de oxígeno. La aplicación del ozono resulta en un incremento en la concentración del oxígeno disuelto en el efluente, lo cual es benéfico para el cuerpo receptor. A diferencia de la cloración, la ozonación no genera sólidos disueltos ni cloraminas y por lo tanto, se aplica en la desinfección de efluentes que descargan en cuerpos de agua ambientalmente sensibles.

5.1. FILTRACIÓN DE EFLUENTES SECUNDARIOS

5.1.1. ANTECEDENTES

En el tratamiento avanzado de aguas residuales, la filtración se utiliza para remover los sólidos residuales suspendidos totales (SST) del efluente secundario. Con los numerosos sistemas de filtración disponibles, en este capítulo no se podrán revisar todos los sistemas. Las tecnologías de filtración de efluentes secundarios principales son: la filtración profunda (que implica el uso compresible granular o sintético), filtración de disco y filtración de membrana.

En este capítulo se examinan las consideraciones de diseño de estas tecnologías de filtración.

5.1.2. OBJETIVOS

El objetivo principal de la filtración secundaria es reducir los niveles de SST y turbidez, para cumplir con los requisitos más estrictos de efluentes (frente a las limitaciones de efluentes secundarios). Normalmente, la filtración se utiliza cuando los SST del efluente o límite de turbidez sea igual, o inferior, a 10 mg/L o 2 UTN (unidad de nefelométricas de turbidez), o ambas condiciones.

La filtración puede también aplicarse después del tratamiento biológico secundario para eliminar otras partículas carbonosas (DBO) y depósitos producidos por alumbre, hierro, cal o la precipitación de fosfatos en el efluente secundario.

Otro objetivo de la filtración es aumentar la eficiencia de la desinfección de aguas abajo, mediante la eliminación de las partículas, que

pueden ser la cortina y el escudo de patógenos. La filtración logra también eliminar patógenos, pero la eficiencia depende generalmente de:

- El tipo de patógeno (por ejemplo, *Giardia*, *Cryptosporidium*, coliformes enterovirus)
- La tecnología de filtración
- Condiciones operacionales, tales como tasa de adición o filtración química (Vaughn & Levine et al, 2004)

5.1.3. APLICACIONES

Las aplicaciones de filtración de efluentes secundarios típicos incluyen:

1. Descarga de agua a un cuerpo receptor que requiere mayores niveles de calidad del efluente (por ejemplo, menor que 10 mg/L SST o 2 UTN de turbidez)
2. Reutilización de aguas residuales (por ejemplo, riego de parques residenciales, campos de golf, cultivos alimentarios, recarga de aguas subterráneas)
3. Tratamiento previo para su posterior tratamiento avanzado, como adsorción de carbón, filtración de membrana u ósmosis inversa (Taylor et al, 2004)

5.1.4. DIAGRAMA DE FLUJO DEL PROCESO

La filtración se ha utilizado para tratar las aguas residuales municipales en una variedad de secuencias de procesamiento. La filtración se utiliza para reducir los SST y la turbidez tras varias combinaciones de tratamiento biológico secundario. La filtración puede estar seguida por otro tratamiento avanzado (por ejemplo, flujo descendente, adsorción de carbono, columna o

Tabla 5.1 Consideraciones generales para el proceso de filtración

	Capacidad del proceso	Control de procesos	Factores operativos	Corriente secundaria y reciclaje	Sólidos	Emisiones a la atmósfera	Requisito de energía	Requisito de espacio
Filtración	Eliminación de sólidos en suspensión < 10 mg/L	Control normal automatizado basado en la pérdida de carga, el tiempo de filtrado y turbidez	Pérdida de carga, control de caudal de agua, lavado y turbidez del efluente	Agua para retrolavado	Los lodos de sólidos contenidos en el retrolavado	Ninguno	Bajo a moderado	Baja
Adsorción	Eliminación de materia orgánica disuelta > 99%; retiro de metal tóxico	Pérdida de carga, tasa de flujo y control de avance del agente contaminante	Retrolavado, tiempo de inactividad en la columna para el reemplazo de carbono	Agua para retrolavado	Ninguno *	Ninguno	Bajo a moderado	Baja
Tratamiento químico	Extracción de fosfato < 1 mg/L; retiro de metales < 1 mg/L. Neutralización de ácido-base	Dosificación química pH, ORP,	Almacenamiento de productos químicos, alimentación química y mezcla	Drenaje de deshidratación de lodos químicos	Carbonato de hidróxido, y precipitados de fosfato; del lodo químico	Almacenamiento y manipulación de productos químicos	Moderada a alta	Moderada a alta
Proceso de membrana	Eliminación de SST, TDS, microorganismos, virus y algunos compuestos orgánicos	Tratamiento previo, la presión transmembrana flujo de concentrado, flujo de membrana	Requisitos de pretratamiento, concentrado de eliminación	Concentrado, soluciones de limpieza	Sólidos del retrolavado en los procesos de MF/UF	Almacenamiento de sustancias químicas y su uso	Baja a las emisiones de altas	Bajo a moderado
Desmontaje del aire	Retiro de carbono orgánico volátil al > 99% retiro de amoníaco al > 99%	Aire mínimo, proporción de agua, pH mínimo y proporción de agua del aire		Posible columna de líquido	Posibles precipitados de carbonato	Compuestos orgánicos volátiles, amoníaco, o ambos	Bajo a moderado	Baja
Reoxigenación (post aireación)	Efluente de oxígeno disuelto, aumenta la concentración de saturación	Nivel de oxígeno disuelto	Tasa de Aireación	Ninguno	Ninguno	Mínimo de sustancias químicas volátiles	Moderada a alta	Moderada

*Regeneración del carbón gastado puede producir emisiones a la atmósfera.

Potencial de óxido reducción (ORP)

Microfiltración/ultrafiltración (MF/UF)

columnas de intercambio de amoníaco con clonophtilolita), antes de la desinfección.

El único proceso de agua reciclada de filtración es el lavado del filtro (retrolavado), el cual rechaza el agua que normalmente se encamina hacia la etapa de clarificación primaria. Existen algunas configuraciones de flujo en el proceso, por ejemplo, incorporando tecnologías de filtración con diferentes requisitos de retrolavado, como pueden ser:

- Tratamiento biológico secundario, seguido por instalaciones de filtración que incluyen un retrolavado. Agua de rechazo de la cuenca de almacenamiento y del lavado del tanque de suministro de agua, que es seguido por la desinfección
- Tratamiento biológico secundario, seguido de filtros que no requieren el retrolavado. Agua de rechazo de la cuenca de almacenamiento o del tanque de suministro de agua de lavado a retrolavado, que es seguido por la desinfección
- Tratamiento biológico secundario, seguido de instalaciones de filtración que incluyen un retrolavado. Agua de rechazo de la cuenca de almacenamiento, pero no la del tanque de suministro de agua. La filtración es seguida por el flujo descendente de carbono, columnas de adsorción y desinfección

5.1.5. CONSIDERACIONES DE DISEÑO

Un diseño de instalaciones de filtración eficaz cumple con tres puntos:

1. Obtener consistentemente la calidad deseada, filtrada al tratar un afluente con una concentración variable de sólidos suspendidos totales. Exhibe una amplia gama de tamaños de partículas y su composición
2. Mantener un servicio continuo bajo una variedad de condiciones de carga y filtración
3. Limpiar el medio filtrante para restablecer condiciones de filtro limpio, una pérdida de carga media y optimizar las condiciones de almacenamiento de sólidos

5.1.6. CARACTERÍSTICAS EFLUENTES SECUNDARIAS

El grado de remoción de SST del efluente secundario, sin el uso de coagulación química de filtrado, depende del grado de la floculación biológica alcanzada durante el tratamiento secundario, como se muestra en la Tabla 5.2. Por ejemplo, la presencia de cantidades significativas de algas impide la filtración del efluente de la laguna. El tratamiento previo con un coagulante primario o flotación de aire disuelto, se consideran buenas prácticas para la filtración de efluentes de laguna. Las partículas al ser filtradas pueden comportarse de manera muy diferente cuando se utiliza la precipitación química (por ejemplo, utilizando alumbre, hierro o cal) de fosfatos en el tratamiento secundario, en comparación con la filtración de efluente secundario sin precipitación química de fosfatos. Es esencial tener en cuenta el tipo de tratamiento biológico de aguas arriba y las características del efluente secundario en el diseño de instalaciones de filtración. Las características de los efluentes secundarios que juegan un papel importante en el diseño de

Tabla 5.2 Concentraciones de efluentes promedio en un día, filtración normal de efluentes secundarios

Filtro tipo afluente	Sin adición de productos químicos		Con la adición de productos químicos		
	Efluente	Turbidez	Efluente	PO ₄	Turbidez
	SST	mg/L UTN	SST	mg/L	UTN
Efluente con filtros percoladores de alta velocidad	10 - 20	4 - 10	0-3	0.1	0.1-2
Efluente con filtros percoladores de dos etapas	6 - 15	2.5-8	0-3	0.1	0.1-2
Estabilización de efluentes	6 - 15	2.5-8	0-3	0.1	0.14
Efluente convencional de lodos activados	3 - 10	1 - 5	0-5	0.1	0.1-2
Efluente de aireación extendida	1 - 5	0.5 - 3	0-5	1	0.1-2
Efluente de laguna aireada/facultativos	10 - 50	4 - 20	0-30 *	0.1	N / A *

**Pobre eficiencia de eliminación puede ser el resultado de la filtración de efluentes en la laguna debido a la presencia de algas*

filtración de SST son: la distribución de tamaño de partícula (DTP), y la fuerza y la carga electrostática de flóculos.

En el efluente secundario el SST normalmente varía entre 4 y 30 mg/L dependiendo de muchos factores, como el tipo de tratamiento secundario, condiciones físicas y operativas de la planta. El análisis de SST es sencillo pero puede llevar mucho tiempo. La turbidez, por lo tanto, sirve a menudo para estimar la concentración de sólidos suspendidos totales El DTP y SST en relación con la turbidez para efluentes secundarios, normalmente varían entre 2 y 3 mg/L, en función de los métodos e instrumentos de análisis utilizados en el efluente secundario. Los mecanismos de eliminación de filtración, intercepción y sedimentación se ven afectados de manera significativa por el tamaño de las partículas. En el efluente secundario el DTP, es típicamente bimodal. La remoción en la filtración para una partícula de tamaño 1 µm es diferente para una partícula de 50 µm. Por lo tanto, el DTP del efluente secundario tiene un efecto directo sobre la remoción del filtro.

La resistencia de los flóculos del efluente secundario cambia con el tipo de proceso de tratamiento biológico y modo de funcionamiento.

Por ejemplo, la filtración efluente secundario se adapta mejor a las plantas nitrificantes en comparación con las plantas no nitrificantes, debido al aumento de la resistencia de flóculos con tiempo de retención de sólidos. Esto se puede atribuir a la DTP, la resistencia de los flóculos, y otras características físico/químicas de efluentes secundarios.

5.1.7. CARACTERÍSTICAS DE FILTRACIÓN Y CALIDAD DE EFLUENTES

El objetivo primario del diseño, es obtener constantemente la calidad deseada del líquido filtrado. La calidad del efluente filtrado puede definirse tanto en términos de turbidez y sólidos suspendidos totales Un requisito típico en la turbidez del efluente filtrado es 2 UTN para aplicaciones de reutilización de aguas residuales. El mismo requisito de turbidez en el efluente también puede ser útil para aplicaciones de descarga de aguas superficiales continentales.

El SST requerido del efluente filtrado normalmente varía entre 5 y 10 mg/Litros. El DTP del efluente filtrado también influye en la eficiencia de la desinfección de aguas abajo.

5.1.8. MECANISMOS DE ELIMINACIÓN DE FILTRACIÓN

Existen tres mecanismos principales de eliminación:

1. Filtrado físico (Contacto mecánico y aleatorio). Sedimentación, impacto inercial y la intercepción
2. Adsorción física y química (interacción de vinculación y química). Adsorción física (electrostáticas y fuerzas de Van der Waals)
3. Bioquímicos. Adsorción superficial biológica

La importancia relativa de estos mecanismos de remoción difieren dependiendo de las características de los efluentes secundarios, las condiciones de filtración (por ejemplo, la velocidad intersticial, condiciones operativas) y propiedades del medio filtrante.

5.1.9. PROPIEDADES DE LOS MEDIOS FILTRANTES

Hay muchos medios de filtración disponibles para usarse con diferentes tecnologías. Esta sección tratará el tema las propiedades primarias de cada uno los medios más importantes, incluyendo:

- Tamaño efectivo de partícula, coeficiente de uniformidad, forma y densidad (en el caso de filtros de medios granulares)
- Tamaño efectivo del poro o colector
- Porosidad
- Profundidad del lecho filtrante (en caso de filtración de profundidad)
- Carga del lecho filtrante

La importancia relativa de estos mecanismos de eliminación es diferente en función de las características de los efluentes secundarios, las condiciones de filtración (por ejemplo, la velocidad intersticial, las condiciones operacionales), y propiedades de los medios filtrantes.

5.1.10. REQUERIMIENTOS DE RETROLAVADO

El ciclo de filtración se determina por retrolavado, cuando la pérdida de carga a través del medio de filtrante alcanza un nivel máximo preestablecido (normalmente se conoce como pérdida de carga de terminal), o la calidad del efluente se deteriora hasta un nivel inaceptable (normalmente denominado detección).

Para mantener la calidad del efluente deseada en todo momento, los filtros están diseñados para retrolavado cuando se alcanza la condición de pérdida de carga del terminal. El agua de rechazo en el retrolavado se devuelve a los clarificadores primarios, pero si es necesario también se puede devolver a obras de captación o instalaciones de tratamiento secundario, dependiendo de las condiciones específicas del sitio. La proporción de lavado total de agua de rechazo a la cantidad total de agua filtrada en un día, es importante porque el agua de rechazo de retrolavado debe ser tratada de nuevo.

El agua de rechazo en el retrolavado puede ser tan bajo como 1 por ciento y puede ser tan alta como 20 a 25 por ciento en relación del total, dependiendo de la tecnología de filtro y las condiciones de filtración específicos del sitio. La frecuencia, periodo, velocidad de flujo, el retrolavado y la relación de agua rechazada, deben considerarse debido a sus efectos sobre los cos-

tos de operación de las plantas y su capacidad. Otros requisitos de retrolavado relacionadas con la cuenca o sus componentes, tales como el lavado, rechazan el agua de la cuenca de almacenamiento (conocido como una caja de lodo) y el tanque de suministro de agua de lavado, también varían con base en tecnologías de filtración.

5.1.11. REQUERIMIENTOS DEL SITIO

El diseño existente de la planta de tratamiento secundario, incluyendo el espacio disponible para las instalaciones de filtración, es una de las primeras consideraciones de diseño. El espacio necesario para las unidades de filtración depende de la tasa de filtración de diseño, configuración de filtros y fuerza motriz. La tasa de filtración de diseño depende del tipo de condiciones específicas, tecnología y sitio de filtración. Si es necesario, una estación de bombeo de filtro o instalaciones relacionadas con el retrolavado (por ejemplo, lavado del almacenaje, tanque de suministro), deben tenerse en cuenta en los requisitos de espacio. Los requisitos de retrolavado también dependen del tipo de tecnología usada. (Una discusión más detallada de las tecnologías del filtro se presenta posteriormente en este capítulo). La fuerza de gravedad puede ser utilizada como fuerza impulsora en los filtros de presión. Cabe señalar que la operación de filtrado esta regulada por normas de higiene y seguridad. Es importante tener en cuenta los requisitos de espacio, junto con la tasa de filtración de diseño, durante la etapa de diseño preliminar o estudio de viabilidad, porque la tasa de filtración de diseño varía significativamente (por ejemplo, de 80 a 120 L/m² min o 1 200 a 1 600 L/m² min) dependiendo de la tecnología de filtración.

Las grandes plantas con suficientes recursos de capital, prefieren varios filtros de gravedad.

Varias unidades de filtro también se utilizan para permitir el tratamiento continuo durante el lavado o mantenimiento. El número de unidades normalmente debe reducirse al mínimo para disminuir los costos de construcción y tuberías, pero debe ser suficiente para evitar flujos de lavado excesivo y asegurar que se pueda acomodar.

5.1.12. REQUERIMIENTOS HIDRÁULICOS

Los criterios hidráulicos que se deben incluir en el diseño de la filtración, tienen entre ellos el perfil hidráulico de la planta secundaria, filtro de desarrollo medio, pérdida de carga y el filtro de valor de pérdida de carga terminal. La necesidad de una estación de bombeo de alimentación del filtro, se basa en el espacio disponible en la planta y el espacio adicional requerido por el sistema de filtración. El perfil hidráulico de la planta secundaria necesita ser actualizado durante las primeras etapas del proceso de diseño para incluir instalaciones de filtración, teniendo en cuenta el desarrollo de la pérdida de carga y el valor terminal de la misma.

5.1.13. CONTROLES Y EQUIPAMIENTO DE LA FILTRACIÓN

Los tipos generales de funcionamiento del filtro incluyen: control remoto local, remoto manual y automático. Todos deberán proporcionarse. Los controles disponibles pueden recibir una señal de disparo en el filtro, cuando haya pérdida de carga (o turbidez del filtro efluente), quitar un filtro del servicio y empezar el retrolavado y devolver el filtro a la operación. Cualquier retraso o fallo en el ciclo interrumpe el procedimiento y suena una alarma.

Los controles deben programarse para que células filtrantes alternativas no puedan ser lavadas simultáneamente. También deberán tener la flexibilidad de permitir la programación de operación óptima, lavado en secuenciación y tasa de duración (por ejemplo, incrementos de un minuto) de operaciones unitarias. La continuidad de todas las funciones mecánicas que dependen de equipos tales como ventiladores, compresores y bombas debe ser garantizada por unidades auxiliares de energía ininterrumpible y operables.

Cada filtro como mínimo, tiene la capacidad para medir la pérdida de carga (presión o manómetros, pérdida de carga en el afluente y efluente del filtro), turbidez, y para el flujo del afluente, el agua de lavado y el aire.

El agua de retrolavado y aire deben tener los controladores de la velocidad de flujo. Si se utiliza un dispositivo de lavado de la superficie rotatoria (por medio granular), entonces un indicador externo que debe incluirse en el diseño para mostrar que los brazos de lavado están realmente rotando durante el retrolavado. Los turbidímetros que monitorean continuamente proporcionarán valiosa formación, en orden de prioridad, en el efluente, afluente y calidad del agua de lavado. La importancia del análisis de la distribución de tamaño de partículas para controlar o mejorar el rendimiento de la filtración ha sido bien establecida en Miska et al. (2006), Caliskaner & Tchobanoglous (2005); Naddeo & Belgiorio (2007). La tecnología de instrumentación para la línea de SST continua y analizadores de DTP ha progresado en los últimos años.

El uso de estos analizadores debe considerarse para aumentar la eficiencia del funcionamiento,

si es posible, con base en el presupuesto, también el tamaño del proyecto y el aumento de los requisitos operativos de mantenimiento.

El ingeniero de diseño debe tener en cuenta que los medidores deben ser calibrados y limpiados periódicamente, para evitar el crecimiento biológico y la obstrucción de las partículas en algún instrumento.

5.1.14. PRETRATAMIENTO/USO DE FILTRACIÓN

Cada efluente secundario filtra de manera diferente. Un estudio de planta piloto de una corriente de proceso puede proporcionar una buena aproximación de la filtrabilidad del efluente secundario. Sin embargo, tales estudios no duplican exactamente las condiciones de esfuerzo a escala real.

Independientemente del rendimiento del filtro documentado, una buena práctica de diseño proporciona coagulantes inorgánicos u orgánicos que se añaden tanto a aguas arriba del tanque de sedimentación que precede el filtro, así como para el afluente del filtro. Las dosis normales de polielectrolitos orgánicos añadidos al clarificador y al filtro del afluente secundario son de 0.5 a 1.5 mg/Litros. Sin embargo en la prueba se recomienda determinar la dosis óptima de coagulante para un agua residual en particular. La sobredosis puede perjudicar las operaciones tanto o más que la no añadir ningún coagulante porque pueden formar bolas de lodo en el lecho filtrante.

El uso de dosis coagulantes adecuadas normalmente puede alcanzar a producir efluentes de SST de 5 mg/L, o menos con la selección apropiada del medio filtrante. Si el promedio de concentración de SST del filtro afluente diario es de

menos de 40 mg/L, no se anticipó de manera realista (un promedio afluente de 25 mg/L, o menos es óptimo).

A continuación, el diseñador debe tener en cuenta las instalaciones de pretratamiento de aguas arriba, que consisten en la coagulación química, floculación y sedimentación o flotación. Si el promedio de la calidad del filtro del afluente se prevé que sea bueno (la concentración de SST será menor a 15 mg/L) o promedio (SST entre 15 y 25 mg/L), una rápida mezcla o una línea estable mixta de adición química puede ser suficiente, sin instalaciones de floculación.

Además, durante algunos períodos del día y del año, la concentración de SST en el afluente del filtro podría superar significativamente la concentración media de diseño. Por lo tanto, el ingeniero de diseño debe evaluar el rendimiento del filtro en condiciones de carga de esfuerzo. Se debe tener cuidado para evitar que exista un punto ciego que dé como resultado la adición de productos químicos. Las causas comunes del punto ciego incluyen la selección equivocada químicos, dosificación y la duración excesiva de la aplicación de estos.

5.1.15. OPTIMIZACIÓN DEL DISEÑO

Estudios de modelación de plantas piloto y equipos normalmente se llevan a cabo para optimizar o mejorar el diseño. El rendimiento de eliminación de pérdida de carga y el desarrollo a través de los medios filtrantes se ven muy afectados por muchos factores, incluyendo la distribución de tamaño de partículas, la fuerza de floculación del efluente secundario, la porosidad, la profundidad de los medios filtrantes y el caudal.

No hay reglas de diseño generalizadas para alcanzar ciertos criterios de efluentes, debido a

una considerable variación de estos parámetros entre diferentes aplicaciones. Estudios de plantas piloto a menudo se recomiendan para confirmar o mejorar los criterios preliminares de diseño antes de la instalación de equipos de filtración. Un objetivo principal del estudio piloto de filtración es evaluar el rendimiento del filtro con referencia específica a los requisitos de calidad de efluentes (por ejemplo, la descarga a cuerpos receptores, los criterios de reutilización de aguas residuales). Algunos de los otros objetivos normalmente son:

- La cuantificación de las características de funcionamiento
- Evaluación de la fiabilidad y el rendimiento, cómo se ve afectado por las variaciones de filtro la calidad del afluente y el caudal del filtro
- Determinación de la proporción de agua de lavado
- Evaluación vs confirmación del diseño y criterios operacionales
- La determinación de las necesidades de ayuda química (por ejemplo, tipo de producto químico, la dosis, la duración de la aplicación)

Comparar estudios piloto de filtración alternativos en paralelo también puede ayudar para la selección de la tecnología final. Los estudios piloto de filtración normalmente disminuyen los costos generales del proyecto y mejoran el diseño. La duración del estudio piloto a menudo está determinada por el presupuesto del proyecto y el calendario. Si el estudio piloto debe llevarse a cabo en un corto período de tiempo, de una a dos semanas, se debe tener cuidado en los resultados estadísticos experimentales. Las pruebas para distintas condiciones de filtrado, no se recomiendan para un estudios piloto a corto plazo.

El ingeniero de diseño debe determinar y comprobar la condición de diseño más típico de una prueba piloto a corto plazo para obtener resultados de rendimientos estadísticamente válidos. Se recomienda la realización de pruebas piloto a más largo plazo (es decir, más de 4 o 6 semanas) para obtener los resultados piloto de rendimiento estadísticamente válidos en diferentes condiciones de diseño.

El período del estudio piloto también es otra consideración importante, porque las características de filtrabilidad suelen cambiar entre estaciones.

Los modelos computarizados pueden ayudar al ingeniero de diseño, se correlacionan las consideraciones de diseño relacionados con muchos de los factores de filtración descritos anteriormente. Una variedad de ecuaciones relativas a las variables de proceso y mecanismos de eliminación se puede encontrar en la literatura. Las ecuaciones que caracterizan filtración normalmente representan en:

1. Una etapa inicial de transporte, donde las partículas se ponen en contacto con la superficie del medio filtrante
2. Una etapa química-física, donde las partículas que se adhieren son retenidas dentro del cuerpo del lecho filtrante

Los resultados de los modelos se han obtenido para predecir con precisión el rendimiento del filtro en condiciones reales (heterogénea, floculaciones suspendidas, variación en la concentración de SST) que se encuentran en las aguas residuales (Çalışkaner & Tchobanoglous, 2005). Cabe señalar que el uso de estos modelos puede ser difícil y requiere datos precisos de filtración (por ejemplo, DTP, SST, turbidez, propiedades del medio).

El uso de modelos más sofisticados tienen que ser justificados en función del tamaño del proyecto, el presupuesto, el cronograma y los recursos disponibles. Debido a las condiciones específicas del proyecto, el ingeniero de diseño también puede optar por utilizar un modelo más simple, con menos requerimientos, que puede proporcionar un cierto grado de aproximación. En ausencia de un estudio piloto o un estudio de modelización, el diseño debe estar basado en la experiencia del ingeniero con un filtro de agua similar al del afluente en otras instalaciones.

5.1.16. ESTRUCTURAS DE PROTECCIÓN

La unidad de filtrado debe estar diseñada para las condiciones de temperatura esperadas. Como una buena práctica, la estación de control principal y auxiliar, y todas las tuberías y válvulas, deben estar ubicadas dentro de un ambiente caliente, ventilado para facilidad de operación y mantenimiento. El aumento de los costos y requisitos operacionales y de mantenimiento asociados con la estructura necesitan ser considerados. Estos pueden incluir calefacción, ventilación y sistema de aire acondicionado, control de olores, o mayor tracción. Si el filtro está situado fuera y expuesto al frío, puede considerarse una superestructura cubierta para facilitar la inspección del filtro. Una separación mínima de 2.1 m desde la parte superior del filtro a la estructura de la cubierta es recomendable. El requisito mínimo puede variar para tecnologías de filtración diferente.

5.1.17. DEFICIENCIAS DEL DISEÑO TÍPICO

Las deficiencias de diseño más comunes en los sistemas de filtración son los siguientes:

- La pérdida de los medios filtrantes (por la filtración granular) durante el lavado. Esto puede ser un problema grave en curso, causada por el diseño de retrolavado inadecuado
- La formación de una bola de barro provocado a lo largo del tiempo del funcionamiento del filtro, el lavado inadecuado, o ambos. Esto se puede corregir mediante el ajuste de las tasas de retrolavado y la aplicación de cloro al afluente
- La consideración inadecuada de las fluctuaciones rápidas de flujo (especialmente para las plantas más pequeñas)
- Los problemas de insectos. Si se anticipan insectos en afluente del filtro puede ser considerado la adición periódica de cloro o insecticidas
- Déficit de sistema de cloración (de vez en cuando según se requiera) en el flujo del afluente del filtro, el agua de retrolavado, o ambos. La capacidad de cloración es imprescindible para evitar el crecimiento biológico y la formación de la bola de barro
- Diseño inadecuado y disposición de la conducción asociada a la válvula de estrangulación de efluentes (si se utiliza para el control de flujo)
- Selección del medio filtrante incorrecto. para diferentes marcas comerciales, el medio filtrante puede cambiar significativamente para la misma tecnología. Se debe tener cuidado en la selección del medio con los sistemas que se utilizan para el diseño
- Diseño inadecuado de las instalaciones para el lavado y agua de rechazo (por ejemplo, el retrolavado)
- La cuenca de almacenamiento, o lavado de tuberías de bombeo, deberán de ser lo suficientemente grandes como para manejar las peores condiciones cuando hay varios filtros, pues necesitan ser retrolavados de manera simultánea
- El inadecuado diseño de drenaje que puede causar problemas hidráulicos, mantenimiento/operacionales
- Deficiencias hidráulicas de diseño (por ejemplo, que no se incorporen todos los componentes para evitar la pérdida de carga) menores a los valores requeridos
- Consideración de diseño inadecuado de las instalaciones de bombeo. Puede que se requieren aguas arriba o aguas abajo de las instalaciones de filtración
- La consideración inadecuada de las necesidades totales de altura, propias de la tecnología de filtro
- Distribución desigual del flujo. Cuando varias unidades ya están diseñadas, y al comienzo el retrolavado se basa en el nivel de agua de la cuenca, es importante que cada filtro tenga su propio vertedero afluente o una caja de nivel divisor de aguas arriba para que el flujo se distribuya de manera uniforme, y cada unidad pueda funcionar de manera independiente
- La mínima consideración de la expansión futura o actualización
- La selección incorrecta de las válvulas de control y medidores de flujo (es decir, sin capacidad rango de diseño de flujo)

5.1.18. TIPOS DE TECNOLOGÍA

Existen varias tecnologías de filtración de aguas residuales para remover los SST que quedan en el efluente del clarificador secundario. Estas tecnologías de filtración alternativas, implican el uso de varios medios de

filtración, en función del tipo de tecnología. Estos incluyen las tecnologías de filtrado de profundidad que utilizan medios granulares o sintéticos, medios compresibles, y tecnologías de disco de filtración.

El principio básico de la filtración es el mismo, independientemente de la tecnología utilizada. La eliminación de partículas se logra haciendo pasar las aguas residuales a través de un medio filtrante poroso. A medida que la suspensión fluye a través del medio filtrante, las partículas son transportadas a la superficie del medio de recogida, de donde son retiradas por diversos mecanismos.

5.1.19. FILTRACIÓN DE PROFUNDIDAD

Los filtros de profundidad implican el uso de materiales de tipo granular o medios sintéticos tipo compresible.

5.1.20. FILTRACIONES CON MEDIOS GRANULARES

Los filtros de medios granulares se pueden clasificar de acuerdo con la dirección del flujo, el tipo y número de medios que componen el lecho filtrante, fuerza motriz, y el método de control de flujo.

5.1.21. DIRECCIÓN DEL FLUJO

Los sistemas de flujo descendente son los procesos de filtración más comunes para aplicaciones municipales. Algunos sistemas fluyen hacia arriba a través de los medios filtrantes y en otros, llamados sistemas biflujo, se combina el flujo descendente y ascendente.

En la Ilustración 5.1 se muestran los esquemas de estas tres variaciones. Se desarrollaron configuraciones alternativas al flujo descendente para dar cabida a mayores cargas de sólidos, y lograr la filtración en toda la profundidad del lecho.

En los filtros de un solo medio, la estratificación se produce después del retrolavado y la concentración de la porción de grano fino del medio en la parte superior del lecho, previene la penetración y el uso completo de su profundidad. El flujo ascendente es una forma de lograr un uso más completo del lecho filtrante. Otro método implica el uso de lechos de dos medios o múltiples.

5.1.22. FUERZA IMPULSORA

La fuerza de gravedad puede ser la fuerza impulsora para la filtración o presión aplicada a través de bombeo. Los filtros de gravedad normalmente se utilizan en grandes plantas de tratamiento; los filtros de presión son de uso frecuente en aplicaciones industriales. Los residuos pueden ser considerados para pequeñas plantas de municipales. Los filtros de presión pueden ser adecuados para tasas mayores de carga hidráulica, en $410 \text{ L}/(\text{m}^2 \text{ min})$ la pérdida de carga terminal sería superior (por ejemplo, 9 m). Teóricamente, esto resulta en recorridos largos de filtración y mayor requerimiento del retrolavado. Sin embargo, estas ventajas pueden compensarse con menores requerimientos de energía y complejidad operativa y mecánica. En una planta más pequeña, con limitaciones de espacio, los filtros de presión pueden ser una mejor opción. Sin embargo, los filtros de presión deben ser seleccionados con cuidado, porque la inspección interna, mantenimiento y reemplazo de medios se complican por el tamaño, las limitaciones de espacio, y problemas concurrentes

de iluminación y ventilación. En la práctica, el uso de filtros de presión para aplicaciones municipales no es común. En cambio, se encontró un uso con mayor frecuencia en aplicaciones de tratamiento de aguas residuales industriales.

5.1.23. TASA DE FILTRACIÓN

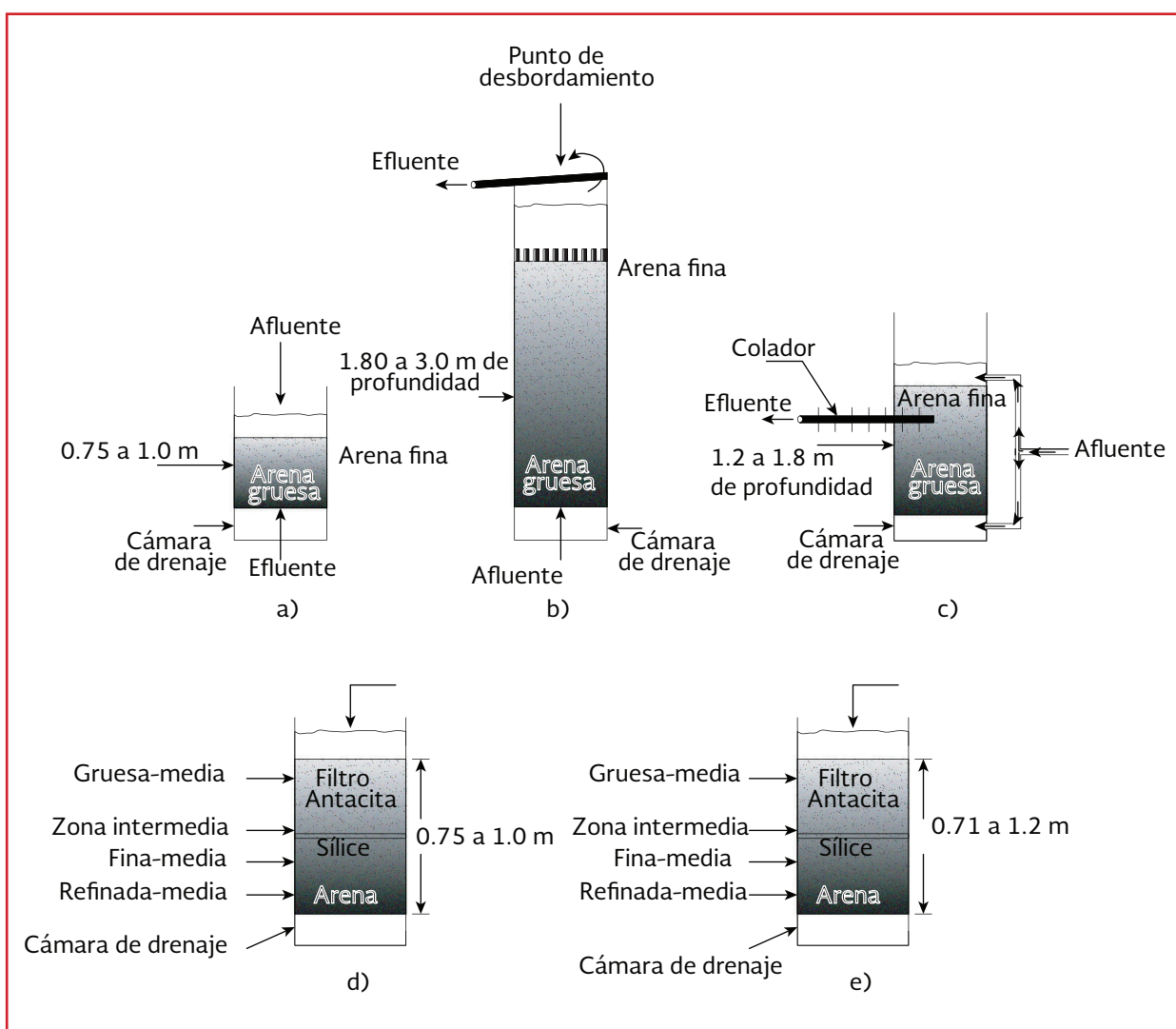
La tasa de filtración varía significativamente dependiendo del tipo de la tecnología de filtración granular. En la filtración lenta de arena, la tasa es de aproximadamente 1 a 2 L/m² min, las tasas de filtración suelen oscilar entre 80 y 240 L/(m² min), para la filtración rápida en arena. Las tasas

de caudal hasta 800 L/(m² min) han sido útiles para el tratamiento terciario, pero las tasas máximas de aplicación nominales típicamente son entre 200 y 250 L/(m² min) en aplicaciones de filtración granular de alta tasa. Los filtros de gravedad que implican el uso de medio granular se han utilizado para llevar a cabo con éxito mayores tasas de filtración, de 300 L/(m² min), especialmente con la adición química optimizada (Holden et al, 2006) (Williams et al, 2007) (observe la Ilustración 5.1).

donde:

- Simple-medio convencional
- Simple-retrolavado

Ilustración 5.1 Configuraciones de medios filtrantes (US EPA, 1971c)



- c) Simple-medio bidireccional
- d) Medios filtrantes múltiples convencionales
- e) Mixta convencional

5.1.24. MÉTODOS DE CONTROL DE FLUJO

La presión constante, constante de velocidad y la tasa de disminución variable, son tres métodos básicos de control de flujo (Cleasby & Baumann, 1974). La Filtración comienza a una velocidad alta cuando la resistencia es baja, y la tasa de pérdida de carga disminuye a medida que se desarrolla. En la filtración de velocidad constante, la válvula de control de flujo del efluente mantiene constante la tasa de filtración o de nivel de agua. La filtración de velocidad decreciente variable tiene ventajas similares a las de la filtración de velocidad constante, con respecto del flujo del afluente.

5.1.25. CARACTERÍSTICAS Y SELECCIÓN DE MEDIOS GRANULARES

Durante la selección del medio filtrante, su forma, relación de tamaño, composición, densidad, dureza y profundidad, los efectos de estas características sobre el rendimiento del filtro y su funcionamiento deben ser considerados.

5.1.26. TAMAÑO

La profundidad de la penetración de sólidos en un filtro depende del tamaño del medio del filtrante.

La duración de la filtración la carga hidráulica, forma y distribución de tamaño mediano, son todos de importancia secundaria. Si el medio es demasiado grande, entonces resultará pobre el filtrado. Si el medio es demasiado pequeño, entonces la calidad del filtrado será mejor,

pero sólidos eliminados se acumulan cerca de la superficie y como resultado el filtro funciona lentamente.

5.1.27. FORMA

La forma del medio afecta tanto a la filtración y retrolavado. Los granos afilados y angulares requieren una mayor presión de retrolavado. Un medio no uniforme aumenta la tendencia de la canalización durante el retrolavado. Los granos redondeados se rompen y tienden a fluidizar fácilmente; también tienden a girar durante el retrolavado, desengrasar granos adyacentes y liberar sólidos adheridos. Los granos angulares con superficies planas y lisas tienden a mantenerse unidos por la rotación, y pueden flotar fuera del sistema con el retrolavado y el aire.

El filtro de arena debe tener una relación de esfericidad de aproximadamente 0.9 y el filtro de antracita debe tener aproximadamente 0.7 de relación de esfericidad.

5.1.28. COMPOSICIÓN

La antracita es un medio orgánico en gran medida, tiene una superficie que adsorbe preferentemente otras sustancias orgánicas, tales como grasas y aceites. Esto produce una película aceitosa que puede resistir el retiro por técnicas de limpieza convencionales y, a su vez, acelerar la formación de aglomerados que reducen la eficacia del sistema si no se vacían desde el filtro durante el retrolavado. La antracita es relativamente suave, tiende a deteriorarse debido a la abrasión, especialmente durante el retrolavado. Este deterioro puede conducir a la producción de partículas más pequeñas que, si no se pierde durante el retrolavado, disminuirá la penetración de sólidos en el lecho. Las películas y depósitos oleosos

pueden eliminarse de la arena de sílice utilizando con menor intensidad de lavado que la antracita.

5.1.29. DENSIDAD

Las densidades específicas de los materiales típicos utilizados como medios de filtración son: 4.2 gr/cm³ para la arena granate, 2.6 gr/cm³ para la arena de sílice, y 1.6 gr/cm³ para antracita. Los medios más ligeros requieren bordo libre, el granate debe conservarse en los tanques de filtración. Sin embargo, un mayor bordo libre también aumenta la tendencia de los sólidos de procesos pesados para ser retenido en el filtro.

5.1.30. DUREZA

La arena de sílice tiene una dureza en la escala de Mohs de 7, la antracita oscila entre 3.0 a 3.75. La alta intensidad necesaria para un eficaz filtro de limpieza y eliminar los sólidos tenaces, que se encuentran típicamente en las descargas de aguas residuales, tiende a erosionar los granos de los medios filtrantes. Este desgaste, si es excesivo, acorta la duración del filtro, aumenta las pérdidas de retrolavado, y los resultados en una gradación de menor tamaño en la ampliación de los medios de filtración. Como resultado, la sustancia con la mayor dureza es mejor para la filtración de aguas residuales.

5.1.31. TAMAÑO Y RELACIÓN DE PROFUNDIDAD

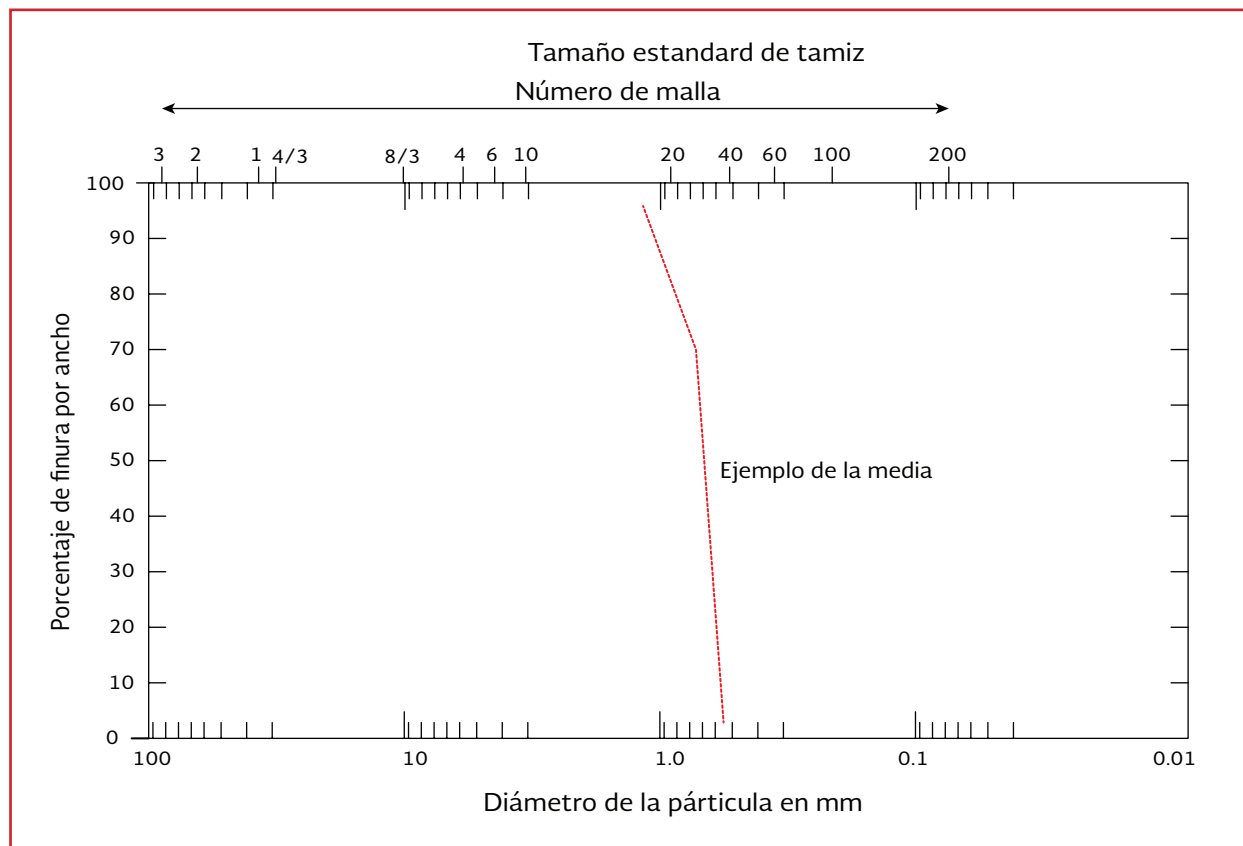
El tamaño efectivo y la profundidad requerida de los medios filtrantes están relacionados entre sí. Por lo general, la calidad del filtrado es mejor para el tamaño de grano más pequeño y a más altas profundidades. Como una buena práctica, la profundidad mínima de la mejor media es de al menos 150 mm. El diámetro mínimo de una par-

tícula será de al menos 0.35 mm (0.4 a 0.5 mm es más típica para el tamaño mínimo en aplicaciones de filtración de efluentes secundarios). No existen guías específicas relativas al tamaño, profundidad y capacidad de eliminación de sólidos suspendidos totales. Sin embargo, los sistemas operativos suelen tener profundidades y tamaños dentro de los rangos mostrados en la Tabla 5.3 de medios. Los filtros para el tratamiento de aguas residuales municipales rara vez tienen un grueso medio de 2.0 mm, si son necesarias efluentes residuales SST de 10 mg/L o menos.

La Ilustración 5.2 muestra una distribución de tamaño de la partícula típica como una función del diámetro en EE.UU. En los tamaños estándar de tamiz, las especificaciones del medio incluyen normalmente el tamaño efectivo y el coeficiente de uniformidad. El coeficiente de uniformidad se define como la relación entre el tamaño del tamiz, que pasará 60 por ciento, en peso, de la arena dividido por el tamaño que pasará a 10 por ciento. El medio que se muestra en la Ilustración 5.2 tiene un tamaño efectivo de 0.5 mm, con un coeficiente de uniformidad de 1.5. En general, un coeficiente de uniformidad no mayor que 1.7 es el mejor para todos los filtros, excepto aquellos que requieren algún entremezclado. Los medios filtrantes con un coeficiente de uniformidad de menos de 1.3 son innecesarios, a excepción de un lecho profundo, o los filtros de un solo medio, especialmente si se limpia con una socavación de aire.

Los lechos filtrantes consisten en un solo medio en forma estratificada, un único medio no estratificado, doble y múltiple. Los lechos individuales estratificados, utilizados en el pasado, ya no están diseñados para aplicaciones de aguas residuales municipales, debido a sus desfavorables características y acumulación de pérdida de carga. Los

Ilustración 5.2 Gráfico de distribución de tamaño de partículas



lechos no estratificados de un solo medio, ahora en uso, disponen de profundidades normalmente hasta 2.0 metros. El tamaño de poro aleatorio permite la filtración en toda la profundidad del lecho, lo que resulta de larga duración; el filtro antes de la acumulación de pérdida de carga requiere un retrolavado. La forma estratificada para el medio sólo puede lograrse mediante el uso de un medio único o de tamaño variable, con un aire combinado y el lavado del agua.

El lavado con agua y aire combinado recorre el material acumulado en el lecho filtrante sin fluidificación del medio. Esto evita la estratificación del medio filtrante no uniforme.

El uso de dos o más capas de medios filtrantes, cada uno con un peso específico diferente, evi-

ta la estratificación y promueve una filtración inherente y una mayor duración del medio filtrante. Las combinaciones típicas de los medios utilizados en los lechos dobles y múltiples incluyen:

- Antracita y arena
- Carbón activado y arena
- Lechos de resina y arena
- Lechos de resina y antracita
- Granate o ilmenita (a menudo utilizado en lechos filtrantes múltiples)

La Tabla 5.3 presenta las características típicas de algunos medios filtrantes granulares. Se muestra en ella un ejemplo de diseño de filtro de profundidad que implica el uso de medio granular.

Tabla 5.3 Características de los medios para el uso de filtros dobles y múltiples

Características	Valores	
	Rango	Típico
Medios filtrantes doble		
Antracita		
Profundidad, mm	300 - 600	450
Tamaño efectivo, mm	0.8 - 2.0	1.2
Coefficiente de uniformidad	1.3 - 1.8	1.6
Arena		
Profundidad, mm	150 - 300	300
Tamaño efectivo, mm	0.4 - 0.8	0.55
Coefficiente de uniformidad	1.2 - 1.6	1.5
Tasa de filtración, m/h	5 - 24	12
Múltiple		
Antracita (capa superior del filtro cuádruple-medios filtrantes)		
Profundidad, mm	200 - 400	200
Tamaño efectivo, mm	1.3 - 2.0	1.6
Coefficiente de uniformidad	1.5 - 1.8	1.6
Antracita (segunda capa de medios filtrantes)		
Profundidad, mm	100 - 400	200
Tamaño efectivo, mm	1.0 - 1.6	1.2
Coefficiente de uniformidad	1.5 - 1.8	1.6
Antracita (capa superior de filtro recortado)		
Profundidad, mm	200 - 500	400
Tamaño efectivo, mm	1.0 - 2.0	1.4
Coefficiente de uniformidad	1.4 - 1.8	1.6
Arena		
Profundidad, mm	200 - 400	250
Tamaño efectivo, mm	0.4 - 0.8	0.5
Coefficiente de uniformidad	1.3 - 1.8	1.6
Granate o ilmenita		
Profundidad, mm	50 - 150	100
Tamaño efectivo, mm	0.2 - 0.6	0.3
Coefficiente de uniformidad	1.5 - 4.8	1.6
Tasa de filtración, m/h	5 - 24	12

5.1.32. FILTRACIÓN EN MEDIO GRANULAR, TIPOS DE TECNOLOGÍA

Las tecnologías de filtración en medio granular de operación, tanto semicontinuo y continuo, se utilizan para la filtración de efluentes secundarios. Además de los filtros granulares de operación semicontinuos, continuos convencionales y algunas propiedades se discuten en esta sección.

5.1.33. FILTROS CONVENCIONALES DE OPERACIÓN SEMICONTINUA

Los filtros de funcionamiento semicontinuo pueden ser clasificados por características del medio filtrante, como el número de filtros degradados y mezclas.

Tabla 5.4 Ejemplo de diseño de filtración efluente secundario

Parámetros de entrada	Unidades	Valores de diseño / consideraciones
Caudal promedio anual	m ³ /d	19 000
Flujo máximo de día	m ³ /d	38 000
Flujo máximo de horas	m ³ /d	57 000
Base de flujo de diseño		Límite diario del flujo
Intervalo de turbidez en el afluente	UTN	02-10
Promedio de turbidez del afluente	UTN	5
Intervalo de SST en el afluente	mg/L	5-25
Intervalo de SST del afluente	mg/L	12
Tasa de filtración máxima de diseño	L/(m ² min)	200
Proporción de la producción media del agua	Porcentaje	90
Agua de lavado a retrolavado rechazada, Intervalo del cociente	Porcentaje	5-15
Proporción promedio del agua rechazada en retrolavado	Porcentaje	10
Límite filtrado de turbidez del efluente para iniciar la adición química	UTN	1.8
Requerimientos en condiciones de exceso	capacidad de proporcionar filtración con la unidad más importante de filtración fuera de servicio	
Salida de diseño		
General		
Tipo de filtración		Profundidad
Dirección del flujo durante el ciclo de filtración		Flujo descendente
Dirección del flujo durante el ciclo de lavado a retrolavado		Flujo ascendente
Unidad de tamaño		
Superficie de filtración total mínima requerida	m ²	130
Número de unidades de filtros	#	8
Superficie de filtración, ancho (cada unidad de filtro)	m	4.25
Superficie de filtración, longitud (cada unidad de filtro)	m	4.25
Superficie de filtración para cada unidad de filtro	m ²	18
Superficie de filtración total suministrada	m ²	
Tasa de filtración		
Caudal promedio anual	L/(m ² min)	90
Límite diario del flujo	L/(m ² min)	180
Caudal promedio anual, un filtro fuera de servicio	L/(m ² min)	105
Límite diario del flujo, un filtro fuera de servicio	L/(m ² min)	210
Límite diario del flujo, uno fuera de servicio y un filtro de lavado a retrolavado	L/(m ² min)	240
Medianas propiedades		
Tipo de medio		Arena estratificada
Profundidad media	mm	1 200

* En este ejemplo de diseño, se supone que los flujos superiores al límite diario se igualan aguas arriba de las instalaciones de filtración

SST = *Sólidos suspendidos totales*

Tabla 5.4 Ejemplo de diseño de filtración efluente secundario (continuación)

Parámetros de entrada	Unidades	Valores de diseño / consideraciones
Tamaño efectivo	mm	2
Coeficiente de uniformidad	Sin unidades	1.2
Porosidad	Porcentaje	40
Requerimientos de lavado a retrolavado		
Tipo de retrolavado	Lavado combinado agua-aire	
Agua promedio para el diseño de retrolavado	L/(m ² min)	400
Intervalo de frecuencia de agua para el diseño de retrolavado	L/(m ² min)	200-600
Tasa de erosión de aire auxiliar	L/(m ² min)	2000
Período de retrolavado	min	20
Frecuencia del retrolavado asumida, la carga media	h	18
Frecuencia del retrolavado asumida, límite de carga	h	6
Total de agua de retrolavado diaria requerida, carga media	m ³ /d	1500
Límite de agua requerida para el lavado total diario	m ³ /d	4600
Condiciones promedio de retrolavado en proporción de la relación media	Porcentaje	8%
Condiciones promedio de retrolavado en proporción de la relación máxima	Porcentaje	12%
(Volumen suficiente para dos retrolavados)	m ³ /d	290
Rango de rechazo de agua del retrolavado en la concentración de los SST	mg/L	50-250
Rechazo de agua normal del retrolavado en la concentración de los SST	mg/L	150
Volumen de agua de almacenamiento requerida (suficiente para dos lavados)	m ³ /d	900
Eliminación de turbidez/SST	UTN	< 1.6
Turbidez efluente; condiciones medias	UTN	4
Turbidez efluente: no puede exceder más del 5% del tiempo	UTN	8
SST efluentes: no puede exceder en cualquier momento	mg/L	< 4
Efluente SST, máximo diario	mg/L	15
Desarrollo pérdida de carga		
Pérdida de carga media a máxima para el diseño de filtración	m	1
Pérdida de carga final	m	3
Unidades auxiliares necesarias		
Adición química		
Requisito de adición química asumido (tiempo total de funcionamiento)	Porcentaje	15%
Almacenamiento de sustancias químicas	Días	30

* En este ejemplo de diseño, se supone que los flujos superiores al límite diario se igualan aguas arriba de las instalaciones de filtración.

SST = sólidos suspendidos totales

Tabla 5.4 Ejemplo de diseño de filtración efluente secundario (continuación)

Parámetros de entrada	Unidades	Valores de diseño / consideraciones
Método de mezcla	Mezclador en línea estático	
Tipo de bomba química		diafragma mecánico
Control de velocidad de la bomba		Velocidad variable
Tipo de producto químico		polímero
Rango de dosis, asumida	mg/L	0.1-1.5
Dosis normal, asumida	mg/L	0.3
Tipo de producto químico		Coagulante
Rango de dosis, asumida	mg/L	25-25
Dosis típica, asumida	mg/L	10
Sopladores para la socavación	No (servicio, redundante)	1, 1
Analizadores de turbidez en línea	No /(servicio, repuesto)	2, 1

* En este ejemplo de diseño, se supone que los flujos superiores al límite diario se igualan aguas arriba de las instalaciones de filtración

5.1.34. FILTROS DE ARENA, FILTRACIÓN LENTA

En la filtración lenta, la velocidad de filtración es de aproximadamente 1 a 2 L/(m² min). Los filtros de arena lentos consisten típicamente en una capa de arena 150 a 380 mm colocado en una profundidad equivalente de material más grueso que se basa en un sistema de drenaje inferior. Los filtros lentos de arena se regeneran al permanecer inactivos durante un período, y luego se limpian manualmente. Por lo general se pueden lograr 60 por ciento de eliminación de sólidos en suspensión a partir de un efluente de filtro percolador, que contiene 20 a 90 mg/L de sólidos suspendidos totales

Aunque son fáciles de construir, los filtros lentos de arena tienen altos requerimientos de mantenimiento y de espacio. También son sensibles a la temperatura y están sujetos a la rápida obstrucción. Debido a que estos filtros no se consideran competitivos con otras técnicas para la eliminación de SST, rara vez se utilizan.

5.2. PRECIPITACIÓN QUÍMICA DE FOSFATOS

La precipitación química de fosfatos se puede llevar a cabo en un sistema de tratamiento terciario con cal en dos pasos. En el sistema de dos pasos, la precipitación en el primero se controla generalmente a un pH de aproximadamente 11 unidades, el cual es una unidad de pH mayor que el usado en el proceso de un solo paso. Después de la precipitación y sedimentación en el primero, el agua residual es recarbonatada con dióxido de carbono, formando un precipitado de carbonato de calcio que es removido en el segundo paso de sedimentación.

Generalmente, se añade cal en un tanque independiente de mezcla rápida. Una vez hecha la mezcla, el agua residual pasa a un floculador para permitir el crecimiento del tamaño de las partículas y mejorar la sedimentación. El agua residual clarificada es recarbonatada en un tanque separado, después del primer sedimentador, para posteriormente ser reclarificada en un segundo

sedimentador. Se puede requerir de un ajuste final del pH, para cumplir con ciertas normas de calidad. Aunque el sistema se usa para remover fosfatos, este también remueve algo de DBO y sólidos suspendidos, así como dureza del agua residual. También hay remoción de metales.

5.2.1. CRITERIOS DE DISEÑO

Los criterios de diseño se presentan en la Tabla 5.5.

5.2.2. REMOCIÓN ESPERADA DEL PROCESO

La remoción esperada del proceso en términos de la concentración de fosfatos como *P* en el afluente y el efluente se puede resumir de la siguiente manera:

- Concentración de *P* en el afluente: generalmente 15 a 40 mg/L
- Concentración de *P* en el efluente: 0.01 a 1.0 mg/L

5.2.3. OTRAS CARACTERÍSTICAS

Impacto ambiental

El sistema genera cantidades relativamente grandes de lodos, los cuales, necesariamente tendrán que ser manejados de alguna manera. Tiene un efecto muy pequeño o casi nulo en la contaminación del aire, ruido u olores.

Confiabilidad del proceso

El proceso es altamente confiable si es operado por personal con experiencia.

Ilustración 5.3 Diagrama de flujo

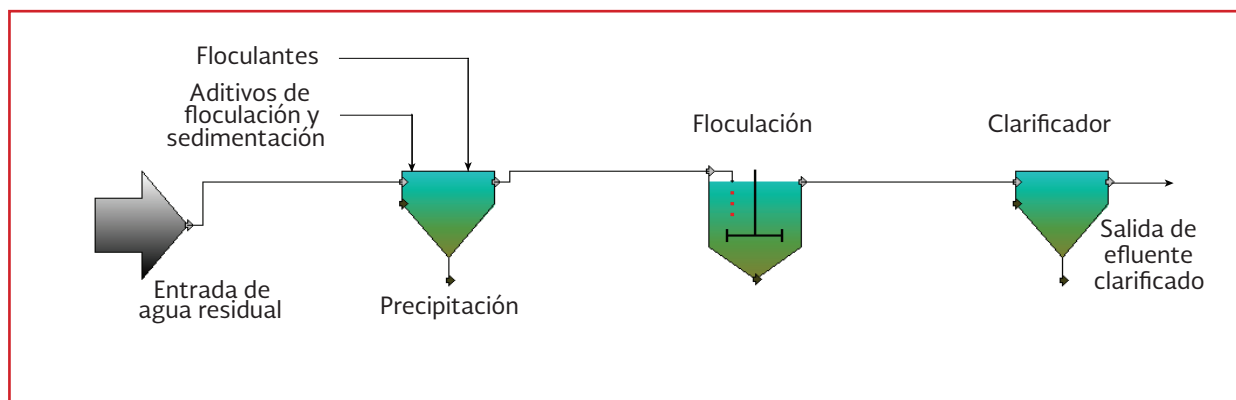


Tabla 5.5 Criterios de diseño

Tasa de sedimentación	1 000-1 400 gpd/pie ²	(0.47 - 0.66 L/s m ²)
Efluente secundario:		
Alcalinidad (mg/L) como (CaCO ₃)	pH unidades	Dosis de cal aproximada (mg/L) de (CaO)
300	11	400-450
400	11	450-500
Dióxido de carbono:		
Tasa de alimentación	1.2 mg/L/mg/L de Ca a precipitar	
Tiempo de alimentación	5 a 15 minutos	

Generación de residuos

En el primer paso se pueden producir de 1 a 1.5 kg de sólidos secos por kg de cal añadida. En el segundo paso, las cantidades de residuos producidos son: 2.27 kg de CaCO_3 por kg de CO_2 ; 4 kg de Al en alumbre o 2.5 kg por kg de Fe en cloruro férrico.

5.3. CARBÓN ACTIVADO GRANULAR

El carbón activado granular es generalmente usado en el tratamiento de aguas residuales para absorber los materiales orgánicos solubles.

El carbón es empacado en un tanque de tal manera que forme una cama filtrante. Los tanques son regularmente circulares para sistemas a presión, o rectangulares para sistemas con flujo por gravedad. Una vez que la capacidad de adsorción del carbón haya sido totalmente utilizada, éste debe ser desechado o regenerado. Generalmen-

te, se utilizan varios tanques para asegurar una operación continua.

Las columnas o tanques pueden ser operadas en serie o paralelo. Todos los tanques deben de contar con un mecanismo de remoción y alimentación de carbón, para permitir la remoción del carbón usado y la adición de material nuevo. El flujo de agua a través del carbón puede ser ascendente o descendente. Las unidades deben ser retro lavadas periódicamente.

5.3.1. CRITERIOS DE DISEÑO

En la Tabla 5.6 se presentan los parámetros de diseño típicos.

5.3.2. REMOCIÓN ESPERADA DEL PROCESO

En la Tabla 5.7 se presenta la remoción esperada del proceso.

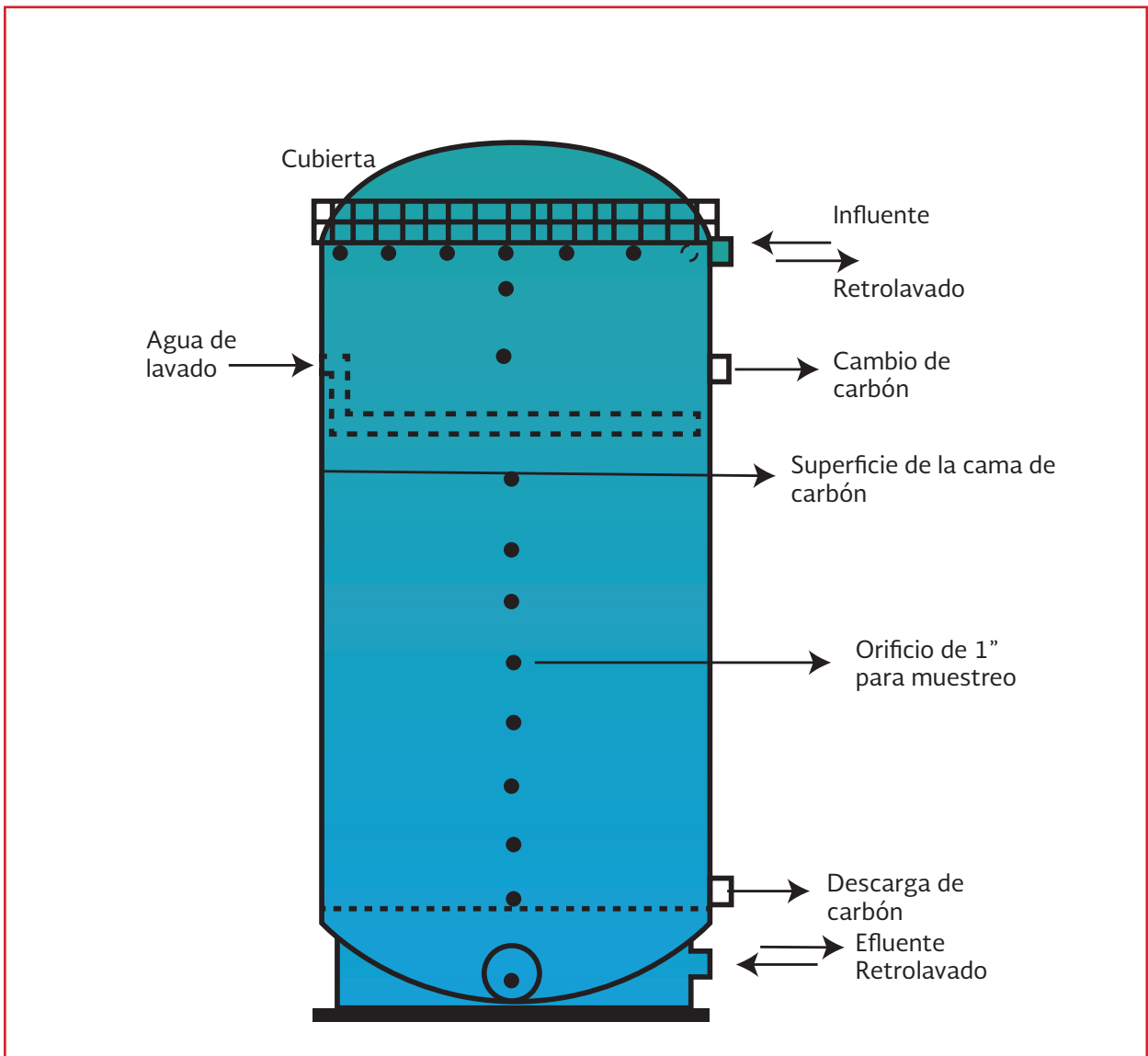
Tabla 5.6 Parámetros de diseño

Parámetro	Valores	Unidades
Diámetro de los tanques	0.6 a 3.7	m
Carga superficial	1.36 a 6.79	L/(s m ²)
Carga orgánica	45 a 136	g m
Retro lavado	8.15 a 13.58	L/(s m ²)
Espesor de la cama	1.52 a 9.14	m
Tiempo de Contacto	10 a 50	min
Desecho de aire	0.91 a 1.52	m ³ /min m ²

Tabla 5.7 Remoción esperada del proceso

Parámetro	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)
DBO	10 a 50	5 a 20
DQO	20 a 100	10 a 50
SST	5 a 10	2 a 10

Ilustración 5.4 Tanque de carbón activado



5.3.3. OTRAS CARACTERÍSTICAS

Impacto ambiental

Bajo ciertas condiciones, las camas de carbón activado granular pueden generar ácido sulfhídrico, el cual tiene un olor desagradable. Para inhibir o controlar esta condición se puede apli-

car cloro o NH_3 . El carbón usado puede causar problemas de disposición en el terreno, a menos que se regenere.

Confiabilidad del proceso

Moderadamente confiable, dependiendo en la calidad de la construcción y la fabricación del equipo.

Limitaciones

El agua residual deberá ser filtrada antes del proceso para remover los sólidos suspendidos. Requiere de una operación más sofisticada que los sistemas de tratamiento secundarios es-

tándar. Bajo ciertas condiciones, las camas de carbón producen ácido sulfhídrico, creando olores y problemas de corrosión.

Requerimientos de energía

Sólo se requiere energía para el bombeo del agua.

6

TRATAMIENTOS EXTENSIVOS

Bajo la denominación de métodos de tratamiento extensivos o naturales, se engloban aquellos procedimientos en los que el tratamiento principal es proporcionado por componentes del medio natural. Habitualmente se diferencian dos grandes grupos: los métodos de tratamiento mediante aplicación en el terreno y los sistemas acuáticos. En todos ellos, el efecto depurador se debe a la acción de la vegetación, suelo, microorganismos y en menor medida, a la acción de animales superiores, sin la intervención de agentes artificiales.

Estos procedimientos naturales se caracterizan, por sus menores necesidades de personal de operación, menor consumo energético y menor producción de lodos. Sin embargo, habitualmente requieren mayores superficies de terreno disponibles. Este factor, a veces limitante, es el que determina que los llamados métodos extensivos de tratamiento sean los apropiados y aconsejados para pequeños núcleos rurales.

Entre los métodos de tratamiento en el terreno se incluyen habitualmente tres tipos:

- Infiltración lenta
- Infiltración rápida
- Flujo superficial

El rasgo común entre ellos es el tratamiento obtenido a través de los procesos físicos, químicos y biológicos naturales, desarrollados en un sistema planta-suelo-agua-matriz rocosa. El avance en el conocimiento de los mecanismos de dichos procesos ha permitido el desarrollo de criterios de diseño y operación para estos sistemas.

Los llamados métodos acuáticos se basan en la creación de un flujo controlado, en el que microorganismos y plantas principalmente, transforman los contaminantes. Incluyen tres tipos básicos:

- Lagunas de estabilización
- Humedales artificiales
- Cultivos acuáticos (plantas flotantes)

Estos últimos se han desarrollado como una variante de lagunas convencionales, aprovechando la captación de nutrientes por las plantas, lo que mejora los rendimientos de las lagunas de estabilización. Estos métodos acuáticos, en general, se proyectan para un flujo continuo con descarga a ríos o lagos próximos. Su sistema de operación es estacional o anual, en función del clima o de los objetivos de tratamiento.

6.1. LAGUNAS AIREADAS

El proceso de lagunas aireadas es una variante del proceso de lodos activados, con la diferencia significativa de que normalmente no se emplea recirculación de lodos. Esta diferencia trae las siguientes consecuencias:

- Una baja concentración de biomasa en el reactor (SSVLM de 150 a 350 mg/L)
- Altos tiempos de retención necesarios para obtener eficiencias comparables a las del proceso de lodos activados convencional (tiempos de retención de 2 a 7 días)
- Grandes volúmenes de los reactores por lo que resulta más económico construirlos en forma de lagunas con bordos de tierra

Físicamente las lagunas aireadas son similares a las lagunas de estabilización, con una importante diferencia, que el oxígeno necesario para conservar el proceso de oxidación biológica es suministrado mecánicamente, en el caso de las lagunas aireadas.

6.1.1. CARACTERÍSTICAS DEL PROCESO

Las ecuaciones para el cálculo de necesidades de oxígeno, de generación de lodos y de cinética de remoción de DBO son similares, en principio, a las ecuaciones de proceso convencional de lodos activados, pero con algunas diferencias prácticas, como a continuación se explica.

6.1.2. REQUERIMIENTOS DE OXÍGENO

Las lagunas aireadas pueden ser diseñadas totalmente mezcladas y totalmente aeróbicas, o parcialmente mezcladas y facultativas (una parte del volumen se encuentra en condiciones aeróbicas y el resto en condiciones anaerobias). En ambos casos, para conservar los sólidos volátiles en suspensión es necesario inyectar al sistema una cierta cantidad de energía en forma de mezclado. Generalmente, la cantidad de energía requerida por mezclado es mayor que la cantidad de energía requerida por suministro de oxígeno, razón por la cual los requerimientos de mezcla-

Tabla 6.1 Criterios típicos de diseño

Parámetro	Convencional	Aireación extendida	Unidades
Carga orgánica volumétrica	0.40 a 0.80	0.8 a 1.6	kg DBO/(d m ³)
Tiempo de aireación	4 a 8	18 a 36	h
SST en el reactor	1 500 a 3 000	3 000 a 6 000	mg/L
Relación A/M	0.25 a 0.50	0.05 a 0.15	kg DBO/(kg SSV d)
Necesidad de aire	54 a 102	204 a 272	m ³ /(kg DBO removida)
Edad de lodos	5 a 10	20 a 40	d
Recirculación		0.75 a 1.50	
Fracción volátil de los SST		0.6 a 0.7	

do gobiernan generalmente la selección del tamaño de los equipos de aireación. En la Tabla 6.3 se indican valores típicos de requerimientos de energía por unidad de volumen en lagunas aireadas.

6.1.3. GENERACIÓN DE LODOS

En las lagunas completamente mezcladas, para aprovechar mejor la energía suministrada al sistema, es común emplear una unidad de sedimentación del efluente al concentrar y recircular la totalidad de lodos sedimentados al sistema de lagunas, incrementando así la concentración de SSVLM hasta 800 mg/Litros. En el caso de lagunas facultativas, y dependiendo de las normas de SS en el efluente, se pueden emplear lagunas facultativas o de maduración, no aireadas, para eliminar los sólidos suspendidos y mejorar la calidad del efluente.

6.1.4. OTRAS CARACTERÍSTICAS

Como todo proceso biológico, la remoción esperada del proceso se mejora cuando las unidades de tratamiento se operan en serie. Por esta razón se recomienda un mínimo de dos lagunas en serie.

Una ventaja de las lagunas aireadas es que, debido a sus altos tiempos de retención, resisten favorablemente sobre cargas orgánicas o hidráulicas.

Debido a los incrementos en los costos de energía eléctrica registrados en los últimos años, la aplicación del proceso de lagunas aireadas se ha visto limitada al tratamiento de desechos industriales con altas concentraciones de contaminantes, y cuando la disponibilidad de terrenos es alta y a bajo costo.

Para el tratamiento de aguas residuales municipales, el proceso de lagunas aireadas ofrece pocas ventajas que compensen sus altos consumos de energía.

6.1.5. REMOCIÓN ESPERADA DEL PROCESO

Históricamente la aireación en las lagunas fue empleada para impedir el crecimiento excesivo de algas y otras condiciones, producidas por sobrecarga orgánica y variaciones estacionales de temperatura. De esta experiencia se encontró que las lagunas aireadas mantienen una remo-

Tabla 6.2 Eficiencia del equipo de aireación

Eficiencia del aireador	Energía
kg/ kWh	kWh /m³
0.93	0.65 a 0.81
1.23	0.49 a 0.61
1.54	0.39 a 0.49
1.85	0.32 a 0.41

Tabla 6.3 Valores típicos de requerimientos de energía por unidad de volumen

Eficiencia del aireador	Energía
kg/ kWh	kWh /m³
0.93	0.65 a 0.81
1.23	0.49 a 0.61
1.54	0.39 a 0.49
1.85	0.32 a 0.41

ción de DBO, DQO y SS aceptable en períodos de retención más cortos que en las que no tienen aireación.

- Remoción de DBO: 60 a 90 por ciento
- Remoción de DQO: 70 a 90 por ciento
- Remoción de SST: 70 a 90 por ciento

6.1.6. CRITERIOS DE DISEÑO

Operación. Lagunas aireadas en serie, seguidas de lagunas para la separación de sólidos suspendidos.

Tiempo de retención	= 2 a 8 días
Profundidad	= 1.8 a 3.6 m
Requerimientos de oxígeno	= 0.7 a 1.4 veces la DBO removida

6.1.7. CONSUMO DE ENERGÍA

En la Tabla 6.4 se muestran los consumos típicos de energía del proceso de lagunas aireadas.

6.1.8. IMPACTOS AMBIENTALES

Los impactos ambientales más importantes del proceso son:

- Riesgo de contaminación de los acuíferos por infiltración, en cuyo caso es necesari-

rio el empleo de impermeabilizantes en el fondo y en los bordos de las lagunas

- Altos consumos de energía eléctrica

6.2. LAGUNAS FACULTATIVAS

Las lagunas facultativas han sido ampliamente usadas por muchos años en el tratamiento de aguas residuales de origen municipal. Sus bajos costos de operación, la confiabilidad del proceso y los bajos requerimientos de mano de obra calificada para su operación, son sólo algunas de las razones que explican la popularidad de este sistema de tratamiento.

La profundidad empleada en las lagunas facultativas varía de 1.2 a 2.4 metros. El agua de las lagunas se encuentra estratificada, con una capa inferior anaerobia, una capa superior aeróbica y una zona intermedia de transición. El oxígeno presente en la capa superior tiene su origen en la actividad fotosintética de las algas presentes en la zona fótica, o zona iluminada por la luz solar, y la recreación superficial. Los sólidos en suspensión y las células de algas muertas se depositan en el fondo de la laguna donde se estabilizan anaerobiamente.

La generación de oxígeno por la actividad fotosintética está sujeta al ciclo diario de insolación;

Tabla 6.4 Consumos típicos del proceso

Tipo de laguna	Consumo de energía (kWh /m³)		
	Tiempo de retención (d)		
	2	4	6
Por aireación	0.06 a 0.09	0.11 a 0.19	0.17 a 0.28
Para mezclado			
Parcialmente mezclado	0.28 a 0.38	0.57 a 0.76	0.85 a 1.14
Completamente mezclado	0.57 a 0.95	1.14 a 1.89	1.70 a 2.84

Ilustración 6.1 Lagunas aireadas

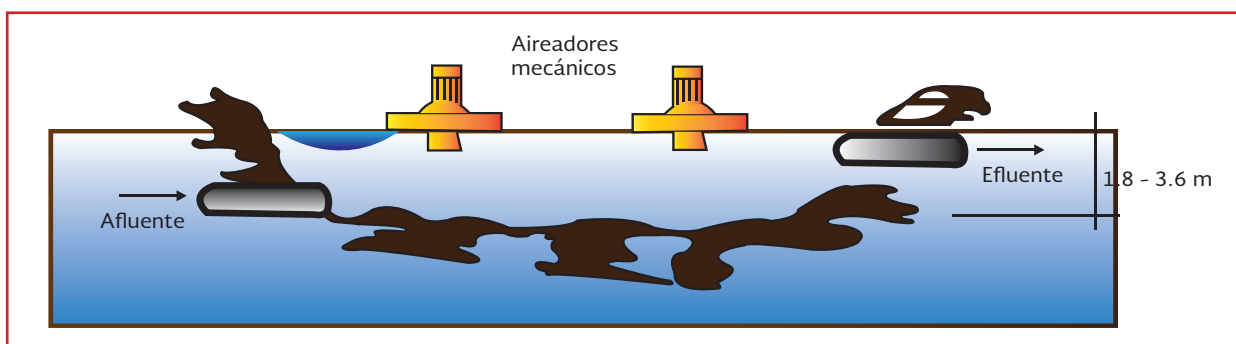
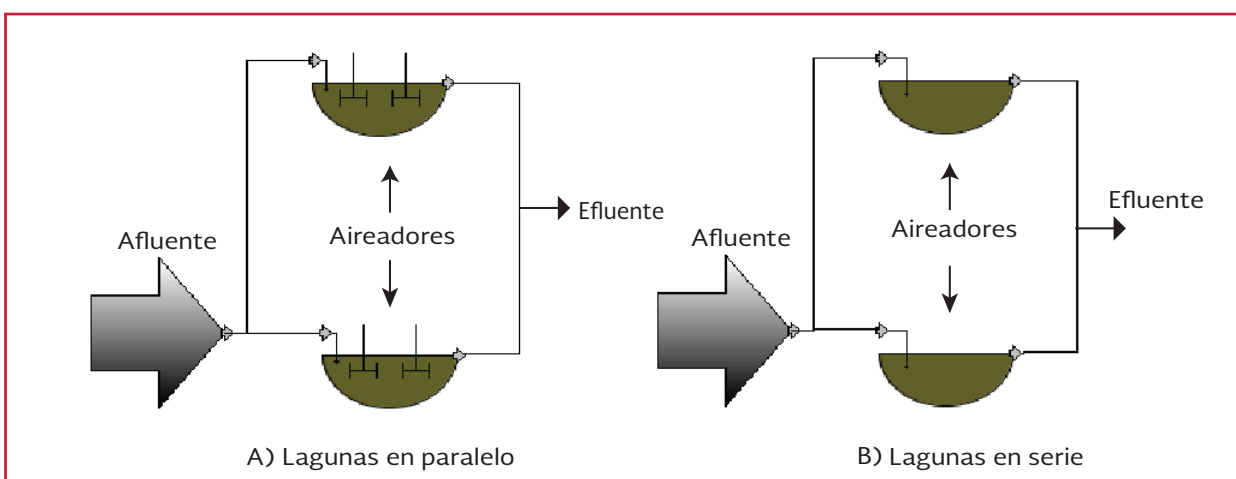


Ilustración 6.2 Esquema de laguna aireada



durante el día se presentan altas concentraciones de oxígeno disuelto y bajas concentraciones durante la noche.

6.2.1. CARACTERÍSTICAS DEL PROCESO

En un óptimo funcionamiento las lagunas deben ser operadas en serie. Para la operación en serie, se pueden construir lagunas independientes separadas por bordos de tierra, o se puede encauzar el flujo del agua en una sola laguna con ayuda de barreras flotantes. Las barreras flotantes consisten en cortinas con balastre en el fondo y flotadores en la parte superior. Las cortinas son

sujetadas en su sitio por medio de cables horizontales y, en caso de que la longitud de la cortina sea mayor de 50 m, con ayuda de contrapesos de concreto en el fondo de la laguna. Un factor importante en la selección del material de las cortinas es su resistencia al intemperismo y a posibles ataques químicos o biológicos.

Es costumbre emplear lagunas facultativas sólo en los casos en que no exista riesgo de contaminación a los acuíferos, pues la impermeabilización artificial de las lagunas incrementa en forma desmedida su costo de construcción. El riesgo de contaminación de los acuíferos se elimina cuando el suelo es impermeable o moderadamente permeable, cuando el acuífero es confinado o

profundo, o cuando los pozos de explotación del acuífero se encuentran alejados de las lagunas.

El talud de los bordos de las lagunas debe fijarse en función de las características específicas del suelo en cada caso. Es costumbre emplear taludes con relación de 3:1 (horizontal:vertical). Para prevenir la erosión de los bordos, así como la proliferación de plantas en las orillas de las lagunas, se recomienda el zarpeado de la zona de los bordos en la superficie de la laguna y operar, en lo posible, las lagunas a un nivel constante de agua.

La presencia de plantas en la zona de bordos puede dar lugar a plagas, roedores, arañas y mosquitos, problemas de salud pública asociados con lagunas facultativas mal operadas o mal construidas.

El afluente a las lagunas debe ser sometido previamente a un pretratamiento para la eliminación de arenas y material grueso. En casos excepcionales, cuando la concentración de sólidos suspendidos en el agua cruda es muy alta, se puede usar una sedimentación primaria, situación que no es frecuente en el caso de aguas residuales de origen doméstico.

La sobrecarga orgánica de las lagunas puede llegar a crear condiciones continuas de anaerobicidad, con los consecuentes problemas de olores (esta situación es discutida en la sección 6.3, Lagunas Anaerobias).

6.2.2. REMOCIÓN ESPERADA DEL PROCESO

Por la misma complejidad de los procesos químicos y biológicos que tienen lugar en las lagunas facultativas, y a pesar de la enorme experiencia

(y confianza) que existe sobre su funcionamiento, la expresión de eficiencias del proceso es generalmente del tipo empírico.

El régimen hidráulico de funcionamiento de las lagunas, como antes se mencionó, es de fundamental importancia en su eficiencia. Una expresión de la eficiencia de las lagunas que incorpora tanto las características del régimen hidráulico de funcionamiento como una constante de biodegradabilidad de las aguas es la siguiente:

$$\frac{C}{C_0} = \frac{4ae^{(\frac{1}{2d})}}{(1+a)^2 e^{(\frac{1}{2d})} - (1-a)^2 e^{(-\frac{a}{2d})}}$$

Ecuación 6.1

$$a = (1 + Ktd)^{0.5} \quad \text{Ecuación 6.2}$$

donde:

K	=	Constante de mortandad de coliformes o de biodegradabilidad (1/d)
t	=	Tiempo de retención hidráulico (d)
C_0	=	Concentración en el afluente, DBO
C	=	Concentración en el efluente, DBO
d	=	Factor de dispersión hidráulica y resulta: = 0 para flujo pistón = 1 para flujo mixto d > 100 para mezcla completa

Las constantes de mortandad de coliformes y de biodegradabilidad de las aguas deben ser determinadas experimentalmente y corregidas por temperatura con la expresión de Arrhenius:

$$K_T = k_{20} + 1.085^{t-20} \quad \text{Ecuación 6.3}$$

Para remoción de DBO, los valores típicos de k_{20} varían de 0.2 a 0.5 y en coliformes de 0.6 a uno.

De la Tabla 6.5 a la Tabla 6.7 se presentan los resultados aplicando las ecuaciones anteriores, en condiciones típicas de operación de lagunas facultativas para el tratamiento de aguas residuales domésticas.

6.2.3. CRITERIOS DE DISEÑO

Las recomendaciones presentadas en la Tabla 6.8 provienen de los criterios empíricos de diseño que han sido recopilados por diversas instituciones e investigadores.

$$t = 0.349S_o(1.085^{359-T}) \quad \text{Ecuación 6.4}$$

donde:

t	=	Tiempo de retención (WPCF)
S_o	=	DBO total del afluente
T	=	Temperatura del agua (°C)

6.2.4. CONSUMO DE ENERGÍA

El proceso en sí no consume energía de fuentes externas, lo que constituye uno de los mayores atractivos del proceso.

6.2.5. IMPACTO AMBIENTAL

- Requiere extensiones considerables de terreno
- Riesgo de contaminación de los acuíferos por infiltración. En cuyo caso sería necesario el empleo de impermeabilizantes en el fondo y en los bordos de las lagunas, ya que esto incrementaría en forma excesiva el costo del sistema, no se reco-

mienda el empleo de este proceso cuando esto sea necesario

6.3. LAGUNAS ANAEROBIAS

Las lagunas anaerobias son relativamente profundas (hasta 6.0m) con taludes de bordos muy fuertes. En una laguna anaerobia típica, el agua residual entra muy cerca del fondo (frecuentemente por el centro de la laguna) y se mezcla con la biomasa sedimentada que tiene un espesor de aproximadamente 6 pies (1.8 m).

El efluente se localiza en la parte superior de la laguna y debe estar por abajo de la superficie del líquido. El exceso de grasa no digerida flota formando un cobertor que evita que el calor se pierda y que entre aire.

El proceso no requiere de recirculación de lodos.

Impacto ambiental

Puede causar olores así como la contaminación del agua subterránea, a menos de que las lagunas se impermeabilicen. Requiere extensiones grandes de terreno.

Confiabilidad del proceso

Altamente confiable si el pH del agua residual se controla en su ámbito óptimo.

Requerimientos de energía. Las lagunas son operadas con flujos de agua por gravedad, por lo tanto, no tiene requerimientos de energía, aparte del bombeo que pueda ser necesario para alimentar el agua residual a las lagunas (Tabla 6.9).

Tabla 6.5 Valores para la Ecuación 6.2

t Días	Kt								
	K(1/d)								
	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9	1.0
10	2	3	4	5	6	7	8	9	10
20	4	6	8	10	12	14	16	18	20
30	6	9	12	15	18	21	24	27	30
40	8	12	16	20	24	28	32	36	40
50	10	15	20	25	30	35	40	45	50
60	12	18	24	30	36	42	48	54	60

Tabla 6.6 Valores para la Ecuación 6.3

Kt	Coliformes remanentes (NMP/100ml) $C_0 = 10\ 000\ 000$ NMP/100mL		
	Mezcla completa	Flujo mixto	Flujo pistón
5	1 655 000	985 000	84 000
6	1 416 000	754 000	34 000
7	1 237 000	591 000	14 000
8	1 098 000	472 000	6 000
9	987 000	382 000	2 000
10	895 000	314 000	1 000
11	820 000	260 000	0
12	755 000	218 000	0

Tabla 6.7 Valores para la Ecuación 6.3 (continuación)

Kt	Remoción de DBO %		
	Mezcla completa	Flujo mixto	Flujo pistón
1	50	53	63
2	65	72	86
3	75	81	95
4	80	87	98
5	83	90	99
6	86	92	100
7	88	94	100
8	89	95	100

Tabla 6.8 Valores para la Ecuación 6.4

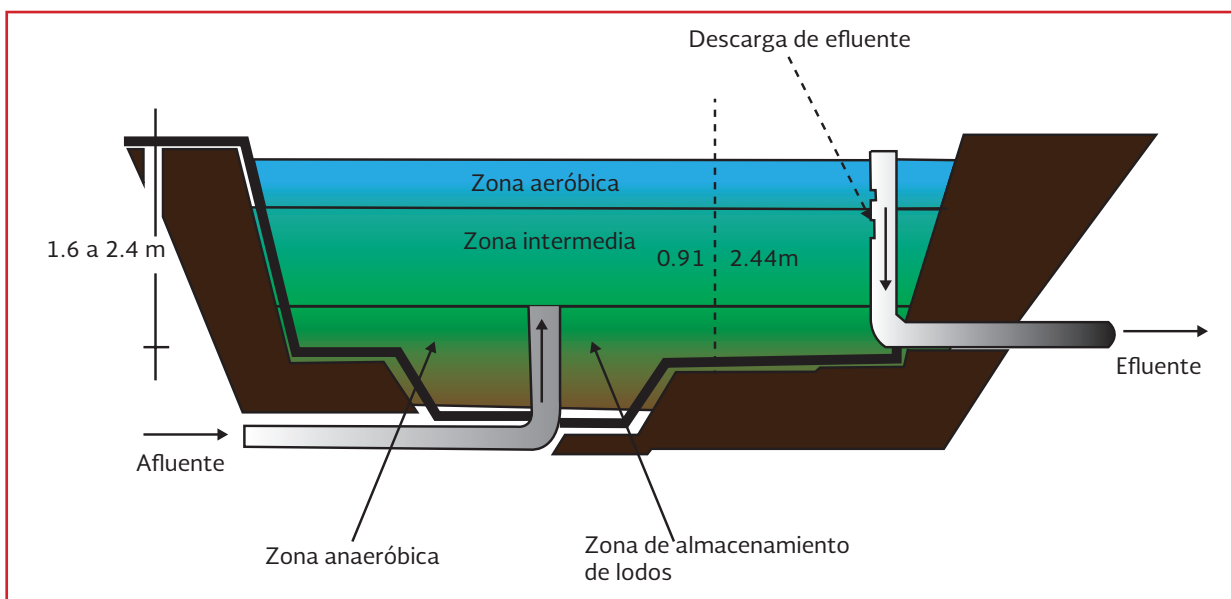
S _o (mg/L)	Tiempo de retención (d)					
	Temperatura (°C)					
	10	15	20	25	30	35
100	27	18	12	8	5	3
200	54	36	24	16	10	7
300	80	54	36	24	16	10
400	107	71	47	32	21	14

Tabla 6.9 Valores típicos para diseño

Parámetro	Dimensión	Unidades
Área de cada laguna en serie	1 a 4	Ha
Régimen de operación	Serie o Paralelo	
Tiempo de retención hidráulico	7 a 30	d
Profundidad	1.8 a 2.4	m
Carga hidráulica	1.5 a 4.4	L/(s ha)
Carga orgánica		
Por unidad de superficie	56 a 168	kg/(ha d)
Requerimientos de área	6 803 a 2 268	m ² /(L/s)
	178 a 59	m ² /(kg DBO/d)
Temperatura óptima del agua	20	°C
Ámbito de temperaturas	2 a 32	°C
Remoción de DBO	80 a 95	%
Concentración de algas	40 a 160	mg/L
Remoción de coliformes	>99	%
Sólidos suspendidos en el efluente		
Algas	(0.2 a 0.8) DBO ₀	(mg/L)*
Microorganismos	(0.2 a 0.5) DBO ₀	(mg/L)*
Otros	(0.1 a 0.4) SS ₀	(mg/L)*
DBO del efluente		
Soluble	(0.02 a 0.1) DBO ₀	mg/L
Insoluble	(0.30 a 1.0) SS ₀	mg/L
Calidad típica del efluente		
DBO	15 a 40	mg/L
SS	25 a 50	mg/L
PH	6.5 a 9	mg/L

* Datos del afluente

Ilustración 6.3 Esquema de laguna facultativa



6.4. HUMEDALES ARTIFICIALES

Los humedales artificiales son sistemas de fitotratamiento de aguas residuales. El sistema consiste en el desarrollo de un cultivo de macrófitas enraizadas sobre un lecho de grava impermeabilizado. La acción de las macrófitas hace posible una serie de complejas interacciones físicas, químicas y biológicas a través de las cuales el agua residual afluyente es tratada progresiva y lentamente.

El tratamiento de aguas residuales se realiza mediante sistemas que tienen tres partes principales: recogida, tratamiento y evacuación al lugar de restitución. Los humedales construidos se han utilizado para tratar una amplia gama de aguas residuales:

- Aguas domésticas y urbanas
- Aguas industriales, incluyendo fabricación de papel, productos químicos y farmacéuticos, cosméticos, alimentación, refinerías y mataderos entre otros
- Aguas de drenaje de extracciones mineras
- Aguas de escorrentía superficial agrícola y urbana
- Tratamiento de lodos de plantas de tratamiento convencionales, mediante deposición superficial en humedales de flujo subsuperficial donde se deshidratan y mineralizan

Cuando el agua llega a una planta de tratamiento, pasa por una serie de tratamientos que remueven o transforman los contaminantes del agua y reducen su peligro para la salud pública. El número y tipo de tratamientos depende de las características del agua contaminada y de su destino final.

Estos sistemas remueven material orgánico (DBO), oxidando el amonio, reduciendo los nitratos y removiendo fósforo. Los mecanismos son complejos e involucran oxidación bacteriana, filtración, sedimentación y precipitación química.

Los humedales eliminan contaminantes mediante varios procesos que incluyen sedimentación, degradación microbiana, acción de las plantas, absorción, reacciones químicas y volatilización. El funcionamiento de los humedales artificiales se fundamenta en tres principios básicos: la actividad bioquímica de microorganismos, el aporte de oxígeno a través de los vegetales durante el día y el apoyo físico de un lecho inerte que sirve como soporte para el enraizamiento de los vegetales, además de material filtrante. En conjunto, estos elementos eliminan materiales disueltos y suspendidos en el agua residual y biodegradan materia orgánica hasta mineralizarla, permitiendo la formación de nuevos organismos.

Los humedales tienen tres funciones básicas que les confieren atractivo potencial para el tratamiento de aguas residuales: fijan físicamente los contaminantes en la superficie del suelo y la materia orgánica, utilizan y transforman los elementos por medio de los microorganismos y logran niveles de tratamiento consistentes con un bajo consumo de energía y poco mantenimiento.

El fitotratamiento en este caso, se refiere al tratamiento de aguas contaminadas por medio de plantas superiores (macrófitas) en los humedales o sistemas acuáticos, ya sean éstos naturales o artificiales. El término macrófitas, dado su uso en el lenguaje científico, abarca a las plantas

acuáticas visibles a simple vista, incluye plantas acuáticas vasculares, musgos, algas y helechos. Constituyen “fitosistemas”, porque emplean la energía solar a través de la fotosíntesis. Básicamente, se trata de la captación de la luz solar y su transformación en energía química, que es usada en su metabolismo para la realización de funciones vitales, lo que asiste el tratamiento de las aguas.

Los humedales artificiales se clasifican según el tipo de macrófitas que empleen en su funcionamiento: macrófitas fijas al sustrato (enraizadas) o macrófitas flotantes libres. Así mismo, considerando la forma de vida de estas macrófitas, los humedales artificiales se clasifican en:

- Sistemas de tratamiento basados en macrófitas de hojas flotantes: principalmente angiospermas sobre suelos anegados. Los órganos reproductores son flotantes o aéreos. El jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) y la lenteja de agua (*Lemna* sp.) son las especies más utilizadas para este sistema
- Sistemas de tratamiento basados en macrófitas sumergidas: comprenden algunos helechos, numerosos musgos y carófitas y muchas angiospermas. Se encuentran en toda la zona fótica (a la cual llega la luz solar), aunque las angiospermas vasculares sólo viven hasta los 10 m de profundidad aproximadamente. Los órganos reproductores son aéreos, flotantes o sumergidos
- Sistemas de tratamiento basados en macrófitas enraizadas emergentes: en suelos anegados permanente o temporalmente; en general son plantas perennes, con órganos reproductores aéreos

Los humedales basados en macrófitas enraizadas emergentes son de dos tipos de acuerdo a la circulación del agua que se emplee: humedales de flujo superficial, si el agua circula en forma superficial por entre los tallos de las macrófitas; y humedales de flujo subsuperficial, si el agua circula por debajo de la superficie del estrato del humedal.

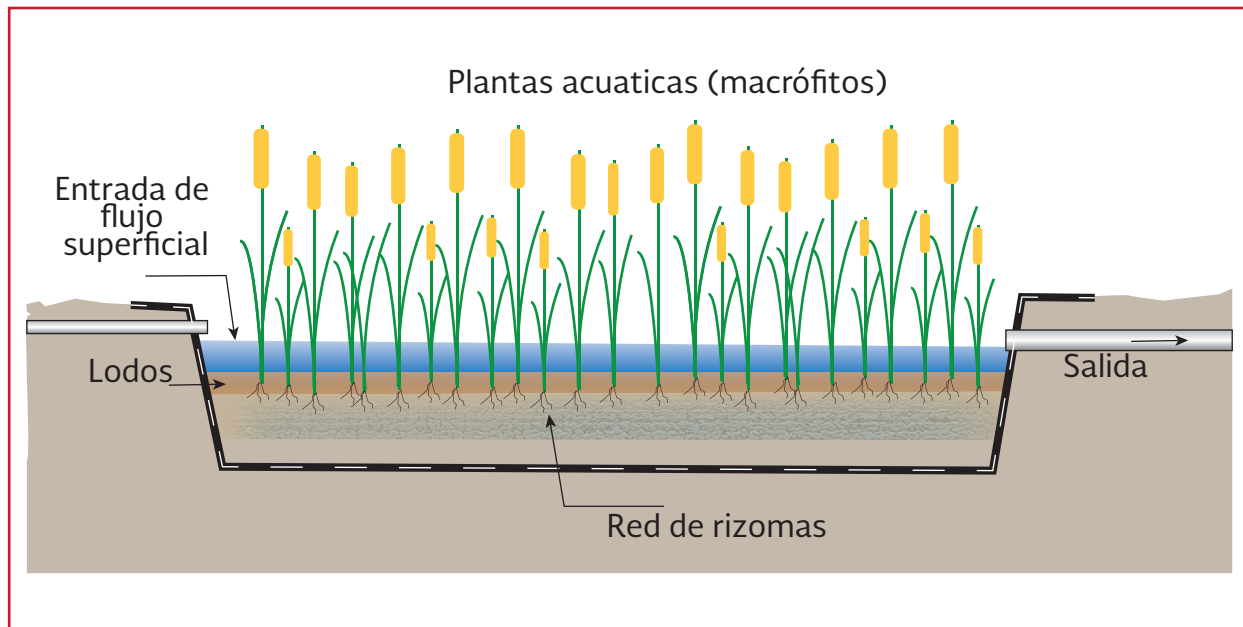
A continuación se desarrollan las características de los humedales artificiales de flujo superficial y subsuperficial, basados en macrófitas enraizadas emergentes.

Los sistemas de flujo superficial (conocidos en inglés como surface flow constructed wetlands o free water surface constructed wetlands) son aquellos donde el agua circula preferentemente a través de los tallos de las plantas y está expuesta directamente a la atmósfera. Este tipo de humedales es una modificación al sistema de lagunas convencionales. A diferencia de éstas, tienen menor profundidad (no más de 0.6 m) y plantas (Ilustración 6.4).

En términos de paisaje, este sistema es recomendable por su capacidad de mantenimiento de distintas especies de peces, anfibios, aves, etcétera. Pueden construirse, en lugares turísticos y en sitios de estudio de diferentes disciplinas por las complejas interacciones biológicas que se generan y establecen.

Los sistemas de flujo subsuperficial (conocidos en inglés como subsurface flow constructed wetlands), se caracterizan por que la circulación del agua en los mismos se realiza a través de un medio granular (subterráneo), con una profundidad de agua cercana a los 0.6 metros (dependiente de la profundidad que pueda alcanzar las

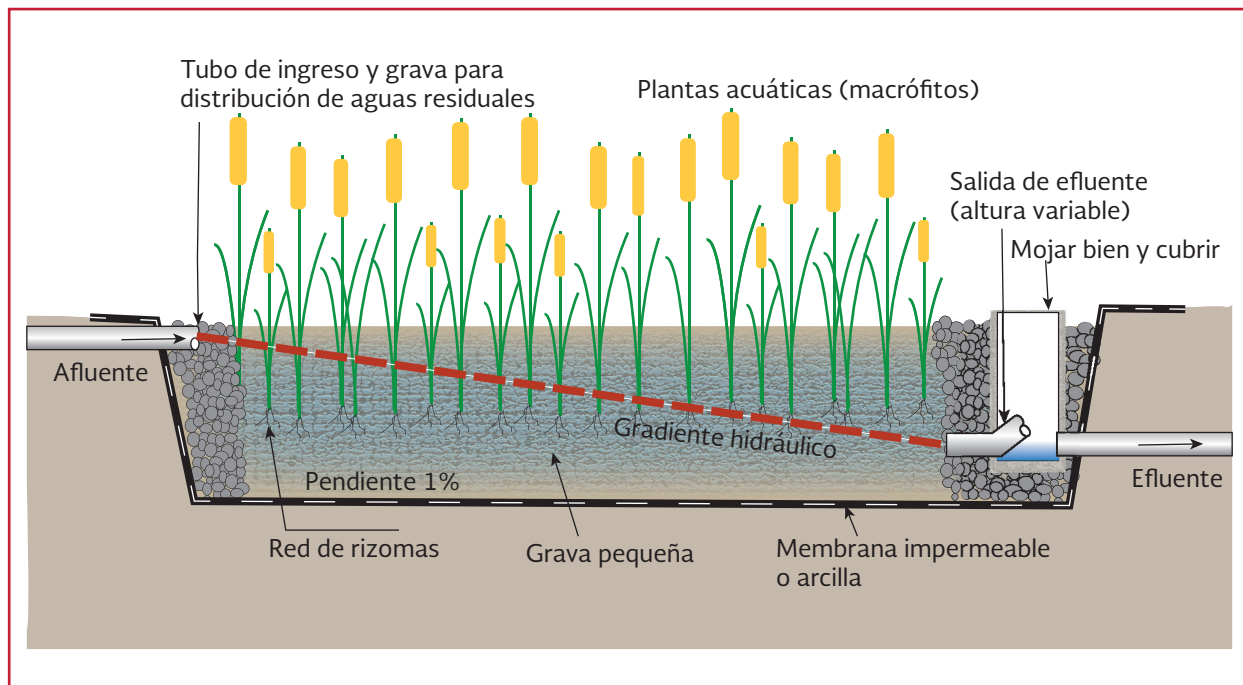
Ilustración 6.4 Humedal artificial de flujo superficial



raíces de las plantas). La vegetación se planta en este medio granular y el agua está en contacto con los rizomas y raíces de las plantas (Ilustración 6.5). Los humedales de flujo subsuperficial

son de dos tipos en función de la forma de aplicación de agua al sistema: humedales de flujo subsuperficial horizontal y humedales de flujo subsuperficial vertical.

Ilustración 6.5 Humedal artificial de flujo subsuperficial



7

DESINFECCIÓN

El objetivo primordial de los procesos de desinfección, como parte del tratamiento de aguas residuales es la desactivación o destrucción de los microorganismos patógenos que puedan encontrarse en el agua residual municipal. A diferencia de la esterilización, proceso que conduce a la destrucción total de los organismos, no todos los organismos se destruyen durante el proceso.

En el tratamiento de aguas residuales, las tres categorías de organismos entéricos de origen humano de mayores consecuencias en la producción de enfermedades son las bacterias, los virus y los quistes amibianos. Es de suma importancia que las aguas residuales sean tratadas adecuadamente antes de realizarse las actividades de desinfección para que la acción de cualquier desinfectante sea eficaz.

7.1. CLORACIÓN

La cloración es el proceso de desinfección de aguas residuales más comúnmente usado. El proceso incluye la adición de cloro o hipoclorito al agua residual. Cuando se usa cloro, este se combina con agua para formar ácido hipocloroso (HClO) y ácido clorhídrico (HCl). El ácido hipocloroso es el desinfectante primario en el

agua. En aguas residuales, los desinfectantes primarios son las especies de monoclороaminas. Por lo tanto, la tendencia del ácido hipocloroso para disociarse a ácido hipoclorito debe evitarse manteniendo un pH menor de 7.5. La demanda de cloro se determina mediante la diferencia entre el cloro suministrado y la concentración del cloro residual, medido después de un tiempo de la aplicación del cloro, usualmente de 15 a 30 minutos. El tanque de contacto de cloro cuenta con baffles para tener buen mezclado y evitar los atajos del flujo.

La cloración usada en desinfección tiene el objetivo de prevenir la proliferación de enfermedades, el control de crecimientos de algas y producción de olores.

7.1.1. CRITERIOS DE DISEÑO

Generalmente se requiere un tiempo de contacto de 15 a 30 minutos para flujos pico. Los tanques de contacto se deben diseñar con baffles para evitar atajos del flujo. Se requiere una concentración de, por lo menos, 0.15 mg/L de cloro residual. En la Tabla 7.1 se presentan las dosis típicas para desinfección del agua residual.

Tabla 7.1 Dosis típicas para desinfección

Efluente	Dosis (mg/L)
Aguas crudas (precloración)	6 – 25
Sedimentación primaria	5 – 20
Tratamiento de precipitación química	3 – 10
Filtros rociadores	3 – 10
Lodos activados	2 – 8
Filtros de lechos mixtos + lodos activados	1 – 5

7.1.2. REMOCIÓN ESPERADA DEL PROCESO

En la Tabla 7.2 se presentan los coliformes remanentes después de un tiempo de contacto de 30 minutos con el cloro, suponiendo un efluente primario con contenido de coliformes totales de 35 000 000, y un efluente secundario con contenido de coliformes totales de 1 000 000. Los valores dados dependen de una buena mezcla, un régimen de flujo altamente turbulento seguido de un flujo pistón en el tanque de contacto.

7.1.3. CONSUMO DE ENERGÍA

Los requerimientos de energía para la cloración se derivan principalmente del consumo de agua para los eyectores al vacío y para los evaporadores. Plantas con requerimientos de cloro mayores a 454 kg/d generalmente usan evaporadores eléctricos para la conversión de cloro líquido a gas. El calor requerido para la

evaporación del cloro es de 61.4 cal/(g m²) a 15 ° Celsius.

7.1.4. OTRAS CARACTERÍSTICAS

Impacto ambiental

El uso de cloro puede causar la formación de hidrocarburos clorados. Requerimientos de terreno relativamente pequeños.

Confiabilidad del proceso

Extremadamente confiable.

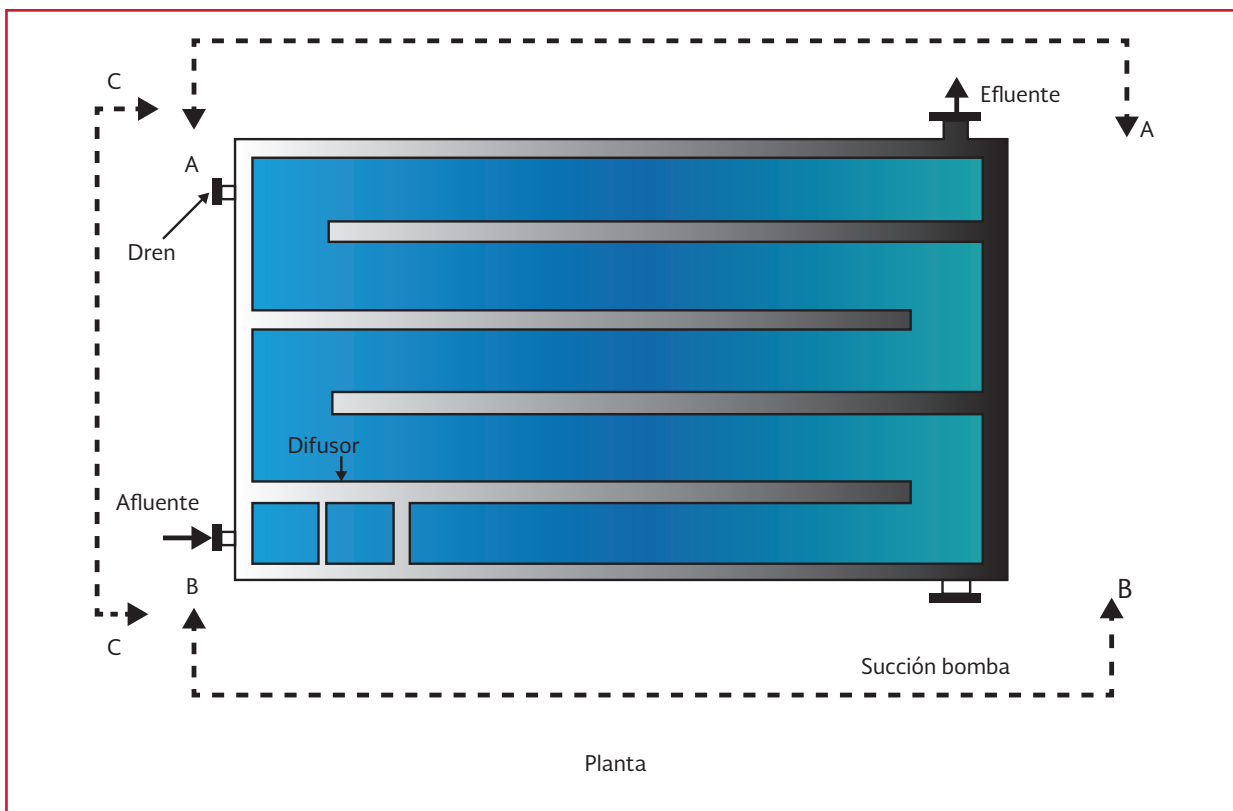
Limitaciones

Puede causar la formación de hidrocarburos clorados, generalmente conocidos como componentes carcinógenos. La eficiencia de la cloración depende grandemente del pH y la temperatura del agua residual. El gas cloro es un material peligroso y requiere de un manejo adecuado. El cloro oxida el amoníaco y el ácido sulfhídrico, así como metales presentes en sus estados reducidos.

Tabla 7.2 Coliformes remanentes

Cloro residual mg/L	Coliformes totales remanentes (NMP/100 mL)	
	Efluente primario	Efluente secundario
0.5 – 1.5	24 000 – 400 000	1 000 – 12 000
1.5 – 2.5	6 000 – 24 000	200 – 1 000
2.5 – 3.5	2 000 – 6 000	60 – 200
3.5 – 4.5	1 000 – 2 000	30 – 60

Ilustración 7.1 Esquema de tanque de cloración



7.2. LUZ ULTRAVIOLETA

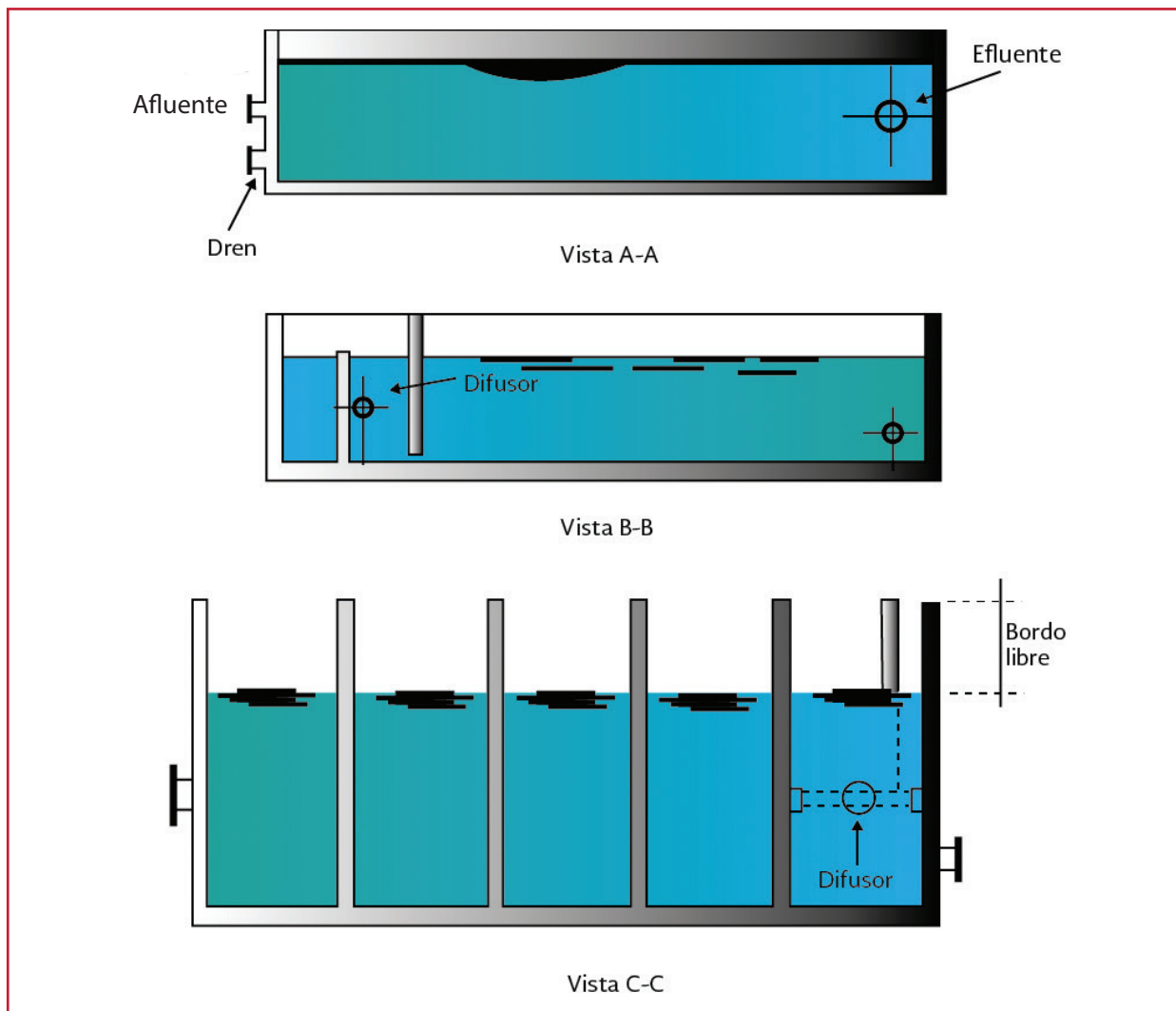
Con la dosis adecuada, la radiación ultravioleta (UV) es un bactericida y eliminador de virus efectivo que no forma subproductos tóxicos. El espectro electromagnético de la radiación UV es de 100 a 400 nm y la máxima acción germicida se ubica en el rango de 220-320 nanómetros. La radiación UV se produce cuando lámparas con mercurio son sometidas a un arco eléctrico y la energía generada por la excitación del vapor de mercurio resulta en la emisión de radiación. Uno de los aspectos relevantes es que la hidráulica del sistema permita velocidades uniformes para el logro de un tiempo de exposición apropiado.

Si bien las coliformes dispersas son inactivadas fácilmente pues son expuestas directamente

a la radiación UV, cuando estas se encuentran asociadas a partículas se forma un escudo que impide su destrucción, lo que en algunos casos resulta en un residual de bacterias a la salida del proceso.

Como ventajas presenta mayor efectividad a comparación del cloro en la inactivación de virus, esporas y quistes; así mismo, no incrementa la concentración de sólidos disueltos y es más segura pues elimina la necesidad de almacenamiento de químicos peligrosos. En contraste, como desventajas se enlistan que no presenta un efecto residual, genera un mayor consumo de energía y reduce su efectividad debido a los contaminantes disueltos presentes en el agua, los cuales afectan la absorbancia y atenúan el efecto de la radiación.

Ilustración 7.2 Esquema de tanque de cloración (continuación)



7.3. OZONACIÓN

El ozono (O_3) puede ser usado como desinfectante del agua residual, después de que ésta se haya sometido a tratamiento. Como desinfectante (con dosis comunes de 3 a 10 mg/L), el ozono es un agente efectivo en la desactivación de bacterias, esporas bacterianas y microorganismos vegetativos encontrados en las aguas residuales. Adicionalmente, el ozono actúa para oxidar químicamente materiales encontrados en el agua residual, pudiendo reducir la DBO y DQO, y formando orgánicos oxigenados intermedios y

productos finales. El tratamiento con ozono reduce el color y olor del agua residual. El ozono es inestable y se descompone a oxígeno elemental en un período de tiempo relativamente corto (su vida media es de aproximadamente 20 minutos). Consecuentemente, no puede ser almacenado y debe ser producido en el sitio de aplicación usando aire u oxígeno como materia prima. La tasa de generación de ozono se encuentra influenciada por el uso común de aparatos automáticos para el control del voltaje, frecuencia, flujo de gas y humedad. La inyección del ozono al flujo de agua residual puede ser llevada a cabo mediante el uso

de aparatos de mezcla mecánicos, columnas de flujo a corriente o contracorriente, difusores porosos o inyectores jet. Por su rápida acción requiere de períodos de contacto relativamente cortos.

7.3.1. CRITERIOS DE DISEÑO

Tiempo de contacto = 1 a 16 minutos

Dosis = 5 a 10 mg/L

7.3.2. REMOCIÓN ESPERADA DEL PROCESO

Los materiales orgánicos oxidables presentes en el agua residual consumen el ozono más rápido que la desinfección. Entonces la eficiencia de desinfección está inversamente correlacionada con la calidad del efluente, pero es directamente proporcional a la dosis de ozono. Cuando se suministran cantidades suficientes de ozono, éste es un desinfectante más completo que el cloro. En la Tabla 7.3 se presentan los resultados reportados de desinfección por ozonación.

7.3.3. CONSUMO DE ENERGÍA

El requerimiento de energía es de 750 kWh/Mgal de agua residual tratada si el ozono es

generado del aire y 550 kWh/gal si es generado del oxígeno. Estos valores se estiman suponiendo que los requerimientos de energía para la producción de ozono son de 7.5 kWh/kg de ozono cuando es generado del aire y 4.5 kWh/kg cuando es generado del oxígeno.

7.3.4. OTRAS CARACTERÍSTICAS

Impacto ambiental

El ozono es un contaminante del medio ambiente el cual puede decolorar o matar la vegetación que entra en contacto con él. Es tóxico cuando se inhala en grandes cantidades.

Confiabilidad del proceso

De alta confiabilidad en la desactivación de microorganismos.

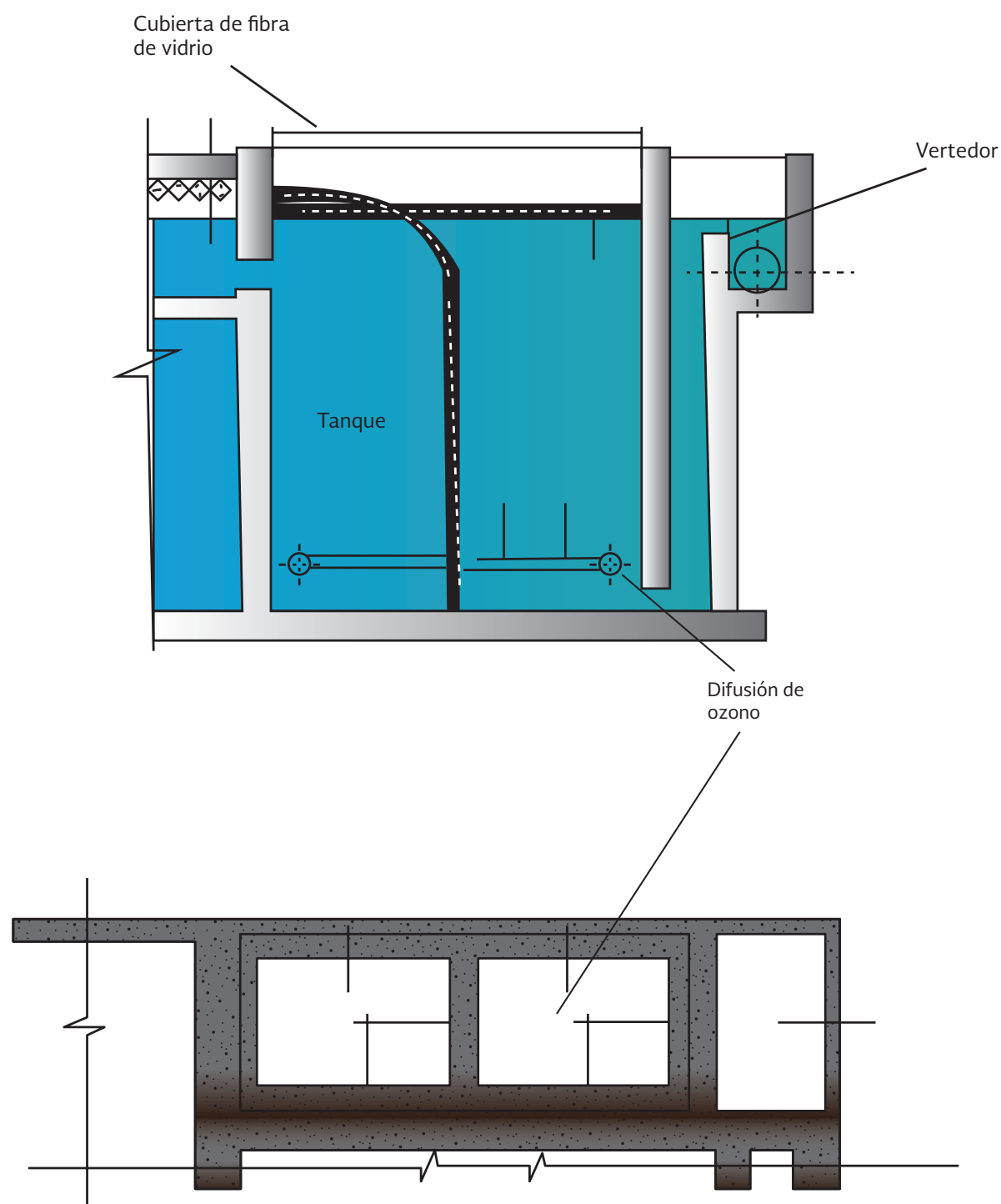
Limitaciones

La ozonación puede no ser económicamente competitiva con la cloración bajo ciertas condiciones locales no restrictivas.

Tabla 7.3 Resultados reportados de desinfección por ozonación

Afluente	Dosis (mg/L)	Tiempo de cont. (min)	Efluente
Efluente secundario	5.5-6.0	<=1	<2 coliformes fecales/100 mL
Efluente secundario	10	3	99% de inactivación de coliformes fecales
			<200 coliformes fecales/100mL esterilización de virus
Efluente secundario	1.75-3.5	13.5	
Agua potable	4	8	

Ilustración 7.3 Tanque de ozonación



Tiempo de retención = 10 minutos
Tasa de alimentación de ozono-mg/l

8

ESTABILIZACIÓN DE LODOS RESIDUALES

Uno de los principales problemas en el tratamiento de aguas y de aguas residuales es el relacionado con el tratamiento y disposición de lodos. En los tanques de sedimentación se producen grandes volúmenes de lodos con alto contenido de agua; su deshidratación y disposición final representan un alto porcentaje del costo del tratamiento de agua. En plantas de tratamiento de aguas residuales el costo del tratamiento y disposición de lodos representa hasta un 50% del costo del tratamiento de toda la planta.

Los lodos que se producen en los procesos de tratamiento de aguas son principalmente los siguientes:

- Lodo primario proveniente de la sedimentación de aguas residuales
- Lodo secundario proveniente del tratamiento biológico de aguas residuales

- Lodos digeridos provenientes de los dos anteriores, separados o mezclados
- Lodos provenientes de la coagulación y sedimentación de aguas y aguas residuales
- Lodos provenientes de plantas de ablandamiento
- Lodos provenientes de desarenadores y rejillas

En la Tabla 8.1 se resumen las principales fuentes de sólidos y lodos en una planta convencional de tratamiento de aguas residuales.

La estabilización de los lodos reduce la presencia de patógenos, elimina los olores desagradables y el potencial de putrefacción. Los medios de estabilización más eficaces para el logro de estos objetivos son: la reducción biológica del contenido de materia volátil, la oxidación química

Tabla 8.1 Fuentes de sólidos y de lodos en el tratamiento de aguas residuales

Unidad	Tipo de sólido o de lodo	Observaciones
Cribado	Sólidos gruesos	Los sólidos retenidos por la criba son removidos manual o mecánicamente
Desarenadores	Arena y espuma	A menudo, se omite la remoción de espuma en desarenadores
Preaireación	Arena y espuma	A menudo, se omite la remoción de espuma en la preaireación. Se presenta sedimentación de arena si no existen desarenadores antes de la preaireación
Sedimentación primaria	Lodo y espuma primarios	La cantidad depende del tipo de agua residual afluente
Tratamiento biológico	Sólidos suspendidos	Los sólidos suspendidos son el resultado de la síntesis biológica de la materia orgánica
Sedimentación secundaria	Lodo y espuma secundarios	La remoción de espuma es requisito exigido por algunas agencias de protección ambiental
Tratamiento de lodos	Lodo, composta, cenizas	El lodo obtenido depende de su origen y del proceso usado en su tratamiento

mica de la materia volátil, la adición de agentes químicos que hacen que el lodo no sea adecuado para la supervivencia de microorganismos y la aplicación de calor para la desinfección o esterilización.

Las técnicas más utilizadas para la estabilización de los lodos son: la digestión aerobia, la digestión anaerobia, la estabilización con cal, el tratamiento térmico y el compostaje.

8.1. DIGESTIÓN ANAEROBIA

Este proceso de estabilización de lodos se basa en la degradación de la materia orgánica, en ausencia de oxígeno molecular. Es uno de los procesos más antiguos. La materia orgánica contenida en la mezcla de lodos primarios y secundarios, se convierte principalmente en metano (CH_4) y bióxido de carbono (CO_2). El proceso se desarrolla en un reactor completamente cerrado, donde se introducen los lodos, ya sea en forma continua o intermitente, permaneciendo dentro del reactor por tiempos considerables. El lodo estabilizado, extraído del reactor tiene una concentración reducida de materia orgánica y agentes patógenos vivos.

Tipos de digestores anaerobios

Los digestores utilizados se clasifican en reactores de baja y alta carga. En los digestores de baja carga, la mezcla de lodos no se calienta ni se mezcla su contenido, los tiempos de retención varían entre 30 y 60 días. En contraste los digestores de alta carga disponen de dispositivos para el calentamiento y mezcla del lodo contenido en el digestor. Los procesos para la mezcla de los lodos se efectúan mediante la recirculación de los gases, mediante mezcladores mecánicos, mediante bombeo o mezcladores con tubos de

aspiración. El tiempo de retención para este tipo de digestores generalmente es menor a 15 días. Los dos procesos pueden combinarse en lo que se denomina proceso de doble etapa.

El gas producido en la digestión anaerobia de las aguas residuales domésticas contiene entre el 65 y 70 por ciento de metano y entre el 25 y 30 por ciento de dióxido de carbono, así como nitrógeno, hidrógeno, sulfuro de hidrógeno y otros gases en cantidades traza.

El gas de digestión se utiliza como combustible y tiene un poder calórico de aproximadamente 22 400 kJ/metro cúbico. Como referencia el gas natural tiene un poder calórico de 37300 kJ/metro cúbico.

8.2. DIGESTIÓN AEROBIA

La digestión aerobia se utiliza generalmente para plantas con una capacidad relativamente baja. Las principales ventajas de la digestión aerobia son: menores concentraciones de DBO en el líquido sobrenadante; menor inversión inicial; obtención de producto final biológicamente estable, sin olores. La principal desventaja es un mayor costo energético asociado al suministro del oxígeno.

Se emplea cal para la producción de un lodo con características inadecuadas para la supervivencia de microorganismos, mediante la adición de material alcalino suficiente para el logro de un pH de 12 unidades o más. Este valor genera un ambiente que detiene o retarda las reacciones que llevan a la producción de olor y a la atracción de vectores. Mientras el pH se mantenga en estos niveles, el lodo tratado no se descompone, no crea olores ni representa una amenaza a la salud. Este proceso también inactiva virus, bacterias y otros microorganismos.

El tratamiento térmico implica la conversión total de los sólidos orgánicos a productos oxidados, como bióxido de carbono, agua y cenizas mediante la incineración. Las ventajas de este proceso son una reducción máxima del volumen y de costos de disposición, destrucción de patógenos y compuestos tóxicos. No obstante, representa altos costos de inversión y de operación y requiere de una alta sofisticación en su manejo. Además, los residuales (ceniza y emisiones a la atmósfera) ocasionalmente presentan impactos ambientales negativos.

El compostaje es una alternativa económica y amigable con el ambiente para la estabilización de los lodos generados durante el tratamiento del agua residual. En este proceso el material orgánico se somete a una degradación biológica que resulta en un producto final estable parecido al humus. Entre 20 y 30% de los sólidos volátiles se convierten a bióxido de carbono y agua y la temperatura alcanza hasta 70 °C, lo que destruye organismos entéricos y patógenos. Si cumplen con la legislación aplicable, los biosólidos resultantes se emplean como mejoradores del suelo.

8.3. ESTABILIZACIÓN AEROBIA

El proceso de la estabilización aerobia es un método alternativo para el tratamiento de lodos orgánicos. Los digestores pueden ser usados para tratar solamente lodos activados, mezclas de desechos de lodos activados, lodos primarios y lodos de filtros rociadores, o lodos de plantas de tratamiento de lodos activados sin sedimentación primaria. Las ventajas de la estabilización aerobia, comparada con la estabilización anaerobia son:

- La reducción de sólidos volátiles es aproximadamente la misma que la obtenida en condiciones anaerobias
- Menores concentraciones de DBO en el licor sobrenadante
- Obtención de un producto final biológicamente estable y sin olor que puede ser de fácil disposición
- Producción de un lodo con excelentes características de desaguado
- Recuperación de casi todo el valor básico de fertilización en el lodo
- Muy pocos problemas de operación
- Menor costo de capital

La principal desventaja del proceso parece ser el alto costo del suministro de oxígeno. Entre los principales objetivos de la estabilización aerobia se incluyen la reducción de olores y de sólidos biodegradables, y el mejoramiento de las características de desaguado de los lodos. El oxígeno puede ser suministrado con aireadores superficiales o con difusores.

8.3.1. DESCRIPCIÓN DEL PROCESO

La estabilización aerobia es similar al proceso de lodos activados. Conforme la comida disponible se termina, los microorganismos comienzan a consumir su propio protoplasma y así obtener energía para el mantenimiento de las células. Cuando esto ocurre se dice que los microorganismos se encuentran en la fase endógena. Las células de los tejidos son oxidadas de condiciones aerobias a dióxido de carbono, agua y amoníaco. Solamente del 75 al 80 por ciento de las células de los tejidos pueden ser oxidadas. El remanente 20 a 25 por ciento, está formado de componentes inertes y orgánicas que no son biodegradables.

Conforme la estabilización continúa, el amoníaco es subsecuentemente oxidado a nitratos. Cuando se digieren condiciones aerobias en lodos activados o lodos de filtros rociadores mezclados con lodos primarios, toma lugar una oxidación directa de la materia orgánica en el lodo primario y también, una oxidación endógena de las células de los tejidos

8.3.2. CRITERIOS DE DISEÑO

El diseño de estabilizadores aerobios es similar al de los tanques rectangulares de aireación. Además, usan sistemas de aireación convencionales. En la Tabla 8.2 se presentan los criterios de diseño para digestores estabilizadores aerobios.

El tiempo de retención se deberá incrementar para temperaturas menores a 20° Celsius. Si solamente los lodos activados van a ser digeridos en condiciones aerobias, el tiempo de residencia promedio, para obtener una reducción dada de sólidos volátiles, se puede estimar con la siguiente ecuación:

$$\frac{C_o}{C_i} = \frac{1}{\left(1 + \frac{kV}{Q}\right)} \quad \text{Ecuación 8.1}$$

donde:

C_o	=	Concentración del efluente (mg/L)
C_i	=	Concentración del afluente (mg/L)
V	=	Volumen del reactor (m ³)
Q	=	Flujo (L/s)
k	=	Tasa de remoción (en unidades consistentes)

El porcentaje remanente de materia orgánica en el reactor (S/S_o) se obtiene con la ecuación siguiente.

$$\frac{S}{S_o} = \frac{4e^{\left(\frac{1}{2d}\right)}}{(1+a)^2 e^{\left(\frac{a}{2d}\right)} - (1-a)^2 e^{\left(-\frac{a}{2d}\right)}}$$

Ecuación 8.2

donde:

$$a = (1 + 4ktd)^{0.5} \quad \text{Ecuación 8.3}$$

S	=	Concentración del efluente
S_o	=	Concentración del afluente
d	=	Factor de dispersión $d = D/uL$
D	=	Coefficiente axial de dispersión (m ² /h)
u	=	Velocidad de flujo (m/h)
L	=	Largo característico (m)
k	=	Constante de reacción de primer orden
t	=	Tiempo de retención (h)

Valores representativos del coeficiente k pueden ser de 0.05 a 0.07/d aproximadamente. Los valores de kt pueden ser estimados con la Ilustración 8.1. Los valores de kt en la ecuación anterior versus el porcentaje remanente (S/S_o) para varios factores de dispersión (d).

8.3.3. REMOCIÓN ESPERADA DEL PROCESO

La remoción esperada del proceso varía de acuerdo a la edad del lodo y sus características. Los porcentajes típicos de remoción de contaminantes son los siguientes:

- Sólidos volátiles: 30 y 70 por ciento (35 y 45 por ciento típico)
- Patógenos: arriba del 85 por ciento

Tabla 8.2 Criterios de diseño

Parámetro	Valor
Tiempo de retención hidráulico a 20°C (d)	
Lodos activados solamente	10-16
Lodos activados de plantas sin sedimentación primaria	16-18
Lodos primarios + activados o de filtros rociadores	18-22
Carga de sólidos kg SSV/(d m³)	0.32-6.41
Requerimientos de oxígeno kg/kg destruidas	
Células de tejidos	2
DBO en lodos primarios	1.6-1.9
Requerimientos de energía para la mezcla	
Aireadores mecánicos HP/1 000 m³	17.66-44.14
Mezcla de aire, m³/(min/28.32 m³)	20-60
Oxígeno disuelto mínimo (mg/L)	1.2

8.3.4. OTRAS CARACTERÍSTICAS

Impacto ambiental

El sobrenadante tiene que ser regresado al afluente de la planta, el cual tiene una carga orgánica muy alta. La estabilización de los lodos reduce el impacto adverso de disposición de lodos en terreno. El proceso tiene requerimientos altos de energía. Se puede necesitar el control de olores.

Confiabilidad del proceso

El proceso es menos sensible a factores ambientales en comparación con el proceso de estabilización anaerobia. Requiere de menos control de laboratorio y mantenimiento diario. Es relativamente resistente a variaciones en la carga, pH e interferencia de metales. A bajas temperaturas, el sistema requiere de mayores tiempos de retención para adquirir un nivel fijo de reducción de sólidos volátiles. Empero, la pérdida del buen funcionamiento no necesariamente causa un producto oloroso. Se puede obtener un lodo más fácil de desaguar si se mantiene un nivel de OD de 1 a 2 mg/L, con tiempos de retención adecuados (con excepción en filtros al vacío).

Limitaciones

El proceso tiene un costo de operación muy alto (principalmente en el abastecimiento de oxígeno). El tiempo requerido para la estabilización es altamente sensible a la temperatura, y la estabilización aeróbica puede requerir de periodos excesivos en climas fríos, incrementado aún más su costo de operación.

8.4. ESTABILIZACIÓN ANAEROBIA

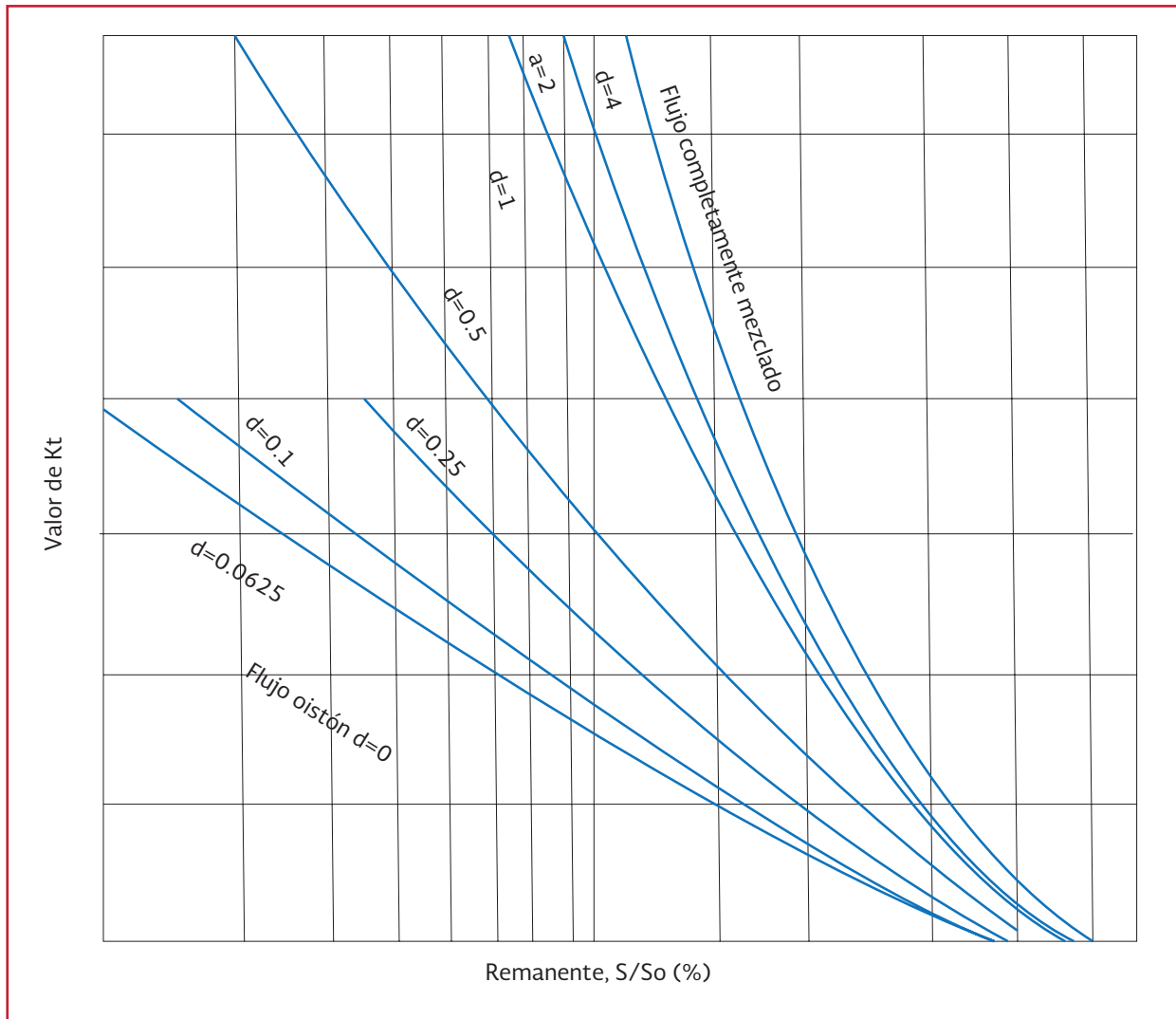
Existen dos tipos de sistemas de estabilización anaerobia de lodo:

- Estabilización convencional
- Estabilización de alta tasa

8.4.1. ESTABILIZACIÓN CONVENCIONAL

La estabilización convencional se lleva a cabo en procesos de un paso o de dos pasos. El lodo es calentado normalmente dentro del tanque o con intercambiadores de calor localizados fuera de ellos. En el proceso de un solo paso, la

Ilustración 8.1 Relación de kt y S/S_o



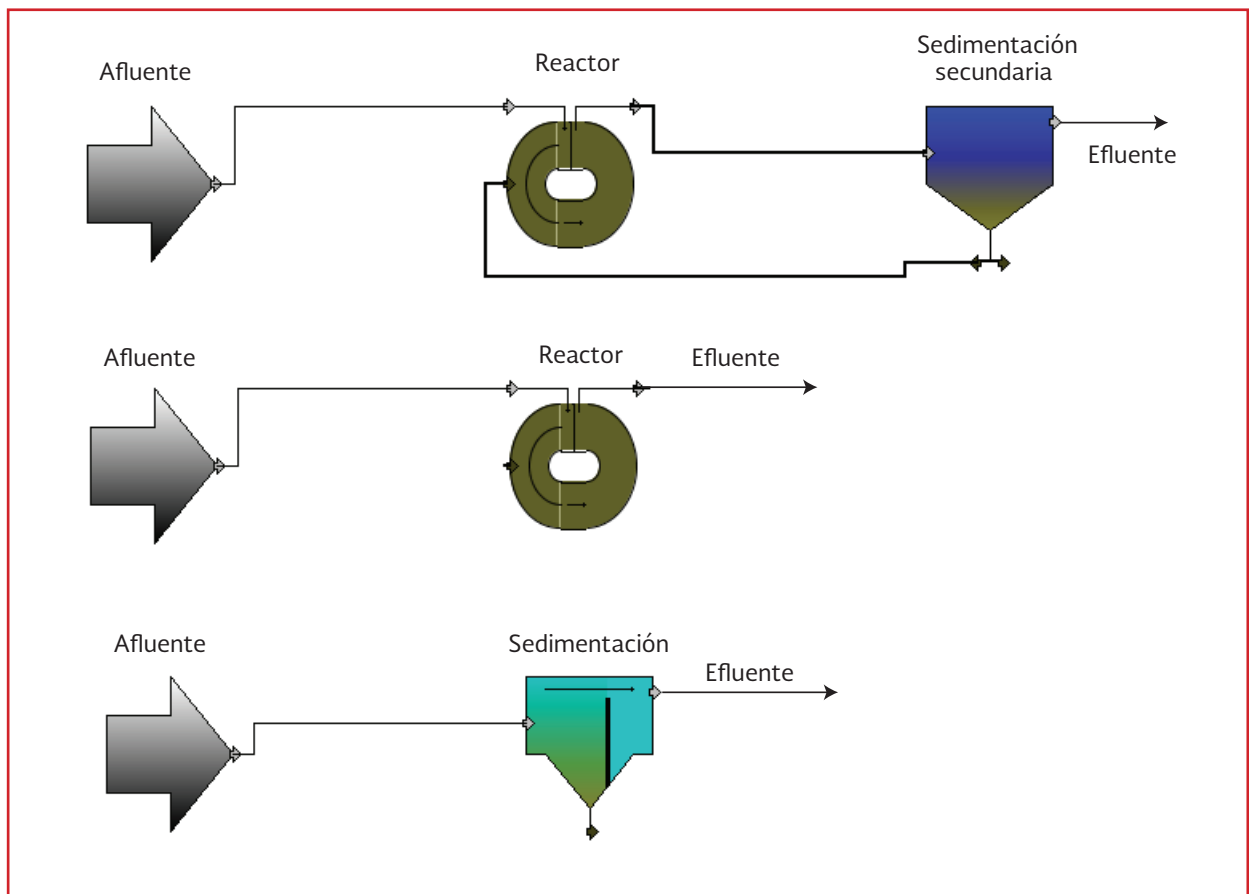
estabilización, el espesamiento y la formación de material flotante se llevan a cabo separadamente dentro del tanque. Operacionalmente, el lodo crudo se alimenta en la zona de estabilización activa y el gas producido se remueve de éste por la parte superior. Mientras el gas sube a la superficie, eleva consigo partículas de lodos y otros materiales, tales como grasas y aceites, formando una capa de natas. Como resultado de la estabilización, el lodo se mineraliza (aumentando el porcentaje de lodos fijos), y por gravedad se espesa, lo que causa

la formación de una capa de material flotante sobre la zona de estabilización de lodo.

El volumen del tanque se utiliza únicamente a un 50 por ciento debido a la estratificación y falta de mezcla (Ilustración 8.3). Por lo anterior, la estabilización convencional se lleva a cabo en un proceso de dos pasos.

En el proceso de dos pasos, el primer tanque se usa para la estabilización. Es calentado y equipado con unidades mezcladoras. El segundo tan-

Ilustración 8.2 Esquema de estabilización aerobia



que se usa para el almacenamiento y concentración del lodo digerido, y en la formación de un sobrenadante relativamente claro. En algunos casos la segunda unidad puede ser un tanque abierto o una laguna de lodos (Ilustración 8.4).

8.4.2. ESTABILIZACIÓN DE ALTA TASA

Ésta difiere del proceso anterior en que la carga de sólidos es mayor. El lodo se mezcla íntimamente por la recirculación del gas, bombeo, o por mezcladores mecánicos, y se calienta para obtener una estabilización óptima. El equipo de

mezcla, en este proceso, debe tener mayor capacidad que el proceso anterior, y debe de llegar hasta el fondo del tanque. El tanque es más profundo. El lodo deberá bombearse continuamente o en ciclos de 30 minutos a 2 horas. El lodo digerido tiene una concentración de aproximadamente la mitad de la del afluente ya que no existe una separación del lodo.

8.4.3. CRITERIOS DE DISEÑO

En la Tabla 8.3 se muestran los criterios de diseño para lodos primarios, lodos primarios más filtros rociadores y lodos primarios más lodos activados.

Ilustración 8.3 Esquema de un digestor convencional en un proceso de un solo paso

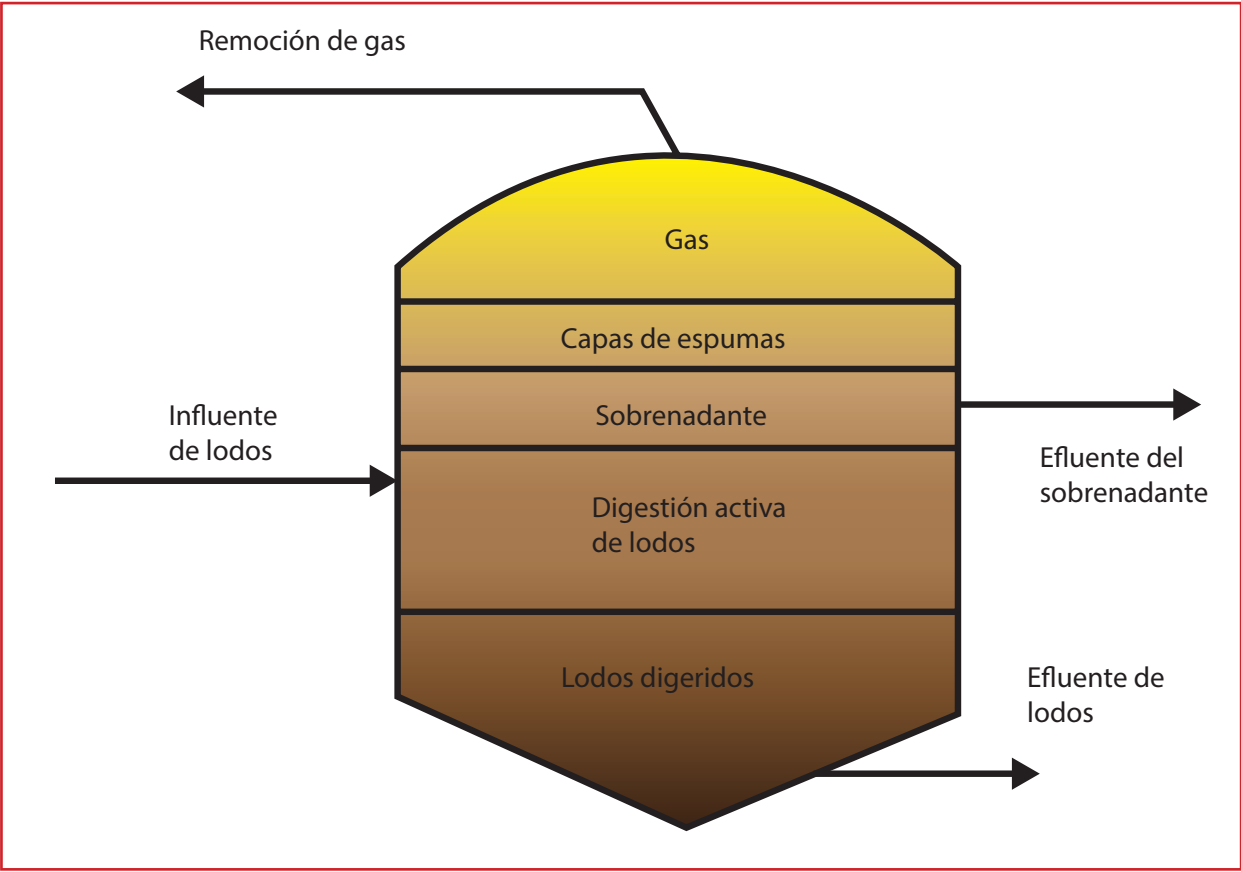


Ilustración 8.4 Esquema de un proceso de estabilización en dos pasos

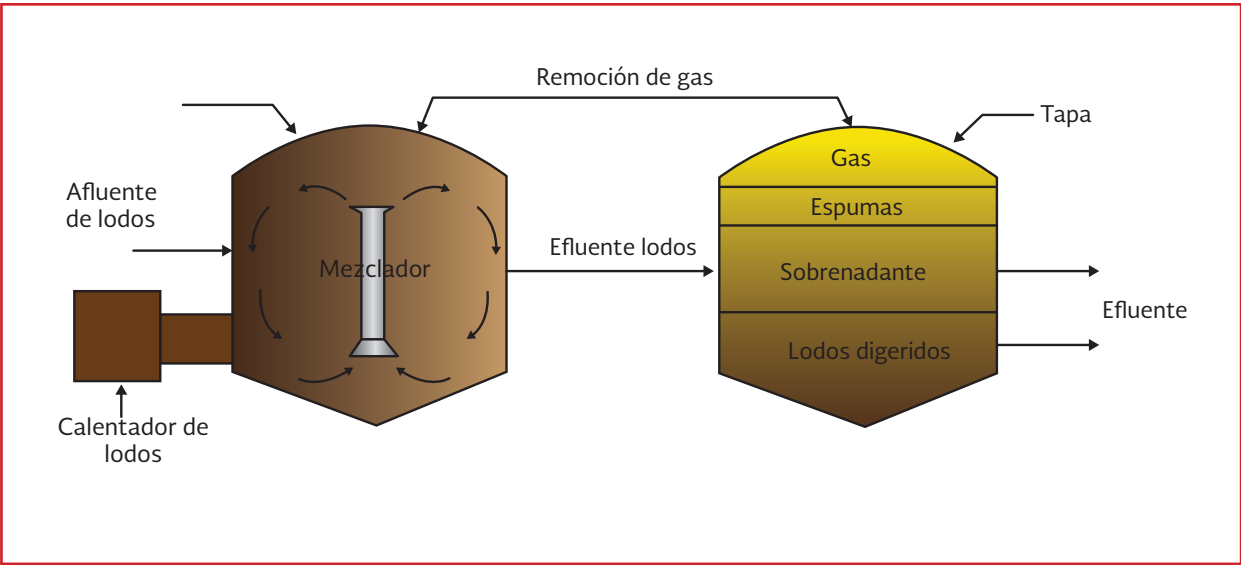


Tabla 8.3 Criterios de diseño

Criterio volumétrico		m³/cápita				
Lodos primarios		0.037 - 0.085				
Lodos primarios + filtro rociador		0.074 - 0.142				
Lodos primarios + activados		0.074 - 0.170				
Tamaño de tanques (m)						
Diámetro		6.1-35.1				
Profundidad		7.6-13.7				
Pendiente del fondo (relación vertical:horizontal):		1:4				
Carga de sólidos en kg/d m³		0.64 – 6.41				
Carga volumétrica en m³/cap d		1.1e-³ – 2.8e-³				
Carga de sólidos húmedos en kg/cap d		0.05 - .09				
pH unidades		6.7 – 7.6				
El tiempo de retención requerido para los sólidos en el digestor a varias temperaturas para una estabilización mesofílica es el siguiente:						
Temperatura:	°C	10	19	24	29	35
Tiempo de Retención:	d	55	40	30	25	20

8.4.4. REMOCIÓN ESPERADA DEL PROCESO

Los porcentajes típicos de remoción de contaminantes son los siguientes:

- Sólidos totales: 33 a 58 por ciento
- Sólidos volátiles: 35 a 50 por ciento
- Patógenos: 85 a menos de 100 por ciento

8.4.5. OTRAS CARACTERÍSTICAS

Impacto ambiental. El retorno del sobrenadante al inicio de la planta puede causar situaciones no deseadas en la operación de la planta. Como resultado del proceso se reduce el impacto ambiental de la disposición de los lodos en el terreno.

Confiabilidad del proceso. La operación exitosa del proceso depende de una variedad de factores físicos, químicos y biológicos (pH, alcalinidad, temperatura, concentraciones de sustancias tóxicas en el contenido del digestor). Se requiere de un monitoreo cuidadoso del pH, de producción de gas y ácidos volátiles.

8.5. ESTABILIZACIÓN QUÍMICA

La estabilización química de lodos se lleva a cabo con la adición de cal. El añadir cal al lodo en cantidades suficientes para mantener un pH alto estabiliza al lodo y destruye las bacterias patógenas. El lodo estabilizado con cal se deshidrata bastante bien en lechos de arena, sin problemas de olor. La filtración se mejora con el uso de cal. Este producto también se usa antes de la disposición del lodo en el suelo.

La mejor manera de llevar a cabo la mezcla de cal con lodos líquidos es con una mezcladora de aire. La cal hidratada se usa frecuentemente con sales metálicas para mejorar las características de deshidratación del lodo. La cal se usa principalmente para controlar el pH, reducir el olor, como desinfectante y ayuda de filtración. El tratamiento con cal no produce una destrucción orgánica, por lo tanto se debe tener mucho cuidado cuando se practica la disposición de lodos en el suelo. La disposición de lodos con cal en capas gruesas puede

causar una situación donde el pH baja a cerca de 7 unidades, después del desecado, causando el crecimiento de organismos y produciendo olores no deseables.

Tabla 8.4 Eficiencias de diseño

Dosis requeridas de cal para subir el pH en los lodos					
Lodos, % de sólidos	1%	2%	3%	3.50%	4.40%
pH = 11, dosis (mg/L)	1 400	2 500	3 700	6 000	8 200
pH = 12, dosis (mg/L)	2 600	4 300	5 000	9 000	9500
Dosis de cal requeridas para mantener un pH = 11 durante 14 días					
Tipo de lodo			Dosis [lb Ca(OH) ₂ /ton]		
Primario			200 – 300		
Séptico			200 – 600		
Biológico			600 – 1 000		
Precipitación de Al (secundario)			800 – 1 200		
Precipitación de Fe (secundario)			700 – 1 200		
Precipitación de Al (primario y secundario)			500 – 800		

8.5.2. REMOCIÓN ESPERADA DEL PROCESO

En la Tabla 8.5 se resumen las eficiencias, desde el punto de vista del funcionamiento del proceso, en base a estudios en plantas de tratamiento.

8.5.3. OTRAS CARACTERÍSTICAS

Impacto ambiental

El volumen de lodos generados se puede incrementar, sin embargo, la cal puede reducir las bacterias patógenas y los olores del lodo, resultando este más apto para su disposición en el suelo. El mejoramiento de las características de deshidratación del lodo con el uso de la cal puede dar como resultado requerimientos menores de terreno. El pH del lodo resultante es alto.

8.5.1. EFICIENCIAS DE DISEÑO

En la Tabla 8.4 se presentan las eficiencias de diseño.

Confiabilidad del proceso

Altamente confiable desde el punto de vista del proceso. Sin embargo, se requiere de mayor atención y más limpieza que el promedio para mantener una buena confiabilidad mecánica en la alimentación de la cal.

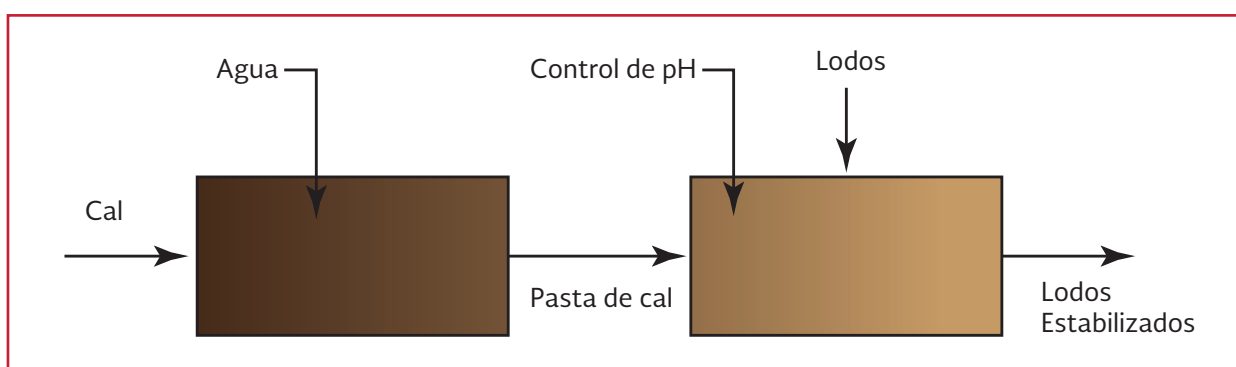
8.5.4. ESPESAMIENTO DE LODOS

El propósito del proceso de espesamiento de lodos es reducir el volumen de los mismos, para posteriormente ser estabilizados, deshidratados, etc. En el proceso, el contenido de sólidos se incrementa removiendo parcialmente el líquido. Las unidades de espesamiento por gravedad son similares a los sedimentadores circulares convencionales, con excepción de que la pendiente del fondo del espesador es mayor.

Tabla 8.5 Eficiencias del proceso

Eficiencias del tratamiento de lodos con cal en bacterias patógenas			
Tipo de lodo	Bacterias patógenas		
	Organismos/100 mL de muestra		
	Salmonela	Estreptococos fecales	Coliformes fecales
Primario crudo	62	39×10^7	8.3×10^3
Primario con cal	< 3	6×10^3	5.9×10^3
Lodos activados	6	1×10^7	2.7×10^7
Lodos activados con cal	< 3	6.7×10^3	1.6×10^4
Séptico	6	6.7×10^5	1.5×10^7
Séptico con cal	< 3	6.7×10^2	2.6×10^2

Ilustración 8.5 Diagrama para estabilización química de lodos



El lodo es alimentado al centro del espesador, y los sólidos se sedimentan para ser recolectados en una tolva de lodos. El líquido resultante fluye a través de un vertedor de salida localizado en la periferia del tanque, y es retornado al tanque de sedimentación primaria. El grado en el que los lodos pueden ser espesados depende de muchos factores, entre los más importantes se encuentran: tipo de lodo a espesar, concentración de sólidos volátiles y concentración inicial de sólidos. Se ha demostrado que se logran resultados óptimos cuando la concentración de sólidos en el afluente se encuentra entre 0.5 y 1.0 por ciento. Con el objeto de prevenir condiciones sépticas y malos olores en el espesador, es deseable mantener un flujo continuo.

8.5.5. CRITERIOS DE DISEÑO

Los espesadores mecánicos se diseñan en base a la carga hidráulica superficial y de sólidos. Los criterios de diseño son los mismos a los usados en el diseño de tanques de sedimentación.

Generalmente, se usan tiempos de retención de uno a tres días, tirantes de agua de por lo menos 3m y tolvas de lodos de 90 centímetros. Las cargas hidráulicas superficiales típicas son de 0.19 a 0.42 L/(s m²). En la Tabla 8.6 se muestran, la carga de sólidos en espesadores y el porcentaje de sólidos en lodos espesados varían de acuerdo al tipo de lodos a espesar, dichos datos.

Tabla 8.6 Carga de sólidos en espesadores

Tipo de lodo	Porcentaje de sólidos		Carga de sólidos
	No espesados	Espesados	kg/(d m ²)
Lodos separados:			
Primario	2.5-5.5	08-10	97.7-146.5
Filtros rociadores	04-07	07-09	39.1-48.8
Aireación	02-04	4.3-7.9	34.2-87.9
Activados	0.5-1.2	2.5-3.3	19.5-39.1
Lodos combinados			
Primario + Rociadores	03-06	07-09	48.8-97.7
Primario + Aireación	03-04	8.3-11.6	58.6-97.7
Primario + Activados	2.6-4.8	04-09	29.3-78.1

8.5.6. OTRAS CARACTERÍSTICAS

Impacto ambiental

Los requerimientos de terreno son relativamente pequeños. El material flotante tiene que ser desechado. Frecuentemente resultan malos olores por las condiciones sépticas del proceso.

Confiabilidad del proceso

Las unidades son mecánicamente muy confiables, pero son altamente afectadas por la calidad de lodos recibidos. Por lo tanto, puede haber situaciones no deseadas en el proceso por cambios radicales en la calidad del agua cruda y de los lodos digeridos.

Generación de residuos

El volumen del material flotante está directamente relacionado con el incremento de la concentración de sólidos en el espesador. El material flotante contiene varias cantidades de sólidos, variando de 10 a cientos de mg/Litros.

Limitaciones

No opera satisfactoriamente con desechos activados, mezcla de lodos primarios, lodos de aluminio y fierro.

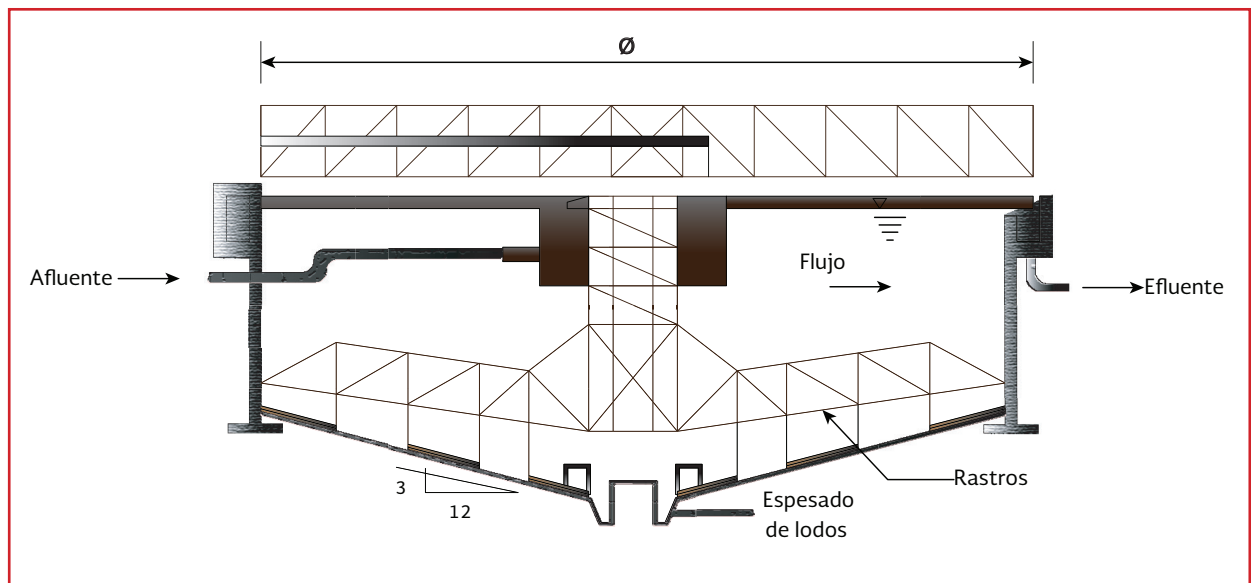
Eficiencias del proceso

Ver el porcentaje de sólidos en lodos no espesados y espesados en la Tabla 8.6 de criterios de diseño.

8.6. DESHIDRATACIÓN MECÁNICA

Los métodos más comúnmente usados para deshidratar mecánicamente los lodos incluyen la filtración al vacío, centrifugación y filtración a presión. La filtración al vacío es quizás el método más ampliamente usado. Se utiliza para deshidratar lodos con el objeto de producir una masa con las características físicas y el contenido de humedad requeridos en un proceso de lodos subsecuente. La centrifugación es un proceso ampliamente usado en la industria para la separación de líqui-

Ilustración 8.6 Esquema de tanque



dos de diferentes densidades y en la remoción de sólidos. Es aplicable en la deshidratación de lodos de aguas residuales y usa la fuerza centrífuga para incrementar la tasa de sedimentación de los sólidos. La filtración a presión ofrece varias ventajas sobre los otros sistemas, tales como una masa de lodos con concentraciones de sólidos mayores, mejor claridad en el filtrado, mejor captura de sólidos y menor consumo de químicos.

8.6.1. DESCRIPCIÓN DEL PROCESO

Filtración al vacío

En este proceso se puede producir una masa de lodos deshidratada, de lodos crudos o digeridos. La filtración se lleva a cabo por medio de un tambor horizontal cubierto de un medio filtrante. El medio filtrante puede ser de tela de algodón, lana, nylon, dacrón, o de otros tipos de material, tales como una malla de acero inoxidable. Aproximadamente la cuarta parte del tambor está sumergido en el lodo húmedo. Conforme el tambor gira, el vacío aplicado en la parte interna del medio

filtrante deshidrata el lodo y mantiene una capa de este en el tambor. Se continúa aplicando el vacío conforme el lodo es desalojado. Esto produce agua adicional, dejando una masa de lodo en el exterior. La capa de lodo es removida del tambor antes de que entre al tanque de nuevo. Es necesario el acondicionamiento químico de los lodos para adquirir un rendimiento satisfactorio. En el acondicionamiento se coagulan las partículas de lodo y se permite que el agua drene libremente. Los productos químicos más comúnmente usados son cloruro férrico, cal o polielectrolitos. La cantidad requerida depende de la concentración de los lodos, el tipo de lodo y la alcalinidad.

Centrifugación

El lodo se alimenta a flujo continuo a un cajón rotatorio, donde se separa una masa densa con sólidos y un líquido diluido. El líquido contiene sólidos finos de baja densidad, y es retornado al afluente del espesador o del sedimentador primario. La masa de lodo, que contiene aproximadamente 75 a 80 por ciento de humedad, es removida de la unidad para su disposición o

tratamiento adicional. La concentración de sólidos varía del 15 al 40 por ciento, dependiendo del tipo de lodos. Reducciones menores del 25 por ciento no son, en general, económicamente factibles. El proceso no requiere normalmente de acondicionamiento químico.

Filtración a presión

El lodo acondicionado químicamente se bombea entre dos placas, se aplica presión de aproximadamente 4.21 a 5.62 kg/cm² y se mantiene en esas condiciones durante 1 a 3 horas. Esto fuerza al líquido a pasar por un medio filtrante y salir del filtro, las placas se separan y el lodo es removido. El filtrado es normalmente retornado al afluente de la planta.

El espesor de la masa de lodo varía de 2.54 a 3.81 cm, el contenido de humedad varía de 55 a 70 por ciento y el tiempo de filtración de 3 a 8 horas. Estudios extensivos recientes muestran que los filtros prensa pueden operar con un diferencial de presión máximo de 7.03 kg/cm² y en algunos casos hasta 15.81 kg/cm², produciendo masas de lodo con concentraciones de sólidos superiores al 50 por ciento. Los productos químicos usados son la cal, cloruro férrico, ceniza muy fina, polímeros de alumbre u otros, dependiendo del tipo y características del lodo.

8.6.2. CRITERIOS DE DISEÑO

Los criterios de diseño para el proceso de deshidratación mecánica de lodos dependen de sus características, así como del proceso seleccionado. En la Tabla 8.7 y Tabla 8.8 se muestran los criterios de diseño según el proceso.

La carga de sólidos está en función de la concentración de los mismos, subsecuentemente de los requerimientos del proceso y del preacondicionamiento químico.

8.6.3. CENTRIFUGACIÓN

Cada instalación del equipo de centrifugación es específica para cada planta y depende de la línea de productos del fabricante o distribuidor. Existen unidades sólidas con diámetros y capacidades máximas de hasta aproximadamente 100 ton/h de sólidos secos, con requerimientos de energía que llegan a 75 HP. Existen unidades de disco con capacidades de hasta 25 L/s de concentrado.

8.6.4. REMOCIÓN ESPERADA DEL PROCESO

Filtración al vacío

El ámbito de captura de sólidos es de 85 a 99.5 por ciento y la humedad de la masa es normalmente de 60 a 90 por ciento, dependiendo del tipo de alimentación, concentración de sólidos, acondicionamiento químico, operación y manejo de la unidad. La masa de lodos deshidratada es adecuada para el relleno sanitario, incineración o disposición en el suelo.

Centrifugación

Recuperación de sólidos en centrífugas de cajón sólido de 50 a 75 por ciento, sin adición de químicos, y de 80 a 95 por ciento con adición de químicos. La concentración de sólidos es de

Tabla 8.7 Criterios de diseño para filtros al vacío

Tipo de lodos	kg/(h m ²)
Rendimiento	
Sólidos frescos	
Lodos primarios	19.5-58.6
Lodos primarios + filtros rociadores	19.5-39.1
Lodos primarios + activados	19.5-24.4
Lodos solamente activados	12.2-17.1
Sólidos digeridos	
Lodos primarios	19.5-39.1
Lodos primarios + filtros rociadores	19.5-24.4
Lodos primarios + activados	19.5-24.4
Carga de sólidos (base seca)	
Lodos primarios	34.2-73.2
Lodos primarios digeridos	19.5-34.2
Lodos mezclados digeridos	17.1-24.4

Tabla 8.8 Criterios de diseño para filtros a presión

Parámetro	Valores	Unidades
Volumen de cámara	0.21-0.79	m ³ /cámara
Área de filtro	1.35-4.18	
Número de cámaras	Hasta 100	cm
Espesor de la masa de lodos	2.54-3.81	kg/(ciclo m ²)
Flujo de lodos de alimentación (base seca)	9.8	

15 a 40 por ciento, dependiendo del tipo de lodos.

Filtración a presión

En general, se pueden obtener masas con concentraciones de sólidos de 25 a 50 por ciento. Se han obtenido masas con concentraciones de 45 por ciento con acondicionamiento químico (de 5 a 7.5 por ciento FeCl₃ y de 10 a 15 por ciento de cal) y ciclos de 1.0 a 2.0 hr. Con acondicionamiento de 100 a 250 por ciento de cenizas muy finas, se han conseguido masas con concentraciones de 50 por ciento en lodos de varios tipos, con contenido de SST de 1 a 10 por ciento.

8.6.5. CONSUMO DE ENERGÍA

Filtración al vacío: la energía eléctrica necesaria en la operación de las bombas al vacío, de filtrado y para otras más, incluyendo el equipo mecánico, puede ser estimada en base a 11 000 kWh/(año Mgal d) para lodos biológicos y de 42 000 kWh/(año Mgal d) para lodos de cal.

Centrifugación

Los requerimientos de energía eléctrica dependen del tamaño y tipo de centrífuga a usar, pero pueden ser estimados en base a 18 000 kWh/año/ton de sólidos secos para tratamiento con

cal y de 35 500 kWh/año/ton de sólidos secos para tratamiento biológico.

Filtración a presión

Los requerimientos de energía se estiman en base a una operación continua del equipo y una presión de operación de 15.82 kg/centímetros cuadrados.

8.6.6. IMPACTO AMBIENTAL

Filtración al vacío

Requerimientos relativamente altos de químicos y de energía.

Centrifugación

El líquido producido es relativamente alto en sólidos suspendidos no sedimentables. Si éstos son regresados a las unidades de tratamiento, pueden reducir la calidad del efluente de sistemas de sedimentación primaria. Se puede requerir un sistema de control de ruido.

8.6.7. CONFIABILIDAD DEL PROCESO

Filtración al vacío

La adición de dosis elevadas de cal puede causar un requerimiento de lavado frecuente de los medios filtrantes de las unidades. Se requiere de un muy buen conocimiento en la operación de las unidades para mantener un nivel alto de confiabilidad. Se requiere de un monitoreo frecuente para obtener masa de lodos manejables.

Centrifugación

En unidades tipo disco, la colmatación de los orificios de descarga es un problema si se detiene la alimentación a las centrífugas, o si se reduce por debajo de los valores mínimos.

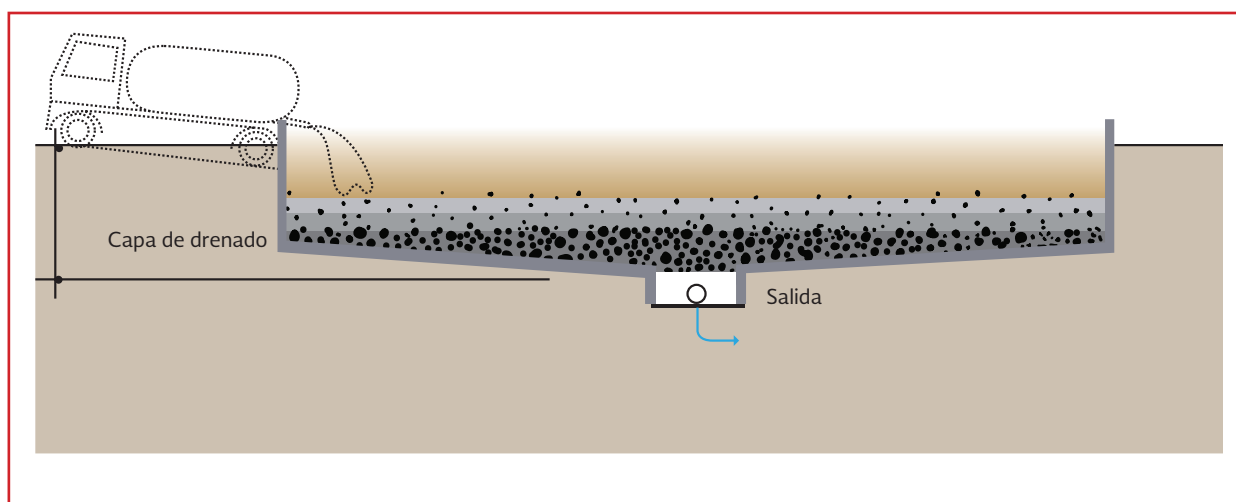
Filtración a presión

El desgaste de los empaques de las placas es un problema frecuente, lo cual requiere mantenimiento.

8.7. LECHOS DE SECADO

Los lechos de secado se usan para la deshidratación de lodos digeridos. El lodo es colocado sobre los lechos en capas de 20 a 30 cm para su secado. Una vez seco es removido de los lechos y se pone a disposición y así usarse como fertilizante. Los lechos pueden estar abiertos a la intemperie o cubiertos. Los abiertos se usan cuando existe un área adecuada para evitar problemas ocasionales causados por los malos olores. Los lechos cubiertos con techumbre tipo invernadero son más convenientes donde es necesario deshidratar lodo continuamente durante el año sin importar el clima, y donde no existe el aislamiento suficiente para la instalación de lechos abiertos. El área total de secado es repartida en lechos individuales de aproximadamente 6.1 m de ancho por 6.1 a 30.5 m de largo. Los lechos generalmente consisten de 10 a 23 cm de arena sobre una capa de grava o piedra de 20 a 45.7 cm de espesor. La arena tiene un tamaño efectivo típico de 0.3 a 1.2 mm y un coeficiente de uniformidad menor a 5.0. La grava normalmente se gradúa de 0.32 cm a 2.54 centímetros. Los lechos son desagüados por drenes localizados en la grava con espaciamientos de apro-

Ilustración 8.7 Lecho de secado



ximadamente 1.8 a 6.1 metros. La tubería de los drenes tiene un diámetro mínimo de 10 cm y una pendiente mínima, de aproximadamente uno por ciento. Las paredes de los lechos pueden ser de concreto, madera o tierra, y tienen normalmente una altura de 30.5 centímetros. El lodo puede fluir hasta 30.5 m, si la pendiente del lecho es de aproximadamente 0.5 por ciento.

8.7.1. DESCRIPCIÓN DEL PROCESO

La deshidratación de lodos en lechos de secado ocurre por filtración del agua a través del medio filtrante, y por evaporación del agua de la superficie del lodo. La filtración se lleva generalmente a cabo en 1 o 2 días. Esto depende en las características del lodo y la profundidad a la cual es puesto en los lechos. Después de que casi toda el agua haya sido filtrada y evaporada, el lodo se queda

con un contenido de humedad en equilibrio con el aire. El contenido de humedad final depende de la temperatura y la humedad relativa de ésta. El agua drenada puede ser recirculada al afluente de los tanques de sedimentación primaria. Una vez que el lodo haya sido lo suficientemente deshidratado se remueve de los lechos, manual o mecánicamente. Los lodos con 20 a 30 por ciento de sólidos se pueden remover mecánicamente, mientras lodos con 30 a 40 por ciento de sólidos requieren ser manejados manualmente.

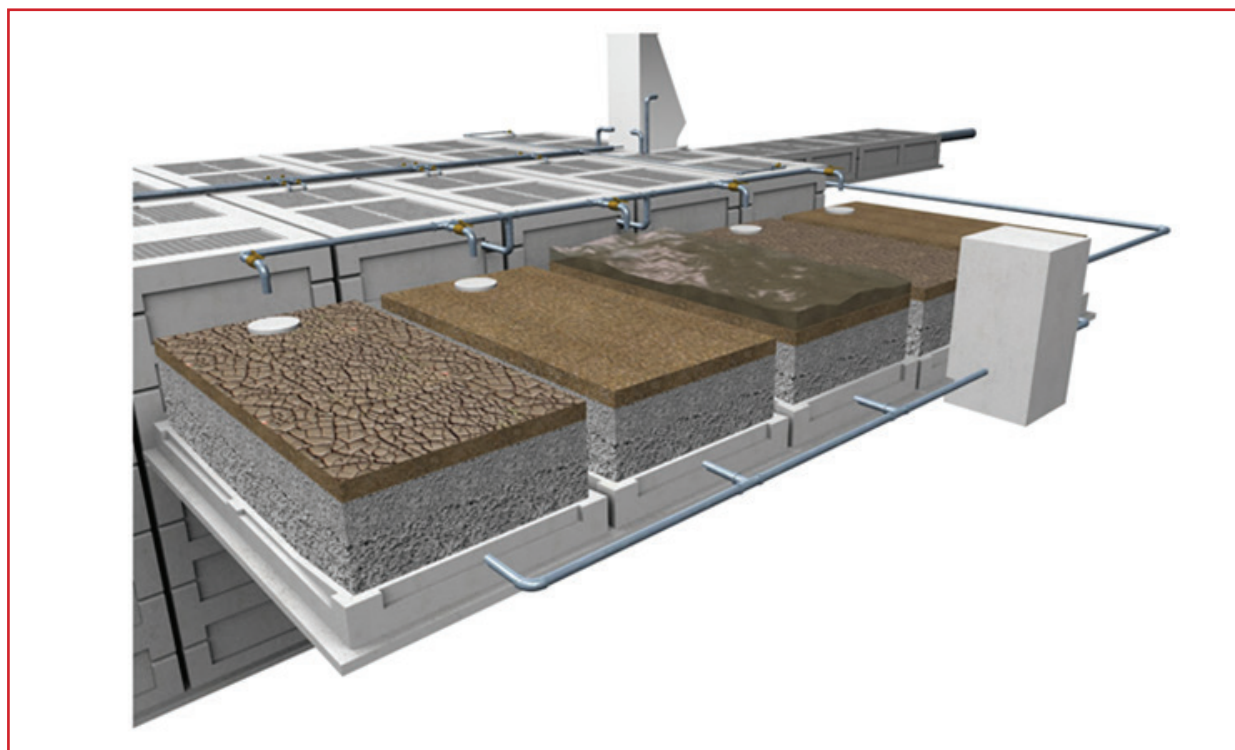
8.7.2. CRITERIOS DE DISEÑO

Las tuberías de lodos en los lechos son generalmente de fierro fundido y se diseñan para una velocidad mínima de 0.76 m/segundo. Deben ser diseñadas de tal forma que se puedan lavar, y que no se congelen en climas fríos.

Tabla 8.9 Criterios típicos de diseño, para varios tipos de lodos

Concepto	Lechos abiertos	Lechos cerrados	Unidades
Área requerida para lodos primarios digeridos	0.09-0.14	0.07-0.09	m ² /capita
Área requerida para lodos primarios y activados	0.16-0.23	0.12-0.14	m ² /capita
Área requerida para lodos precipitados con aluminio o fierro	0.19-0.23	0.12-0.14	m ² /capita
Carga de sólidos	48.8-136.7	58.6-195.3	kg/(m ² año)

Ilustración 8.8 Lecho de secado



Los lechos deben de contar con placas para recibir el lodo y distribuirlo sobre los lechos, además de prevenir la erosión de la arena. La carga de lodos se calcula en base a los habitantes, o en base a una carga unitaria de sólidos secos por área en un año. En la Tabla 8.9 se presentan los criterios típicos de diseño en varios tipos de lodos.

8.7.3. REMOCIÓN ESPERADA DEL PROCESO

Una masa de lodos con 40 a 45 por ciento de sólidos se puede obtener en dos a seis semanas con un buen clima y un lodo bien digerido; lodo primario o lodo mezclado.

El tiempo de deshidratación puede ser reducido a un 50 por ciento, si se cuenta con un acondicionamiento químico. Se puede lograr de un 80 a 90 por ciento de contenido de sólidos en lechos

de arena, pero normalmente los tiempos requeridos son imprácticos.

8.7.4. OTRAS CARACTERÍSTICAS

Impacto ambiental

Un lodo pobremente digerido puede causar problemas de olores. Los requerimientos de terreno son grandes.

Limitaciones

El proceso normalmente se restringe para lodos bien digeridos o bien estabilizados, ya que el lodo pobremente digerido o crudo es oloroso, atrae insectos y no se deshidrata satisfactoriamente. Las grasas y aceites colmatan las camas de arena, y esto retarda seriamente el drenado. El diseño de los lechos se afecta por las condiciones del clima, las características del lodo, el

costo y disponibilidad del terreno y su proximidad a los poblados. La operación del sistema se restringe severamente durante períodos prolongados de congelamiento y lluvia.

La Ecuación 8.4 se puede utilizar para el cálculo del tiempo de secado, considerando evaporación, precipitación, contenido de sólidos, etcétera.

$$t = \frac{(30HS_0)}{(aE + bR)} \frac{1}{S1} - \frac{1}{S2} + td \quad \text{Ecuación 8.4}$$

$$AS = 1.078 \frac{Q_{st}}{H} \quad \text{Ecuación 8.5}$$

donde:

t	=	Tiempo total de secado (d)
H	=	Profundidad del lecho (centímetros)
S_0	=	Porcentaje de sólidos en el afluyente (%)
a	=	Factor de corrección de evaporación = 0.75
E	=	Evaporación del agua (centímetros /mes)
b	=	Factor de absorción de agua por el lodo = 0.57
R	=	Precipitación del mes lluvioso (centímetros/mes)
td	=	Tiempo de duración del drenado (d)
$S1$	=	Porcentaje de sólidos después de td días (%)
$S2$	=	Contenido de sólidos en el efluente (%)
AS	=	Área superficial requerida (m^2)
Q_s	=	Flujo de lodos (L/d)

8.8. COMPOSTEO DE LODOS

El composteo de lodos puede ser definido como la descomposición biológica de sólidos orgánicos a un producto final relativamente estable (abono). El contenido de humedad es normalmente de 40 a 70 por ciento. La descomposición aeróbica tiene lugar en el rango termofílico, arriba de 45° C y, generalmente, hasta 60° Celsius.

Las temperaturas pico se aproximan a los 90°C. El proceso es de oxidación y termogénico. Los principales productos de la descomposición son humus, dióxido de carbono y agua. Aunque cada técnica de composteo de lodos es única, el proceso fundamental es similar.

El proceso es el siguiente:

- Al lodo se le añade, si se requieren, agentes de abultamiento (tierra, aserrín o virutas de madera, abono no utilizado o de recirculación) en el control de la porosidad y la humedad
- Se logra una temperatura en el rango de 55°C a 65°C para asegurar la destrucción de organismos patógenos y prevenir la evaporación, lo que reduce el contenido de humedad
- El abono es almacenado por períodos extensos de tiempo después de la operación primaria de composteo, y así estabilizar aún más la mezcla a temperaturas menores
- Si el abono es muy húmedo después del curado, puede requerirse de un secado adicional con aire para el proceso posterior
- Si se reúsan los agentes de abultamiento, se requerirá de una operación por separado

El composteo representa una actividad combinada de poblaciones mezcladas de bacterias, actinomicetos y hongos asociados con el medio ambiente. Los principales factores que afectan el proceso de composteo son la humedad, temperatura, pH, concentración de nutrientes, disponibilidad y concentración de suministro de oxígeno. El proceso se lleva a cabo en montículos, en pilas o hileras en la superficie de terreno a la intemperie.

8.8.1. COMPOSTEO DE LODOS EN MONTÍCULOS EN HILERAS

Los pasos secuenciales involucrados en este proceso son la preparación, composteo, curado y terminado del producto.

Preparación

El lodo deberá tener por lo menos una estructura mínima porosa y un contenido de humedad de 45 a 65 por ciento. Por lo tanto, una masa de lodos, normalmente con un contenido de sólidos de 20 por ciento, no puede ser procesada por sí sola y deberá combinarse con un agente de abultamiento. El lodo es así preparado y puesto en montículos.

Composteo

El período de composteo se caracteriza por una descomposición rápida. Se suministra aire periódicamente. La reacción es exotérmica, y el lodo alcanza temperaturas de 60° C a 71° C o mayores. La muerte de organismos patógenos, inactivación de larvas de insectos y semillas, es posible a estas temperaturas. El período de estabilización es regularmente de seis semanas.

Curado

Se caracteriza por la disminución de la tasa de descomposición, temperatura baja al ambiente y que el proceso se concluye. El período de esta etapa es de aproximadamente dos semanas.

Terminado

Si se han incluido fracciones de sólidos municipales, conteniendo residuos no digeribles, o si el agente de abultamiento ha de ser separado y recirculado, se necesita de un proceso de remoción o cribado. El abono puede ser pulverizado, si se desea.

8.8.2. COMPOSTEO DE LODOS EN MONTÍCULOS EN PILAS

Los lodos de aguas residuales pueden ser convertidos en abono, en aproximadamente ocho semanas, con este proceso que incluye cuatro pasos: preparación, estabilización, secado y cribado, y finalmente curado.

Preparación

El lodo se tratará de igual manera que en el proceso anterior, se construyen las pilas de la mezcla sobre tubería porosa, por la cual el aire es inyectado. Las pilas se cubren para aislarlas.

Estabilización

Las pilas aireadas pasan por un período de descomposición por organismos termofílicos, cuya actividad eleva la temperatura a 60°C o mayor. Las condiciones de composteo aeróbicas se mantienen inyectando aire a una tasa predetermina-

da. El flujo de aire del efluente es conducido a unos pequeños montículos de abono curado y cribado, donde los gases olorosos son absorbidos efectivamente. Después de aproximadamente 21 días, la tasa de descomposición y la temperatura disminuyen, se remueve la tapa y la mezcla resultante es secada o curada, dependiendo de las condiciones ambientales. Curado. El abono se almacena por aproximadamente 30 días para asegurar que se pierda todo olor ofensivo y completar la estabilización. Así queda listo el abono para su utilización.

8.8.3. CRITERIOS DE DISEÑO

El criterio básico para lograr un composteo exitoso consiste en que el material a procesar sea poroso, de estructura estable y con un contenido suficiente de material degradable, y así la reacción de degradado se mantenga. Otro criterio de diseño, igualmente importante, es la flexibilidad. Se debe de prever una operación continua del sistema, aunque se presenten cambios en el contenido de sólidos en el lodo y de volúmenes, y cambios en el suministro del agente de abultamiento.

8.8.4. REMOCIÓN ESPERADA DEL PROCESO

El lodo se estabiliza generalmente después de 21 días a temperaturas elevadas. Durante los primeros 3 o 4 días se producen temperaturas de 60 a 80° C, período durante el cual se eliminan olores, patógenos y semillas. Temperaturas por arriba de 55° C por períodos largos pueden destruir efectivamente patógenos. El producto final es un material con apariencia de humus, libre de malos olores y útil como acondicionador de suelos, que contiene niveles bajos de macronutrientes esenciales para plantas, tales como nitrógeno y fósforo, y frecuentemente niveles adecuados de micronutrientes, como zinc y cobre. En las hileras el lodo es convertido a un residuo orgánico, reducido en volumen en un 20 a 50 por ciento.

8.8.5. OTRAS CARACTERÍSTICAS

Impacto ambiental

El proceso tiene requerimientos altos de terreno. Con potencial de olores, puede ser estéticamente indeseable. El producto final representa un

Tabla 8.10 Criterios de diseño para el composteo de lodos en hileras

Concepto	Dimensión	Unidades
Requerimiento de terreno (equivalente a una población de 10 000 con tratamiento primario y secundario)	1.335	m ² /ton seca d
Altura	1.22 a 2.44	m
Base (ancho)	3.66 a 7.63	m
Largo	Variable	
Contenido de humedad	45 a 65	%
Relación carbono/nitrógeno	30 a 35 : 1	
Relación carbono/fósforo	75 a 150 : 1	
Flujo de aire	10 a 30	m ³ /(d kg de SV)
Tiempo de retención	6 a 48	semanas

Ilustración 8.9 Montículos en pilas para el composteo de lodos



beneficio al ambiente cuando se usa para acondicionador de suelos.

Confiabilidad del proceso

Altamente confiable. Las temperaturas ambiente y lluvias moderadas no afectan al proceso.

Consumo de energía

El consumo de combustible varía con las condiciones específicas del lugar y con la operación y el equipo usado. El consumo de energía en la construcción de una pila para el manejo de 10 ton secas/d se puede estimar en 75 000 hWh/año o 7 500 kW/(año ton seca de lodo). El consumo de

combustible para el manejo de 10 ton secas/día puede ser estimado en 2.29 billones de kWh/año o 229 MkWh/(año ton) de lodo.

8.9. DISPOSICIÓN DE LODOS EN LAGUNAS

La disposición de lodos en lagunas es un método simple, de costo relativamente bajo (cuando se dispone de terreno suficiente y económico) y con requerimientos mínimos de operación y mantenimiento, especialmente en plantas de tratamiento pequeñas. Una laguna es un estanque de tierra, en el cual se deposita el lodo crudo o digerido. Las lagunas de lodos crudos estabilizan los sólidos orgánicos por

descomposición anaerobia y aeróbica, lo cual puede causar olores indeseables y problemáticos. Los sólidos estabilizados se sedimentan en el fondo de la laguna y se acumulan. El exceso de líquido, si llega a existir, se retorna a la planta de tratamiento. Las lagunas deberán ser relativamente poco profundas, de 1.22 a 1.53 m, si han de ser limpiadas con rasps. Si las lagunas son llenadas con lodos digeridos, estas se diseñan con tiempos largos de secado, por medio del proceso físico de percolación y, principalmente de evaporación. El proceso es relativamente simple, y requiere de remociones periódicas del sobrenadante, el cual es retornado al afluente de la planta de tratamiento, y de excavaciones ocasionales del lodo seco para su transporte al sitio de disposición final. El sobrenadante bajo en sólidos suspendidos, es de mejor calidad que el sobrenadante de digestores secundarios, e inclusive que el de espesadores. El producto final sirve como acondicionador de suelos o para relleno de terrenos. El tiempo de secado para lodos con 30 por ciento de sólidos es generalmente muy largo, puede llegar a requerir años. La eficiencia de las lagunas depende de las condiciones climatológicas y del tratamiento previo de los lodos. En climas cálidos y secos, los lodos bien digeridos son económica y satisfactoriamente tratados en lagunas por su simplicidad en la operación y su flexibilidad. Los lodos bien digeridos minimizan el potencial de problemas de olor, los cuales son inherentes en este tipo de sistemas. Se requiere de celdas múltiples para una operación eficiente.

8.9.1. CRITERIOS DE DISEÑO

- Bordos: pendientes de 1:2 en el exterior y de 1:3 en el interior con el fin de permitir el mantenimiento y evitar la erosión. Ancho de la superficie lo suficientemente grande para permitir la circulación de vehículos durante la limpieza
- Profundidad: 0.46 a 1.22 m de profundidad de lodos (depende del clima)
- Celdas: se requiere un mínimo de dos celdas por laguna
- Cargas: 35.2 a 38.4 kg/(año m³) de capacidad; 8.3 a 16 kg/m² de superficie por 30 días de uso; 0.09 a 0.37 m² per capita (depende del clima)
- Decantación: nivel de decantación individual o múltiple por retornos periódicos de sobrenadante a la planta de tratamiento
- Remoción de lodos: intervalos de aproximadamente 1.5 a 3 años

8.9.2. CONSUMO DE ENERGÍA

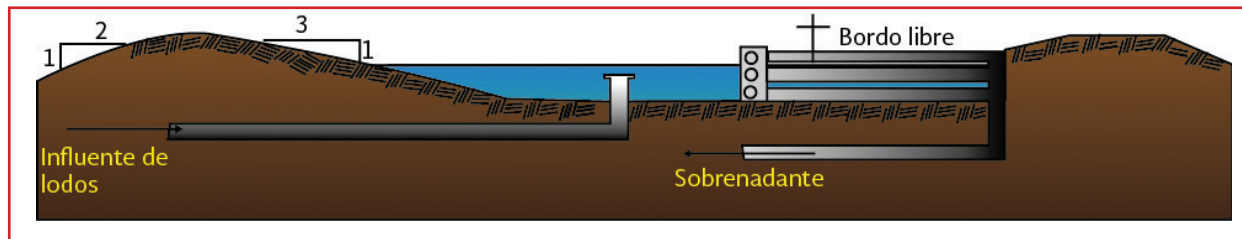
Requerimientos de energía sólo para el posible bombeo desde los digestores y bombeo del sobrenadante, cuando sea requerido.

Los requerimientos aproximados de bombeo de lodos y del sobrenadante pueden ser estimados con la siguiente ecuación.

$$kWh/año = \frac{4\,315 \left(\frac{L}{d} \right) (carga\ total)}{Eficiencia}$$

Ecuación 8.6

Ilustración 8.10 Esquema de disposición de lodos en lagunas



La eficiencia del bombeo de lodos puede variar desde un 75 a 40 por ciento, dependiendo del tipo de bomba a usar y su tamaño.

8.9.3. OTRAS CARACTERÍSTICAS

Impacto ambiental

Pueden producirse fuertes olores, a menos de que exista una apropiada estabilización y una operación adecuada. Requerimientos altos de terreno. El potencial de contaminación del agua subterránea es alto, a menos que se incorporen apropiadamente al diseño las características exactas del subsuelo.

Confiabilidad del proceso

La confiabilidad del proceso está en función de la seguridad en el proceso aguas arriba (estabilización).

Limitaciones

Existe un potencial muy alto de problemas de olor y de proliferación de insectos y roedores si el lado dispuesto no está bien digerido. El control químico de olores no es satisfactorio completamente.

Ecuaciones para el dimensionamiento de lagunas:

Sólidos Secos Producidos

$$SSP = \frac{Q_s S_o (8.34) 365}{100} \quad \text{Ecuación 8.7}$$

donde:

- SSP = Sólidos secos producidos (Lb/año)
- S_o = Contenido de sólidos en el afluente (%)
- 8.34 = Factor de conversión de gal/lb a L/kg
- 365 = Conversión (d/año)

Volumen de las Lagunas

$$V = \frac{SSP}{CS} \quad \text{Ecuación 8.8}$$

donde:

- V = Volumen requerido (m^3)
- SSP = Sólidos secos producidos (kg/año)
- CS = Carga de sólidos (kg/año m^3)

Área Superficial

$$AS = \frac{V}{D} \quad \text{Ecuación 8.9}$$

donde:

- AS = Área superficial (m^2)
- V = Volumen requerido (m^3)
- D = Profundidad de la laguna (m)

8.10. DISPOSICIÓN DE LODOS EN EL SUELO

No todos los tipos de lodos son apropiados para disponerlos en suelos, a causa de problemas potenciales de olores y de operación. Los lodos más apropiados para realizar la disposición en el suelo son aquellos que han pasado por un proceso de estabilización y de deshidratación o incineración, lodos con contenido de sólidos igual o mayor a 15 por ciento. Obviamente, la adición de tierra a lodos, con contenido de sólidos menor a 15 por ciento, puede producir un lodo apropiado para su disposición en el suelo. En general, se recomienda que sólo los lodos estabilizados sean dispuestos en el suelo. Existen dos alternativas para realizar la disposición de lodos en el suelo: relleno de terrenos (en capas y en montones) y de zanjas (zanjas angostas y anchas).

8.10.1. DISPOSICIÓN DE LODOS EN ZANJAS

En este método se requiere de una excavación de tal forma que el lodo quede por debajo de la superficie del terreno original. Se requiere que el nivel freático esté lo suficientemente profundo, con el fin de permitir la excavación y que quede una capa de subsuelo suficientemente ancha para evitar la contaminación del agua subterránea. El suelo se usa solamente como cubierta del lodo y no como un agente de abultamiento.

Normalmente se aplica una capa de suelo sobre el lodo el mismo día que este es recibido, por esta razón las zanjas son más apropiadas que otros métodos para lodos no estabilizados o de baja estabilización. Existen dos tipos de zanjas. Estas incluyen zanjas angostas, con anchos menores a 3.0 m y zanjas anchas, con anchos ma-

yores a 3.0 metros. La profundidad y el largo de ambas zanjas son variables y dependen del nivel freático, estabilidad de las paredes y limitaciones del equipo. Después de que haya ocurrido el asentamiento máximo, aproximadamente un año, el área deberá ser renivelada para asegurar un drenaje adecuado.

8.10.2. DISPOSICIÓN DE LODOS EN TERRENOS

El lodo es dispuesto normalmente sobre la superficie original del suelo. Debido a que no se requiere excavación, y debido a que el lodo no se coloca por debajo de la superficie original del terreno, este método es particularmente útil en áreas donde el nivel del agua subterránea no es profundo. El contenido de sólidos del lodo no está necesariamente limitado, pero la estabilidad y la capacidad de resistencia del terreno deberán ser las adecuadas. Para obtener estas características, el lodo es comúnmente mezclado con tierra como un agente de abultamiento. Por la posible cercanía del agua subterránea, comúnmente se requiere de un recubrimiento del terreno. Existen tres métodos de la aplicación de relleno de terrenos: relleno en capas, relleno en montones y envase de diques o bordos.

En el caso de relleno en montones, la mezcla de tierra y lodo es puesta en montones de aproximadamente 1.8 m de alto. Posteriormente se aplica una cubierta con un espesor mínimo de 0.9 m, si se aplican montones adicionales al primero, la cubierta deberá ser de 1.5 m de espesor.

En el caso de relleno en capas, el lodo puede tener un contenido de sólidos tan bajo como del 15 por ciento. Después de hacer la mezcla de lodo

y tierra, esta se aplica uniformemente sobre el terreno en capas de 0.15 a 0.9 m de espesor.

Las cubiertas intermedias entre capas deben ser de 0.15 a 0.3 m de espesor. La cubierta final deberá ser de 0.6 a 1.2 metros. En el método de envase de diques o bordos, el lodo es puesto totalmente por arriba de la superficie original del terreno. Se construyen diques de cuatro lados sobre el terreno nivelado formando un área de envase, posteriormente éste se rellena. Se pueden aplicar cubiertas en ciertos lugares durante el relleno, la cubierta final deberá ser puesta cuando sea terminado.

8.10.3. APLICACIONES DEL PROCESO

Disposición de lodos en zanjas

Método de disposición de lodos relativamente simple, adecuado para lodos estabilizados y no estabilizados.

No requiere de experiencia o conocimiento del sistema, con excepción del conocimiento en la operación del equipo para el manejo de los lodos.

El sistema de zanjas angostas es particularmente adecuado para comunidades pequeñas.

Disposición de lodos en terrenos

Método adecuado para áreas con el nivel del agua subterránea superficial. Las pilas son adecuadas para lodos estabilizados, pero tiene requerimientos altos de mano de obra y equipo.

El método de disposición de lodos en capas es igualmente adecuado para lodos estabilizados, y

tiene requerimientos menores de mano de obra y equipo.

El sistema de envase de diques o bordas es adecuado para lodos estabilizados o no estabilizados, y requiere de menos tierra como agente de abultamiento.

8.10.4. CRITERIOS DE DISEÑO

En la Tabla 8.11 se presentan las condiciones que deben cumplir el terreno y los lodos, así como criterios de diseño.

8.10.5. IMPACTO AMBIENTAL

Problemas potenciales de erosión del terreno y de olores. Producción continua de gas después de muchos años de que el relleno esté completo. La percolación debe de ser apropiadamente controlada para prevenir la contaminación del agua subterránea. El gas es explosivo y puede matar la vegetación si no se controla adecuadamente. Las zanjas angostas y el relleno en capas son métodos más intensivos que los otros.

8.10.6. OTRAS CARACTERÍSTICAS

Confiabilidad del proceso

Método de disposición de lodos muy confiable.

Consumo de Energía

El consumo de energía varía considerablemente con las características específicas del lodo, las condiciones particulares del terreno y la operación.

Tabla 8.11 Condiciones que debe cumplir el terreno

Disposición de lodos en zanjas			
Criterio de diseño	Zanja angosta < 3.0 m		Zanja ancha > 3.0 m
Contenido de sólidos	15 a 20% para anchos de 0.6 a 0.9 m 20 a 28% para anchos de 0.9 a 3 m		20 a 28% para equipo en el suelo más del 28% para equipo sobre el lodo
Pendiente de terreno	Menor a 20 %		Menor a 10 %
Espesor de la cubierta de tierra	0.6 a 0.9 m para anchos de 0.6 a 0.9 m 0.9 a 1.2 m para anchos de 0.9 a 3 m		0.9 a 1.2 m para equipo en el suelo 1.2-1.5 m para equipo sobre lodo
Tasa de aplicación	2 300-10 00 m³/ha		6 000-27 400 m³/ha
Disposición de lodos en terreno			
Criterio de diseño	Pilas	Capas	Envase de diques o bordos
Contenido de sólidos	> 20%	> 15%	20-28% para equipo en el suelo; > 28% para equipo en lodo
Características del lodo	Estabilizado	Estabilizado	Estabilizado o no
Pendiente de terreno	Sin limitaciones	Terreno nivelado bien preparado	Terreno nivelado o terraza acantilada bien preparada
Abultamiento requerido	Sí	Sí	Ocasionalmente
Relación tierra : lodo	0.5-2 : 1	0.25-1 : 1	0-0.5 : 1
Tasa de aplicación	5 700 - 26 400 m³/ha	3 800-10 000 m³/ha	5 700-26 400 m³/ha

Limitaciones

El congelamiento del suelo y la lluvia causan dificultades en la operación del sistema. La lluvia hace que las pilas se asienten.

8.11. MONORELLENO DE Lodos Residuales

Los rellenos sanitarios reducen los impactos negativos en agua, agua y suelo y maximizan la capacidad volumétrica, a comparación de los tiraderos a cielo abierto. Este método implica el vertido de lodo concentrado solo o mezclado con otros residuos sólidos en rellenos sanitarios, que incluso podrían estar en el mismo terreno de las plantas de tratamiento. La construcción y

operación de rellenos de ese tipo es más efectiva cuando el contenido de agua es menor a 85%, y además logra la mayor compactación y densidad. En este proceso, es importante la consideración de la subsidencia del terreno, misma que ocurre principalmente por el deslizamiento y descomposición de partículas sólidas orgánicas.

Es necesario que el lodo vertido cumpla las restricciones de los reglamentos aplicables, como límite mínimo de humedad para ser considerado un desecho sólido. Se menciona que la aplicación de la capa diaria en el relleno no debe efectuarse con lodo y que este solo puede emplearse en capas intermedias cuando el plan de clausura del relleno así lo permita y se cuente con condiciones para ello.



9

CALIDAD Y REÚSO

9.1. INTRODUCCIÓN

Para la determinación de las alternativas de tratamiento, es imprescindible el conocimiento de dos conjuntos de información: la cantidad y calidad de las aguas crudas a ser tratadas, y las normas de calidad para el cumplimiento del efluente de la planta de tratamiento. Conocidas estas dos condiciones, es posible la determinación de los distintos conjuntos de procesos, para el ajuste de las características del afluente a las características deseadas.

Para la evaluación de las alternativas de tratamiento y elección de la más apropiada para cada caso en particular, es necesaria la consideración de otra serie de condicionantes. Entre ellas, se mencionan las siguientes:

- Requerimientos, disponibilidad y costos de terreno
- Requerimientos, disponibilidad y costos de mano de obra calificada para la operación de los sistemas de tratamiento
- Requerimientos, disponibilidad y costos de reactivos químicos, piezas de repuesto para equipos electromecánicos requeridos por los sistemas de tratamiento, y requerimientos de energía eléctrica
- Proporcionalidad de costos de capital, de

operación y mantenimiento para cada alternativa de tratamiento

- Aseguramiento de la confiabilidad de operación del sistema, y tolerancias a fallas ocasionales en los sistemas de tratamiento
- Requerimientos de mayor consumo de agua y baja disponibilidad

El objetivo del presente documento es la sistematización, en la medida de lo posible, de la selección de diferentes sistemas de tratamiento utilizados en aguas residuales de origen municipal. Por ello la mecánica seguida es la que a continuación se expone:

1. En la primera sección se presenta un resumen de las características físicas, químicas y biológicas, de las aguas de origen municipal de poblaciones medias (50 000 a 250 000 habitantes) en el país
2. En la segunda sección se clasifican y definen las opciones de reúso de las aguas residuales tratadas y las normas de calidad para cada reúso en particular. Cuando el sistema de tratamiento tiene como fin el control de la contaminación del cuerpo receptor de las descargas, y no el reúso de las aguas, las normas de calidad del efluente son establecidas en función

de la capacidad asimilativa de los contaminantes por el cuerpo receptor y de la clasificación del mismo (clasificación hecha por las autoridades competentes en función del uso asignado a dicho cuerpo receptor). En este caso es necesaria la búsqueda de las normas de calidad más parecidas entre las antes mencionadas, para los posibles reusos considerados

3. En la tercera sección se definen los posibles trenes de tratamiento para el logro de las normas de calidad definidas, a partir de las características presentadas en la primera sección
4. En la cuarta sección se formulan los criterios de evaluación de alternativas en función de sus características técnicas y económicas

5. Finalmente se presentan las conclusiones y recomendaciones derivadas de los trabajos reseñados en las secciones anteriores

9.2. CARACTERÍSTICAS DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS Y MUNICIPALES

En esta sección se presenta un resumen de las características físicas, químicas y biológicas de las aguas residuales domésticas.

En la Tabla 9.1 se muestran datos típicos de parámetros individuales, presentes en las aguas residuales de origen doméstico o municipal. El agua

Tabla 9.1 Composición típica de las aguas crudas de origen doméstico

Parámetro	Concentración		
	Alta	Media	Baja
Sólidos totales	1 200	720	350
Disueltos totales	850	500	250
Fijos	525	300	145
Volátiles	325	200	105
Suspendidos totales	350	220	100
Fijos	75	55	20
Volátiles	275	165	80
Sólidos sedimentables (mL/L)	20	10	5
DBO (a 20°C)	400	220	110
COT	290	160	80
DQO	1 000	500	250
Nitrógeno (total como N)	85	40	20
Orgánico	35	15	8
Amoniacal	50	25	12
Nitritos	0	0	0
Nitratos	0	0	0
Fosfatos (como P)	15	8	4
Orgánico	5	3	1
Inorgánico	10	5	3
Clorados b	100	50	30
Alcalinidad (como CaCO ₃)	200	100	50
Grasas	150	100	50

a Unidades en mg/L, excepto los sólidos sedimentables

b Valor que se incrementa de acuerdo con la cantidad de suministro de agua

residual municipal es clasificada como fuerte, media o débil, dependiendo de la concentración de los diferentes contaminantes. Se menciona que la concentración varía con la hora del día, el día de la semana, el mes del año (la estación), tamaño de la población y otras condiciones locales. Por lo tanto, la tabla mencionada funge como una guía y no como base de diseño. En la evaluación de los reusos potenciales de las aguas residuales, es de especial importancia el incremento de los minerales, que resulta del uso de agua, y la variación en los sistemas de drenaje. En la Tabla 9.2 se presentan los valores típicos del incremento esperado de minerales en las aguas residuales domésticas o municipales. La cali-

dad de las aguas residuales domésticas depende, como se mencionó anteriormente, del tamaño de la población. La Tabla 9.3 presenta las características físicas, químicas y biológicas de las aguas residuales domésticas para poblaciones (2 500 a 100 000 habitantes) en el país. En la Tabla 9.4 se presentan aportaciones promedio de contaminantes por habitante, estimadas a partir de datos de características de aguas residuales, aforo de descargas y población servida en 26 poblados del país. Por último, en la Tabla 9.5 se presenta la calidad de las aguas residuales de tres distintas zonas del Distrito Federal, en función de la importancia relativa de las aportaciones de aguas industriales.

Tabla 9.2 Incremento típico de minerales en aguas residuales domésticas

Parámetro	Rango del Incremento (mg/L)
Aniones:	
Bicarbonato (HCO_3)	50 - 100
Carbonato (CO_3)	0 - 10
Cloro (CL)	20 - 50
Nitrato (NO_3)	20 - 40
Fosfato (PO_4)	20 - 40
Sulfato (SO_4)	15 - 30
Cationes:	
Calcio (Ca)	15 - 40
Magnesio (Mg)	15 - 40
Potasio (K)	07 - 15
Sodio (Na)	40 - 70
Otros datos:	
Aluminio (Al)	0.1 - 0.2
Boro (B)	0.1 - 0.4
Hierro (Fe)	0.2 - 0.4
Manganeso (Mn)	0.2 - 0.4
Sílica (SiO_2)	0.2 - 10
Alcalinidad total	100 - 150
Sólidos Disueltos Totales (SDT)	150 - 400

Tabla 9.3 Promedio de aguas residuales municipales por tamaño de población

Parámetro	Tamaño de población (Núm. de habitantes)				
	2 500	10 000	20 000	50 000	
	a	a	a	a	Promedio
	10 000	20 000	50 000	100 000	
PH	7.4	6.9	6.9	7.3	7.1
Temperatura (°C)	25	20	23	22	23
DBO	264	299	254	301	280
DQO	698	719	609	430	614
SS (mL/L)	9	5	8	3	6
Grasas y aceites	56	44	65	96	65
N-NH ₃	24	28	14	12	20
N-Orgánico	18	23	23	9	18
N-Total	37	44	30	24	34
Fosfatos Totales	20	24	16	29	22
SAAM	14	11	17	17	15
Coliformes. Totales NMP/100mL	7	773	14	107	225
Sólidos:					
Totales	1552	1141	1391	932	1254
Totales Suspendidos	286	309	233	167	249
Totales Dispersos	1266	832	1158	765	1005
Totales Vol.	737	871	449	349	602
Volátiles Suspendidos	223	192	151	139	176
Volátiles Dispersos	514	379	298	210	350
Totales Fijos	815	570	942	583	728
Fijos Suspendidos	116	145	183	58	126
Fijos Dispersos	699	425	759	525	602

Unidades en mg/L, excepto que se indique de otra forma

Tabla 9.4 Aportación promedio de contaminantes por habitante (gr/hab d)

Parámetro	Aportación
DBO	54
DQO	110
N-Total	8
Fosfatos totales	4.6
Sólidos Totales	243
Totales suspendidos	52
Totales dispersos	191
Totales volátiles	95
Volátiles suspendidos	36
Volátiles dispersos	59
Totales fijos	148
Fijos suspendidos	16
Fijos dispersos	132

Tabla 9.5 Características de las aguas residuales de tres zonas de la Ciudad de México

Parámetro	Zona 1	Zona 2	Zona 3
	Influencia industrial		
	Alta	Media	Baja
(conc. en mg/L excepto donde se indique otras unidades)	Plantas		
	Ciudad Deportiva	Cerro de la Estrella	Chapultepec
Temperatura (°C)			
Verano	20	20	20
Invierno	16	16	16
Sólidos suspendidos totales	285	227	175
Sólidos volátiles (% de los SST)	31	59	44
Sólidos sedimentables (mL/L)	0.6	3.3	2
DBO Total	275	286	153
DBO Soluble	202	175	89
DQO Total	467	420	230
DQO Soluble	394	309	166
pH (unidades)	7.1	7.1	6.6
Cationes	381	229	110
Aniones	967	610	284
PO ₄	25	17	12
NTK	49	29	32
N-NH ₃	30	18	15
NO ₂	0	0	0
NO ₃	0	0	0
Grasas y aceites	46	60	34

9.3. CLASIFICACIONES DE REÚSO

Las opciones de reúso consideradas en el presente estudio son las siguientes:

1. Agrícola
 - a) Productos que se consumen crudos
 - b) Productos que se consumen cocidos o procesados
2. Industrial
 - a) Enfriamiento
 - b) Procesos
 - c) Servicios
3. Recreativos
 - a) Con contacto directo
 - b) Sin contacto directo
4. Municipal
 - a) Riego de áreas verdes
 - b) Limpieza de calles e hidrantes
5. Acuicultura
 - a) Cultivos y especies de interés comercial
 - b) Cultivos y especies de interés ecológico
6. Recarga de Acuíferos
 - a) Por infiltración superficial
 - b) Por inyección directa
7. Intercambio
 - a) Sectorial
 - b) Regional

A continuación se presenta el marco de clasificación de los usos del agua renovada antes men-

cionados. Para cada uno de dichos usos, se establecen los criterios tomados en cuenta para la recomendación de normas de calidad.

9.3.1. REÚSO AGRÍCOLA

9.3.1.1. Productos que se consumen crudos

El agua renovada es usada para el riego de cultivos destinados al consumo humano y que se consumen crudos, a excepción de los frutales cuyas normas de calidad dependen del sistema de riego (aspersión, goteo, etcétera).

Criterio de calidad: se considera que las aguas de riego son utilizadas en forma continua todo el año, en todo tipo de suelo. No se consideran en este criterio condiciones de suelo que requieran niveles diferentes de calidad del agua. Asimismo, no se considera ningún tratamiento adicional al agua renovada.

9.3.1.2. Productos que se consumen cocidos o procesados

El agua residual es usada exclusivamente para el riego agrícola de comestibles que se consumen cocidos o procesados.

Criterio de calidad: se considera que las aguas de riego son utilizadas en forma continua todo el año, en todo tipo de suelo. No se consideran en este criterio condiciones de suelo que requieran niveles diferentes de calidad del agua. Asimismo, no se considera ningún tratamiento adicional al agua renovada.

9.3.2. REÚSO INDUSTRIAL

9.3.2.1. Enfriamiento

Enfriamiento de un solo paso

El agua renovada es usada por plantas generadoras de energía eléctrica y otras industrias, en intercambiadores de calor sobre la base de un solo paso.

Criterio de calidad: el uso de agua para enfriamiento de un solo paso se requiere, por lo general, en grandes volúmenes. Por esto, el criterio se limita a la reducción de contaminantes que bloqueen o sedimenten en el sistema de enfriamiento. El agua para este uso es no corrosiva.

Enfriamiento con recirculación

El agua renovada usada en plantas generadoras de energía eléctrica y otras industrias, en intercambiador de calor, se recircula en las unidades de enfriamiento.

Criterio de calidad: estas aguas son bajas en contaminantes que produzcan incrustaciones, bloqueo o la formación de película bacteriana (lama) en el sistema. En este caso se supone que existe control en el incremento de contaminantes en el sistema mediante purgado. Asimismo, el agua es no corrosiva.

9.3.2.2. Procesos

El agua renovada es incorporada en los procesos productivos. Con carácter ilustrativo se mencionan algunos reúsos posibles.

Industria alimenticia

El agua renovada empleada para enjuague, lavado, transporte o preparación de productos alimenticios.

Criterio de calidad: en este caso el agua es de calidad potable, tanto para procesos como para producción de vapor que se involucra en el proceso.

Industria de la celulosa y el papel

El agua renovada es empleada en el proceso y molienda de madera, lavado de pulpa y transporte de fibra a través de los procesos de producción.

Criterio de calidad: se limitan contaminantes que causen bloqueo o crecimiento de lama en el equipo, así como afectaciones en el color, textura o uniformidad de la pulpa. Se limita, asimismo, la dureza que causen depósitos y la presencia de contaminantes corrosivos.

Industria química

El agua renovada es usada para el lavado, transporte y mezclado de productos, también es empleada como medio de reacción química. Se divide en industria química orgánica e industria química inorgánica.

Criterio de calidad: se limitan los contaminantes de tal manera que el agua no cause reacciones químicas desfavorables o las retrase. En este caso no se incluye agua para enfriamiento o calderas.

Industria del petróleo

El agua renovada es empleada en procesos como refinación, desalación y fraccionamiento, así como medio de transporte y almacenaje de productos. Se divide en extracción del petróleo, petroquímica básica y petroquímica secundaria.

Criterio de calidad: agua con bajos contenidos de sólidos suspendidos, cloruros y fierro. No se incluye agua para enfriamiento o calderas.

Industria metal mecánica

El agua renovada es usada para el procesamiento de metales ferrosos y no ferrosos.

Criterio de calidad: aguas que puedan considerarse no corrosivas y no formadoras de incrustaciones en el sistema. No se incluye agua para enfriamiento o calderas.

9.3.2.3. Servicios

El agua renovada es usada para el riego de pastos y arbustos (jardines, camellones, etcétera) dentro de los límites de zona industrial, agua para lavado de calles y automóviles y agua para hidrantes o dispositivos contra incendios.

Criterio de calidad: agua libre de sólidos y con una baja turbiedad, a lo que asegura una alta remoción de virus y bacterias. Asimismo, los aerosoles potenciales deberán considerarse bacteriológicamente seguros.

9.3.3. REÚSO RECREATIVO

9.3.3.1. Contacto Directo

Es el agua renovada en la que el ser humano se sumerge o con la cual se encuentra en contacto prolongado. Estas actividades incluyen, entre otras, natación y esquí acuático.

Criterio de calidad: agua estéticamente agradable, sin olores molestos, virtualmente libre de sustancias como aceites, grasas, materia flotante y libre de crecimientos acuáticos desagradables, que provoquen olor desagradable o dificultades para su uso. Además, libre de patógenos y sustancias tóxicas que causen irritación de los ojos o de la piel. También, es lo suficientemente clara para la localización de objetos sumergidos. La ingestión de cantidades limitadas de agua no causa enfermedad alguna.

9.3.3.2. Sin contacto directo prolongado

El agua renovada con la que el ser humano entra en contacto sólo ocasionalmente y por períodos de tiempo limitados. Estas actividades incluyen el remo, chapoteo, velleo, etcétera.

Criterio de calidad: agua estéticamente agradable. Virtualmente libre de sustancias como aceites, grasas, materia flotante y libre de crecimiento masivo de plantas acuáticas provoquen olor desagradable o dificultades para su uso. La ingestión de cantidades pequeñas de agua no es peligrosa para la salud.

9.3.4. REÚSO MUNICIPAL

9.3.4.1. Riego de áreas verdes

El agua renovada usada para el riego de pastos y arbustos (jardines, camellones, etc.) dentro de los límites de zonas urbanas, como el caso de campos de golf.

Criterio de calidad: agua libre de sólidos suspendidos y con una baja turbiedad, lo que asegura una muy alta remoción de virus y bacterias. Asimismo, los aerosoles potenciales deberán considerarse bacteriológicamente seguros.

9.3.4.2. Limpieza de calles e hidrantes

El agua renovada usada para lavado de calles, automóviles, hidrantes o dispositivos contra incendios dentro de los límites de zonas urbanas.

Criterio de calidad: agua libre de sólidos suspendidos y con una baja turbiedad, lo que asegura una alta remoción de virus y bacterias. Asimismo, los aerosoles potenciales deberán considerarse bacteriológicamente seguros.

9.3.5. ACUICULTURA

Se clasifica en acuicultura de agua caliente y agua fría, ya sea para cultivos y especies de interés comercial o de interés ecológico.

El agua es capaz del sostenimiento y la prolongación de actividades acuícolas de agua caliente y agua fría.

Criterio de calidad: la calidad del agua soporta el crecimiento y la prolongación de peces de agua caliente y agua fría. Las sustancias que produzcan modificaciones en el sabor del pescado deberán limitarse. Con respecto a otros organismos acuáticos, la Comisión Asesora de Pesca continental Europea (European Inland Fisheries Advisory Commission) indica que concentraciones de tóxicos menores que aquellas que afectan a los peces, no son tóxicas para otros organismos acuáticos.

9.3.6. RECARGA DE ACUÍFEROS

9.3.6.1. Infiltración superficial

El agua renovada de calidad, equiparable al agua superficial cruda, que es apta para consumo humano, procesamiento de alimentos y usos domésticos después de un proceso convencional de potabilización.

Criterio de calidad: aguas de una calidad tal que, después de someterse a un tratamiento consistente en coagulación, clarificación, filtración y desinfección, cumplan con las normas establecidas para el agua potable. En caso de que algún contaminante interfiera con el tratamiento mencionado, la concentración de este contaminante se limita en la fuente generadora si se emplea este uso potencial.

9.3.6.2. Inyección directa

El agua renovada de calidad equiparable a la del agua subterránea cruda, que es apta para consumo humano, procesamiento de alimentos y usos domésticos con sólo un proceso de desinfección.

Criterio de calidad: agua con calidad tal que después de haber sido sometida exclusivamente a cloración, cumpla con las normas establecidas para el agua potable.

9.3.7. INTERCAMBIO

Sectorial y regional. El agua de intercambio sectorial o regional, de un uso para otro uso, ya sea dentro de un sector o dentro de una región.

Criterio de calidad: agua con la calidad requerida para el uso que se le tenga destinado.

9.4. CRITERIOS DE CALIDAD

Para cada uno de los usos potenciales, definidos en la sección precedente, está asociada una determinada calidad mínima del agua. Para cada nivel de calidad también están, por lo tanto, asociados diversos niveles de tratamiento del agua residual.

En esta sección se proponen criterios de calidad del agua para cada uso potencial definido previamente. En el futuro es posible, a la luz de una mejor información técnica, la modificación (en cualquier sentido) de las normas establecidas. Los criterios de calidad presentados en este capítulo, para cada uno de los usos potenciales, son el resultado del análisis bibliográfico que se realizó, tanto con los criterios de calidad definidos a nivel nacional, como con aquellos estudiados en la bibliografía internacional consultada.

Aunque los valores que se proponen representan la mejor información disponible sobre reco-

mendaciones, criterios y normas de calidad para cada uso específico, existen ciertas limitaciones que son importantes, antes de la definición de los criterios específicos por tipo de uso.

Las limitaciones de las que se hará mención se refieren, por lo general, a diferencias existentes en el establecimiento de criterios de calidad del agua por tipo de uso.

Aspectos como factores de seguridad o la confiabilidad de la base de la información científica que sustenta una norma, difieren sustancialmente entre varios parámetros de calidad, observación que es particularmente importante en lo que se refiere a compuestos orgánicos sintéticos y de reúso potable. El listado del tipo de limitaciones que se presenta a continuación, tiene como objetivo el reconocimiento de las restricciones bajo las cuales se fijaron algunos criterios de calidad:

- En algunos de los criterios de calidad no existe información científica suficiente o concluyente, que fije los niveles de calidad sobre bases técnicas indispensables
- Existen diferentes grados de profundidad en la información científica que sustenta los criterios
- Se emplean diferentes factores de seguridad en el establecimiento de los criterios de calidad, debido a falta de información científica concluyente
- En algunos casos se emplean bases diferentes a las de protección de la salud pública para el establecimiento de los criterios de calidad propuestos
- Los instrumentos para la medición de criterios de calidad de baja concentración no están siempre disponibles

- La investigación científica sobre los efectos de los contaminantes en el medio, conduce a cambios de importancia en los criterios establecidos

9.4.1. REÚSO AGRÍCOLA

El uso en la agricultura es el más grande de los reúsos que se da al agua residual (tratada o cruda), tanto en México como en la mayoría de los países del mundo.

No obstante, el riego en todo tipo de cultivos con aguas que no han sido sometidas a tratamiento alguno, representa un peligro para la salud pública.

A la fecha, se han dado múltiples aplicaciones al agua renovada para riego agrícola en muchas partes del mundo. Existe suficiente evidencia del comportamiento de los factores que intervienen en este proceso, como: salinidad, tipo de suelo, permeabilidad, toxicidad, pH, etcétera. Además de que se han hecho intentos serios para la reglamentación los límites de calidad permisibles para estos fines.

Se han dividido en dos usos potenciales las aguas renovadas para fines agrícolas. En primer lugar, aguas de riego para aquellos productos agrícolas, que siendo para consumo humano, se utilizan crudos y en segundo lugar, aguas de riego para los productos alimenticios que se cocinan o procesan. Tanto en el primero como en el segundo caso, los criterios que se proponen son el resultado del análisis de la bibliografía consultada, éstos se presentan en la Tabla 9.6 y Tabla 9.7 de este capítulo.

Haciendo una comparación de los criterios de calidad de aguas para riego, de productos que se

Tabla 9.6 Criterios de calidad para aguas de riego agrícola – productos que se consumen cocidos (en mg/L salvo que se indique de otra forma)

Parámetro	Criterio de Calidad
Aluminio	5
Arsénico	0.1
Coliformes fecales	1 000 NMP/100 mL
Berilio	0.1
Boro	1
Cadmio	0.01
Cromo	0.1
Cobalto	0.05
Cobre	0.2
Fluoruros	1
Fierro	5
Plomo	5
Litio	2.5 ⁽¹⁾
Manganeso	0.2
Molibdeno	0.01
Níquel	0.2
pH	6.0 – 9.0
Fenoles	50
Selenio	0.02
RAS	< 18
Sólidos Disueltos	(2)
Sulfatos	200
Vanadio	0.1
Zinc	2

(1) 0.075 para el riego de cítricos

(2) Rangos de sólidos disueltos:

- < 700 Clase I, apta para la mayoría de cultivos
- 700 > 2100 Clase II, depende de suelos y cultivos
- > 2100 Inaceptable en casi todos los casos

consumen crudos (Tabla 9.7) y de productos que se consumen cocidos o procesados (Tabla 9.6), se observa que en general, son prácticamente los mismos en ambos casos. Con excepción de que en lo relativo a los criterios de DBO, coliformes fecales y turbiedad, resultan mucho más restrictivos en el primero que en el segundo. Este hecho está sustentado en la recomendación de la Organización mundial de la Salud, donde se señala que para el riego de productos alimenticios

necesariamente se suministre al agua residual, de un tratamiento secundario seguido de filtración y desinfección.

Tomando en cuenta que los parámetros de salinidad, boro y relación de absorción de sodio, (RAS) son de gran importancia, dependiendo del tipo de cultivo, la Tabla 9.8 y la Tabla 9.9 muestran los límites recomendados de la calidad del agua de riego para estos parámetros.

Tabla 9.7 Criterios de calidad para aguas de riego agrícola productos que se consumen crudos (en mg/L salvo que se indique de otra forma)

Parámetro	Criterio de calidad	
	Uso continuo	Uso ocasional
	5.00	20.00
Aluminio		
En suelos ácidos reduce la productividad, en suelos con pH > 5.5 se precipita y se elimina la toxicidad	0.10	2.00
Arsénico		
Su toxicidad varía de 0.05 mg/L para el arroz hasta 12mg/L para el pasto tipo Sudán	10 NMP/100mL	
Coliformes fecales	20.00	
Demanda Bioquímica de Oxígeno	20.00	
Sólidos Suspendidos Totales	10.00	
Turbiedad (UT)	0.10	0.50
Berilio		
Su toxicidad varía desde 0.5 mg/L para ciertos tipos de frijol hasta 5 mg/L para ciertas cales	1.00 ⁽¹⁾	2.00
Boro		
Esencial para el crecimiento de las plantas, dosis óptimas en un rango de décimas de mg/L, tóxicas a niveles de 1 mg/L para ciertas plantas como los cítricos		
Cadmio		
Tóxico para nabos, betabeles y frijoles en concentraciones hasta de 0.1 mg/L, se recomienda su control cuidadoso	0.10	0.05
Cromo		
Generalmente no se considera como elemento esencial para el crecimiento de las plantas. Poca información sobre su toxicidad	0.10	1.00
Cobalto		
Tóxico para tomates en concentraciones de 0.1 mg/Litros. Tiende a ser inactivo en suelos neutros o alcalinos	0.20	5.00
Cobre		
Tóxico para numerosas plantas en concentraciones de 0.1 a 1.0 mg/L	0.20	5.00
Fluoruros		
Inactivo en suelos neutros y alcalinos.	2.00	15.00
Fierro		
No tóxico en suelos aireados, pero puede contribuir a la acidificación de los suelos y a la pérdida de fósforo y molibdeno esenciales para las plantas	5.00	20.00
Plomo		
En concentraciones arriba de las recomendadas inhibe el crecimiento de las plantas	5.00	10.00

(1) 0.5 para frutales

(2) 0.075 para el riego de cítricos

(3) Rangos de sólidos disueltos:

< 700 Clase I, apta para la mayoría de cultivos

700 > 2 100 Clase II, depende de suelos y cultivo

> 2 100 Inaceptable en casi todos los casos

Tabla 9.7 Criterios de calidad para aguas de riego agrícola productos que se consumen crudos (en mg/L salvo que se indique de otra forma) (continuación)

Parámetro	Criterio de Calidad	
	Uso continuo	Uso ocasional
Litio	2.5 ⁽²⁾	2.50
Tolerado por la mayor parte de los cultivos hasta 5 mg/L, excepto cítricos para los cuales se recomienda concentraciones máximas de 0.075 mg/L; alta movilidad en el suelo		
Manganeso	0.20	10.00
Tóxico para muchos cultivos en suelos ácidos, en concentraciones de unas décimas a unos mg/L		
Molibdeno	0.10	0.05
Sin ser tóxico a las plantas, en concentraciones excesivas puede ser tóxico para el ganado alimentado con forrajes con exceso de molibdeno		
Níquel	0.20	2.00
Tóxico para numerosos cultivos en concentraciones de 0.5 a 1.00 mg/Litros. Su toxicidad se atenúa en suelos neutros o alcalinos		
pH		
Fenoles	6.0 – 9.0	
Selenio	50.00	
Tóxico a las plantas y al ganado alimentado con forrajes con concentraciones altas de selenio.		
	0.02	0.02
RAS		
Sólidos disueltos	< 18	
Sulfatos	⁽³⁾	
Vanadio	200.00	
Tóxico para numerosos cultivos en bajas concentraciones.		
	0.10	1.00
Zinc		
Existe un amplio ámbito de concentraciones tóxicas para distintos cultivos. Su toxicidad se atenúa en suelos neutros o alcalinos (pH > 6.0) o en suelos orgánicos o de textura fina.		
	2.00	10.00

(1) 0.5 para frutales

(2) 0.075 para el riego de cítricos

(3) Rangos de sólidos disueltos:

< 700 Clase I, apta para la mayoría de cultivos

700 > 2 100 Clase II, depende de suelos y cultivo

> 2 100 Inaceptable en casi todos los casos

Tabla 9.8 Clasificación de agua para riego

Clase de agua	Parámetros				
	Sodio (%)	Conductividad (mmhos/cm)	Boro (mg/L)		
			Cultivos sensi- bles	Cultivos semitolerantes	Cultivos tolerantes
Excelente	< 20	< 250	0.33	< 0.67	< 1.00
Buena	20-40	250-750	0.33-0.67	0.67-1.33	1.00-2.00
Permisible	40-60	750-2 000	0.67-1.00	1.33-2.00	2.00-3.00
Dudosa	60-80	2 000-3 000	1.00-1.25	2.00-2.50	3.00-3.75
Inaceptable	> 80	> 3 000	> 1.25	> 2.50	> 3.75

Tabla 9.9 Clasificación de aguas en función de la relación de adsorción de sodio (continuación)

Calidad del agua	RAS
Excelente	< 10
Buena	10 – 18
Regular	18 – 26
Mala	> 26

Tabla 9.10 Criterios de calidad del agua para uso industrial – enfriamiento de un solo paso (en mg/L salvo que se indique de otra forma)

Parámetro	Criterio de Calidad
Alcalinidad	500
Aluminio	1
Bicarbonatos	600
Calcio	200
Demanda química de oxígeno	75
Cloruros	600
Cobre	(1)
Dureza	850
Fierro	0.5
Manganeso	0.5
Fierro + Manganeso	0.5
Nitrógeno N-NH ₃	(1)
Grasas y aceites	No flotante
Oxígeno disuelto	Aerobico
pH	5.0-8.3
Sílice	50
Sólidos suspendidos	5 000
Sólidos disueltos	1 000
Sulfatos	680
Temperatura	(1)
Zinc	(1)

(1) Aceptable como se reciba

9.4.2. REÚSO INDUSTRIAL

9.4.2.1. Enfriamiento

Enfriamiento en un solo paso

El uso del agua residual tratada para fines de enfriamiento, es el mayor de los usos industriales del agua renovada en México. El agua de enfriamiento es empleada, ya sea para la condensación de vapor de agua, o para enfriamiento de agua caliente que es retornada al sistema que la apro-

vechó. En el caso del enfriamiento de un solo paso, el agua se utiliza una sola vez, y posteriormente, se descarga a su fuente de captación o a otro sistema, como el drenaje.

En vista de los grandes volúmenes de agua que se necesitan para este fin, se considera impráctica la modificación de la calidad del agua de enfriamiento mediante tratamiento. Aunado a esto, lo que debe evitarse en este tipo de sistemas, es el bloqueo del equipo con sólidos y la formación de películas bacterianas en el sistema

Tabla 9.11 Criterios de calidad del agua para uso industrial – enfriamiento con recirculación (en mg/L salvo que se indique de otra forma)

Parámetro	Criterio de calidad
Alcalinidad	350
Aluminio	0.1
Bicarbonatos	24
Calcio	50
Demanda Quím. de O ₂	75
Cloruros	500
Dureza	650
Fierro	0.5
Manganeso	0.5
Fierro + Manganeso	0.5
Magnesio	(1)
Nitrógeno N-NH ₃	(1)
Grasas y aceites	No flotante
Oxígeno disuelto	Aerobico
pH	5.0 – 8.3
SAAM	1
Sílice	50
Sólidos suspendidos	100
Sólidos disueltos	800
Sulfatos	200
Temperatura	(1)
Zinc	(1)

(1) Aceptable como se reciba

de enfriamiento, a demás del fomento de la reducción del potencial corrosivo del agua sobre las superficies que integran el sistema.

De acuerdo con lo anterior, en la Tabla 9.10 se presentan los criterios de calidad recomendables para este tipo de uso, haciendo la observación de que en algunos casos es necesaria la adición de, productos inhibidores de corrosión y de crecimiento biológico.

9.4.2.2. Enfriamiento con recirculación

El agua usada para enfriamiento con recirculación, también representa un volumen considerable del agua total que se emplea en la industria, la extracción de agua en este caso se reduce a

un 10 a 15 por ciento del agua en recirculación. Sin embargo, cuando el agua de enfriamiento es recirculada, los requerimientos de tratamiento de agua para este tipo de reúso son más críticos, además de que son indispensables las prácticas de purgado del agua en recirculación, lo que evita la acumulación de contaminantes, debido al proceso de evaporación que ocurre en el sistema. El tratamiento del agua para reúso, en este caso, se aplica al agua que sustituye a las purgas indispensables del proceso y requieren de mejor calidad que el agua de enfriamiento de un solo paso, debido a que el agua completa varios ciclos acumulativos de contaminantes antes de desecharse como agua de purga. En general, las bases que rigen la determinación de los criterios de calidad del agua renovada para este tipo de reúso son las siguientes:

- Que no forme depósitos en las superficies intercambiadoras de calor
- Que no sea corrosiva
- Que no contenga nutrientes en cantidades tales que produzcan crecimientos bacterianos en el sistema
- Que minimice la formación de espumas
- Que no deteriore la madera que integra las torres de enfriamiento

De acuerdo a lo precedente, en la Tabla 9.11 se muestran los criterios de calidad para este tipo de uso.

9.4.2.3. Generación de vapor

En plantas generadoras de energía eléctrica que emplean combustibles fósiles, se emplea agua de sustitución para la alimentación de calderas, para el remplazo de diferentes pérdidas que ocurren en el ciclo de vapor, derivadas de:

1. Purga de la caldera
2. Utilización del vapor para limpieza de algunos elementos de la caldera
3. Fugas en el sistema
4. Utilización del vapor para otros fines

Tabla 9.12 Criterios de calidad del agua para uso industrial alimentación de calderas (en mg/L salvo que se indique de otra forma)

Parámetro	Presión de Operación de la caldera (kg/cm ²)			
	(0 - 10.55 kg/cm ²)	(10.55 - 49.24 kg/cm ²)	(49.24 - 105.53 kg/cm ²)	(105.53 - 351.77 kg/cm ²)
Alcalinidad	350	100	40	1
Aluminio (óxido)	5	0.1	0.01	0.01
Bicarbonatos	170	120	48	0.5
Calcio	(1)	0.4	0.01	0.01
DQO	5	5	1	1
Cloruros	(1)	(1)	(1)	(1)
Cobre	0.5	0.05	0.05	0.01
Dureza	350	1	0.07	0.07
Fierro	1	0.3	0.05	0.01
Manganeso	0.3	0.1	0.01	0.01
Magnesio	(1)	0.25	0.01	0.01
Nitrógeno N-NH ₃	0.1	0.1	0.1	0.07
Oxígeno disuelto	2.5	0.007	0.007	0.007
pH (máx. - min)	7.0-10.0	8.2-10.0	8.2-9.0	8.8-9.4
SAAM	1	1	0.5	0.1
CTE	1	1	0.5	0
Sílice	30	10	0.7	0.01
Sólidos suspendidos	10	5	0.5	0.05
Sólidos disueltos	700	500	200	0.5
Sulfatos	(1)	(1)	(1)	(2)
Temperatura	(1)	(1)	(1)	(1)
Zinc	(1)	0.01	0.01	0.01

(1) Aceptable como se recibe

(2) Controlada por el tratamiento de otros parámetros

El agua para alimentación de todo tipo de calderas, se encuentra libre de material suspendido y con bajo contenido de oxígeno disuelto. Asimismo, los requerimientos de calidad del agua se vuelven más estrictos en cuanto más alta sea la presión de operación de la caldera, lo que previene la formación de depósitos y fallas en los componentes de las mismas.

Entre los parámetros de calidad del agua para este tipo de uso, los que se consideran más importantes son: sólidos disueltos y suspendidos, dureza, fierro, cobre, sílice y aceites.

En la Tabla 9.12 se presentan los criterios de calidad del agua para este tipo de uso, los que varían en función de la presión de operación de la caldera por alimentarse.

9.4.2.4. Procesos industriales

Industria alimenticia

Dentro de esta categoría, existen una gran cantidad de productos que demandan grandes volúmenes de agua. Entre éstos se encuentran: industria del azúcar, frutas y legumbres, enlatados y congelados, productos lácteos, empacadoras de carne y procesamiento de aves. Aunque no toda el agua tiene un uso consuntivo o es incorporada en el producto final. En la mayoría de los casos el agua se utiliza para lavado, blanqueado, pasteurización, limpieza de equipo, enfriamiento del producto final y para el transporte del producto dentro de la planta de procesamiento.

Los procedimientos de limpieza, aunque son variables, tienen como objetivo la limpieza de los productos crudos de: tierra adherida, jugos secos, insectos y residuos químicos. Usualmente

esto se lleva a cabo mediante el empleo de aspersores de alta presión.

El agua en este tipos de proceso se encuentra libre de cualquier materia que pudiera desagradar la calidad o integridad del producto alimenticio. Por lo consecuente, la calidad del agua empleada es de nivel potable, salvo en aquellos casos en donde el agua no entra en contacto con el producto, como es el caso de operaciones de enfriamiento.

En algunos casos es inclusive necesaria agua de mejor calidad que la potable (por ejemplo SDT < 100 para la fabricación de algunos dulces). La cantidad de bacterias presentes en operaciones de procesamiento de alimentos es particularmente importante y limita la cantidad de agua recirculada que puede usarse en la planta, debido a que los conteos microbianos aumentan con cada uso del agua. Asimismo, la concentración de ciertos parámetros químicos es particularmente baja cuando la presencia causa sabor, olor, coloración, depósitos o deterioro de calidad o cantidad de vitaminas de los productos alimenticios.

En la Tabla 9.13 se presentan los criterios de calidad del agua recomendados para este uso.

9.4.2.5. Industria de la celulosa y el papel

La producción de papel y similares depende de un abastecimiento de grandes volúmenes de agua. El agua en este tipo de industrias es empleada para el cocimiento y molienda de la madera, con el objetivo de la producción de la pulpa. En lavados sucesivos de la pulpa y para el transporte de la fibra de papel a través de los procesos de blanqueado, refinación y formación de celulosa y papel terminado. Asimismo, en

Tabla 9.13 Criterios de calidad del agua para uso industrial – alimentos y similares (en mg/L salvo que se indique de otra forma)

Parámetro	Criterio de calidad
Acidez	0
Alcalinidad	200
Arsénico	0.05
Bario	1
Cadmio	0.01
Coliformes totales NMP	2.2
Calcio	100
DQO	(1)
Cloruros	200
Cromo	0.05
Cobre	1
Color (unidades)	5
Cianuro	0.01
Dureza	200
Fluor	1
Fierro	0.2
Manganeso	0.1
Magnesio	50
N-NO ₃	10
N-NO ₂	0
Olor	0
pH	7.0-8.5
Fenoles	0.001
Selenio	0.01
Sílice	50
Plata	0.05
Sólidos suspendidos	10
Sólidos disueltos	500
Sulfatos	250
Sabor	0
Turbiedad	5
Zinc	5

(1) Aceptable como se reciba

este tipo de industrias, el agua se utiliza en la alimentación de calderas y el enfriamiento, usos ya discutidos anteriormente.

Entre los parámetros de mayor relevancia a considerarse en el empleo de agua renovada en este tipo de industrias, se encuentran, fundamentalmente: dureza, alcalinidad, turbiedad, color y fierro. Aunque otros contaminantes como: sólidos

suspendidos, manganeso, algas y bacterias pueden ser de importancia en ciertos casos.

La dureza en exceso interfiere con las operaciones de lavado, problemas en la formación de resinas y en los procesos de estabilización, provocando además, precipitados de carbonato de calcio. El control de pH y gases disueltos evita problemas de corrosión en los equipos. El

Tabla 9.14 Criterios de calidad del agua para uso industrial – en productos de papel y similares

Parámetro (mg/L)	Criterio de calidad
Alcalinidad	75
Dureza de calcio	50
Dureza de magnesio	5
Dureza total	100
Cloruros	75
CO ₂ , libre	10
Cloro residual	2
Fierro	0.1
Manganeso	0.05
Sílice	20
Sólidos disueltos	250
Turbiedad	25

color produce efectos adversos en la brillantez del papel, y es particularmente dañino cuando se produce papel blanco o teñido de alta calidad. Por otra parte, los sólidos suspendidos y la turbiedad afectan directamente el brillo y color del producto, interfieren con su textura y uniformidad y propician el crecimiento de lama, que provoca problemas de operación de la maquinaria empleada. Los criterios de calidad presentados en la Tabla 9.14 son los aceptados por la mayoría de las plantas productoras de celulosa y papel en los Estados Unidos y corresponden al rango de calidad necesario para la producción de papel, mediante los procesos de sosa y sulfitos.

9.4.2.6. Industria química

La industria química es el segundo mayor usuario de agua para fines industriales, empleando aproximadamente 60 o 70 por ciento en enfriamiento y el resto para fines directos de producción.

En el aspecto productivo el agua se utiliza para la separación de productos químicos, como medio para reacciones químicas, medio de transpor-

te, lavado, enjuague y como parte del producto final. Aunque a la fecha, en algunos casos, no se ha establecido una calidad mínima aceptable para el agua empleada en esta industria, esto se ha debido principalmente a que ha existido disponibilidad de agua suficiente de buena calidad para la misma, pero no significa que esta buena calidad es la mínima que pudiera usarse en muchos casos.

En general, en la industria química la necesidad del uso del agua de muy buena calidad es limitada, ya que sólo se demanda en aquellos casos en los que el uso del agua de menor calidad produce reacciones químicas desfavorables o cuando las características del producto final sean seriamente afectadas. Debido a la creciente y cada vez más grande cantidad de productos y procesos que componen a la industria química, los criterios de calidad que aquí se proponen son de tipo general, aunque de importancia en un programa de reúso que suministre agua de cierta calidad mínima a un grupo de industrias, de las cuales algunas requerirán proporcionarle tratamiento adicional dentro de sus plantas. Por lo tanto, no se recomienda el uso de estos valores de calidad para casos específicos.

Tabla 9.15 Criterios de calidad del agua para uso industrial en productos químicos y similares

Parámetro (mg/L)	Criterio de calidad
Alcalinidad	500
Bario	1
Bicarbonatos	600
Calcio	250
DBO	(1)
DQO	(1)
Cloruros	500
Color (unidades)	500
Dureza	1 000
Fierro	10
Manganeso	2
Magnesio	100
Nitrógeno N-NH ₃	1
Olor	1
pH	5.9 – 9.0
Oxígeno disuelto	1
Sílice	(1)
Sólidos suspendidos	10 000
Sólidos disueltos	2 500
Sulfatos	850
Temperatura	(1)

(1) Aceptable como se reciba

(*) Excepto para rayón y plásticos

Conforme a lo anterior, algunos parámetros coinciden con la mayoría de los requerimientos de calidad de la industria química, como es el caso de baja turbiedad, que indica que es el parámetro de control más demandado por la mayoría de los procesos. Otros parámetros que se incluyen son: sólidos disueltos totales, dureza, alcalinidad, fierro y manganeso. En la Tabla 9.15 se muestran los criterios de calidad recomendados para este tipo de uso.

9.4.2.7. Industria del petróleo

El proceso de refinación, dentro de la industria del petróleo e industrias conexas, es el que tiene el principal uso del agua, aunque más del 70 por ciento del agua se utiliza para refinamiento y 20 por ciento para procesos. Otros usos del agua en

esta industria son insignificantes en comparación con la refinación.

Los criterios de calidad presentados en la Tabla 9.16, representan aquellos que han sido generalmente aceptados por este tipo de industria en los Estados Unidos y que son recomendados por varias referencias consultadas.

9.4.2.8. Industria metal mecánica

La industria de metales primarios incluye todos aquellos establecimientos dedicados a: fundición y refinación de metales ferrosos y no ferrosos a partir de mineral, lingotes o chatarra. Así como al vaciado, forjado y otros productos misceláneos de dichos metales. Dentro de los metales ferrosos, la producción de hierro y acero

Tabla 9.16 Criterios de calidad del agua para uso industrial – productos del petróleo (en mg/L salvo que se indique de otra forma)

Parámetro	Criterio de calidad
Alcalinidad	300
Bicarbonatos	480
Calcio	100
DQO	1 000
Cloruros	300
Dureza	900
Fierro	0.3
Fierro + Manganeseo	0.3
Magnesio	80
Nitrógeno N-NH ₃	10
Nitrógeno N-NH ₂	8
Oxígeno disuelto	0.01
pH	6.0-9.0
Sílice	20
Sólidos suspendidos	30
Sólidos disueltos	1 000
Sulfatos	300
H ₂ S	0.5

Tabla 9.17 Criterios de calidad del agua para uso industrial metal – mecánico (en mg/L salvo que se indique de otra forma)

Parámetro	Criterio de calidad
Alcalinidad	(2)
Dureza total	100
Cloruros	100
Col. totales NMP	200
DBO	50
Fosfatos	15
Grasas y aceites	1
Metales pesados	Trazas
Orgánicos	Tan bajo como sea posible
Oxígeno disuelto	Aerobico
pH	6.0-9.0
Sodio	75
Sólidos sedimentables (mL/L)	5
Sólidos suspendidos	30
Sólidos disueltos	(1)
Temperatura (° C)	25

(1) Aceptable como se reciba

(2) Se controla mediante el tratamiento para otros

demanda la mayor cantidad del agua utilizada por este tipo de industria. Entre los metales no ferrosos destacan por su importancia el aluminio, cobre, zinc y plomo.

La calidad del agua requerida por este tipo de industria no es, por lo general, muy restrictiva. Los parámetros de calidad que se consideran importantes en esta industria son: sólidos sedimentables, suspendidos y disueltos, acidez y alcalinidad; dureza, pH, cloruros, oxígeno disuelto, temperatura, grasas, aceites y materia flotante.

La producción de cobre requiere de más agua que las otras y a la vez, demanda una mayor calidad. En este caso particular, el agua es baja en sólidos disueltos totales, calcio y cloruros. Las industrias metálicas de níquel, zinc y plomo no requieren de agua de menor calidad.

Ya que la mayor parte del volumen de agua empleado por la industria metálica es utilizado para metales ferrosos, los criterios de calidad que más se han desarrollado son para este tipo de industrias (Tabla 9.17). En este caso, las razones expresadas por la industria química, respecto a la calidad del agua a sumi-

nistrarse a la mayoría de los usuarios, tienen igual validez.

9.4.2.9. Servicios industriales

El agua renovada usada en servicios dentro de la industria, cumple con los mismos criterios de calidad que el agua para uso municipal, ya que dentro de esta categoría aquella se considera igual que el agua municipal. Si los servicios requieren de agua potable, el agua renovada cumple con los criterios de calidad para esta última.

Por lo anterior, los criterios de calidad del agua en este tipo de uso se muestran en las secciones correspondientes de reúso municipal y reúso directo, según sea el caso.

9.4.3. REÚSO RECREATIVO

9.4.3.1. Uso recreativo con contacto directo

Para este caso, el agua regenerada cumple con las siguientes condiciones:

- Apariencia agradable: sin sustancias tóxicas por ingestión o que produzcan

Tabla 9.18 Esperanza de vida en el agua

(Duración esperada en horas para adultos portando chalecos salvavidas e inmersos en agua a diferentes temperaturas)									
Duración (horas)	Temperatura (°C)								
	0	5	10	15	20	25	30	35	40
0.5	M	M	S	S	S	S	S	S	M
1	L	M	M	S	S	S	S	S	L
2	L	L	M	M	S	S	S	S	L
3	L	L	L	M	S	S	S	S	L
4	L	L	L	L	M	S	S	S	L

L – Letal, 100 por ciento de esperanza de muerte

M – Marginal, 50 por ciento de esperanza de pérdida de conciencia y muerte por ahogo

S – Sura, 100 por ciento de supervivencia

irritación de la piel o los ojos de los seres humanos

- Considerarse razonablemente libre de organismos patógenos

Por lo anterior, existen varios parámetros de calidad que se han tomado en cuenta en la propuesta de los criterios para este tipo de uso. Entre ellos sobresalen el número de coliformes y el pH.

Con respecto al contenido de coliformes, se han realizado estudios que han mostrado un incremento estadísticamente significativo de enfermedades en nadadores que han utilizado aguas con concentraciones de coliformes mayores a 2 300 NMP/100 mL, aunque también se han presentado casos de enfermedades a concentraciones menores.

Con respecto al pH, la condición ideal del agua es de 7.4 unidades, que corresponde al del fluido lagrimal del ojo. Sin embargo, por razones prácticas se ha recomendado un ámbito de 6.5 a 8.3 y 6.0 a 9.0, para aguas de baja y alta capacidad amortiguadora, respectivamente.

Otros parámetros de interés son: la temperatura, la composición química y la claridad del agua. Con respecto a la temperatura, este parámetro es de gran importancia, ya que los valores fuera del ámbito de 15 a 35° C producen graves problemas de tensión, inconsciencia e inclusive muerte de los nadadores. Tabla 9.18 se presenta un resumen de la esperanza de vida de adultos inmersos en aguas a diversas temperaturas y tiempos de exposición.

Las características químicas del agua para este tipo de uso son tales que no sean tóxicas y no produzca irritación de la piel, oídos o membra-

nas mucosas del individuo. También, ya que se reconoce el hecho de que se ingiere pequeñas cantidades de agua cuando se práctica la natación, se evita que el agua contenga compuestos tóxicos en caso de ingestión.

Por lo que respecta a la claridad del agua, es necesario que esta permita la distinción de profundidades y objetos en el fondo. Entre más clara sea el agua, más atractiva es para los usuarios. Por ello, la turbiedad es un parámetro de control necesario en este tipo de uso. Al igual que los nutrientes que causan crecimiento de malezas acuáticas, e interfieren con la claridad del agua, especialmente fósforo y en algunos casos, nitrógeno.

El olor y los sólidos sedimentables son otras consideraciones estéticas generales que forman depósitos en el fondo del cuerpo de agua empleado para este fin. Con respecto al olor, se minimiza mediante la producción de un efluente bien oxidado, que contenga suficiente oxígeno disuelto para que se mantengan condiciones aerobias. Tal es el caso de un efluente con una concentración de DBO menor de 20 mg/Litros. En el caso de los sólidos suspendidos, se considera que éstos no afectan cuando el efluente no excede de 20 mg/L de sólidos suspendidos.

De acuerdo con lo anterior, en la Tabla 9.19 se presentan los criterios propuestos para el uso recreativo con contacto directo.

9.4.3.2. Uso recreativo sin contacto directo prolongado

La diferencia de este uso con el uso de contacto directo, es exclusivamente el tiempo de contacto del individuo con el agua renovada. En este

Tabla 9.19 Criterios de calidad del agua para uso recreativo con contacto directo (en mg/L salvo que se indique de otra forma)

Parámetro criterio de calidad	Criterio de calidad
Crecimiento acuático	Virtualmente libre
Coliformes fecales NMP/100mL	200
Transparencia, profundidad secchi (m)	1.25
DQO	30
Color	Virtualmente libre
Materia flotante	Virtualmente Libre
Olor	Virtualmente Libre
Grasas y aceites	10
Nitrógeno total	6.5 – 8.3
pH	0.2
Fosfatos	Libre
Sólidos sedimentables	5
Sólidos suspendidos	35
Temperatura máx. (°C)	15
Temperatura mín. (°C)	

caso, no se espera que el individuo se sumerja en el agua, a excepción de razones causísticas. Este tipo de uso incluye remo, pesca y contacto ocasional derivado de las primeras actividades.

En términos generales, las condiciones de calidad son, en el caso sin contacto directo prolongado, mucho menos restrictivas que en el caso de contacto directo. Basando los criterios de calidad en que de las tres condiciones que deben de cumplirse para la recreación con inmersión del individuo, en el caso de contacto secundario, sólo la primera debe cumplirse, o sea la relativa a aspectos estéticos.

Considerando lo precedente, los factores que afectan la calidad estética del agua son: materia flotante, sólidos suspendidos y sedimentables, depósitos de lodos, formación de lama, crecimientos excesivos de maleza acuáticas, olor, color, sabor y turbiedad desagradables, grasas, aceites y natas visibles, agentes productores de espumas, excesiva acidez o alcalinidad produzcan corrosión de botes y muelles. Asimismo, el

contenido de bacterias es menos restrictivo, al permitirse valores hasta de 5 000 NMP/100 mL de coliformes totales.

En la Tabla 9.20 se presentan los criterios de calidad recomendados para este tipo de uso (6 y 8), de cuya observación induce, que un efluente secundario bien oxidado es capaz de cumplir con estos requerimientos de calidad.

9.4.4. REÚSO MUNICIPAL

9.4.4.1. Riego de áreas verdes, limpieza de calles e hidrantes

Entre los usos municipales no potables se encuentra el lavado de calles, coches y principalmente, riego de áreas verdes urbanas (parques y camellones). Aunque los céspedes y arbustos son, por lo general, más resistentes a muchos contaminantes que los cultivos agrícolas, algunos parámetros de calidad del agua para el riego urbano son más restrictivos que para el uso agrícola. Esto se debe principalmente, a consideraciones de

Tabla 9.20 Criterios de calidad del agua para uso recreativo sin contacto directo (en mg/L salvo que se indique de otra forma)

Parámetro criterio de calidad	Criterio de calidad
Crecimiento acuático	Virtualmente libre
Coliformes totales. NMP/100 mL	5 000
DQO	60
Materia flotante	Virtualmente libre
Olor	Virtualmente libre
Grasas y aceites	6.5 – 8.3
PH	Libre

peligro potencial a la salud pública, por la presencia de virus y bacterias en los aerosoles que se producen con el empleo de sistemas de aspersión para el riego urbano. También parámetros como sólidos suspendidos, grasas y aceites se consideran restrictivos en este tipo de uso, ya que es importante prevenir bloqueo en los sistemas de riego. De acuerdo con lo anterior, en la Tabla 9.21 se muestran los criterios de calidad del agua en este tipo de uso. Se menciona que en lo referente al parámetro de salinidad, se ha propuesto un máximo del 1 200 mg/L, el cual se considera apto para todo tipo de pastos. Sin embargo, se reconoce que existen pastos mucho más resistentes a este parámetro, por lo que se determina un criterio especial para cada tipo de pasto.

9.4.5. ACUACULTURA

9.4.5.1. Acuicultura en aguas frías

Los usos potenciales cubiertos en esta categoría, incluyen todo tipo de vida acuática asociada con actividades acuícolas de agua fría. La acuicultura de agua fría y la de agua caliente, difieren exclusivamente en la temperatura máxima permisible para su desarrollo, siendo esta de 18.2° C y 29.9° C para la primera y segunda, respectivamente.

Datos obtenidos en investigaciones realizadas con peces, pueden ser razonablemente extrapolados de manera que se incluya al resto de la vida acuática que exista bajo las mismas condiciones ambientales que los peces investigados. Esto pasa porque el efecto de uno o varios contaminantes en el medio acuático, y especialmente en los peces, se describe en términos de sus efectos letales sobre dichos organismos. Acepta en forma general que lo que es letal para los peces, tiene poca probabilidad de ser letal para otros organismos acuáticos.

Con relación a la terminología empleada en este tipo de usos, basta decir que: "concentración umbral" y "concentración limitante", son usados con frecuencia, pero erróneamente son intercambiados. La concentración umbral es el punto en el cual se produce por primera vez un efecto fisiológico; o dicho de otra forma, es el punto en el que el organismo no ha sido dañado, pero se empiezan a notar efectos ligeros. Una concentración limitante es aquella en la cual el organismo es notoriamente afectado.

La confusión antes descrita, finaliza con la terminología usada hoy día por los toxicólogos. Quienes definen el límite medio de tolerancia (LT50) o la concentración media letal (LC50).

Tabla 9.21 Criterios de calidad para agua de uso municipal riego de áreas verdes, limpieza de calles e hidrantes (en mg/L salvo que se indique de otra forma)

Parámetro	Criterio de calidad
Aluminio	5
Arsénico	0.1
Coliformes fecales NMP/100 mL	2.2
Demanda bioquímica de oxígeno	20
Sólidos suspendidos totales	15
Berilio	0.1
Boro	1 (1)
Cadmio	0.01
Cloruros	100
Cromo	0.1
Cobalto	0.05
Cobre	0.2
Fluoruros	2
Fierro	5
Plomo	5
Litio	2.5 (2)
Manganeso	0.2
Molibdeno	0.01
Níquel	0.2
pH	6.0 – 9.0
Fenoles	50
Grasas y Aceites	Libre de ellas
Selenio	0.02
RAS	< 18
Sólidos Disueltos	< 1 200
Sulfatos	200 a 400
Vanadio	0.1
Zinc	2

Cada uno de estos términos representa la concentración de contaminantes que producen la muerte del 50 por ciento de los peces, en un tiempo determinado, usualmente 96 horas.

Basándose en estos valores, la determinación de una norma de calidad implica la aplicación de un factor de seguridad. Este factor, definido como la relación entre la concentración recomendable y la letal (LC50), varía dependiendo del tipo de peces y de parámetros de calidad, desde 0.005 hasta 0.28, siendo el más común 0.02 (50 X LC50).

El agua para usos acuícolas maneja un valor de pH neutral (6.0 9.0), contiene oxígeno disuelto suficiente (> 5.0 mg/L) según la especie y presenta una conductividad relativamente baja (150 300 mh/cm), correspondiente a un ámbito de sólidos disueltos de 100 a 300 mg/L, y por debajo de 1 200 mg/L, y es baja en sólidos suspendidos y turbiedad, lo que permite el paso de la luz. Así mismo no excede una concentración de amoníaco en forma no ionizada de 0.02 mg/Litro.

La mayoría de las especies de peces generalmente sobreviven con concentraciones relati-

vamente bajas de oxígeno disuelto. Pero, en el establecimiento de criterios de calidad, resulta más apropiada la determinación de valores de oxígeno disuelto requeridos para el mantenimiento de diversos niveles de producción, desde el sostenimiento de la vida de los peces, hasta el aseguramiento de su producción y crianza. Esto normalmente se logra con un nivel mínimo de 5 mg/Litro.

Un factor determinante de la diversidad y abundancia de las especies acuáticas es la cantidad y calidad de los sólidos disueltos. Estos causan problemas osmóticos y toxicidad directa a partir de ciertos niveles. La dureza de las aguas superficiales es un componente de los sólidos disueltos totales, estando principalmente compuesta por iones de calcio y magnesio. Este parámetro se emplea como un índice general de calidad de agua. El agua dura, que es alta en iones de calcio y magnesio, reduce la toxicidad de muchos metales en organismos acuáticos y por el contrario, las aguas blandas aumentan esa toxicidad.

Los sólidos suspendidos y sedimentables afectan la penetración de la luz, la temperatura y la solubilidad del medio acuático. Las partículas suspendidas causan daños en las agallas de los peces, con las consecuentes circunstancias dañinas en sus funciones respiratorias y excretoras. Los sólidos sedimentables producen depósitos de lodo que, si contienen materia orgánica, reducen sustancialmente el oxígeno disuelto y el pH, produciendo gases dañinos para la vida acuática. De igual forma, las partículas suspendidas inhiben la penetración de la luz, lo que ocasiona incrementos indeseables de tempera-

tura en la superficie y reducción en la fotosíntesis. En el parámetro de sólidos suspendidos, se ha recomendado un máximo de 25 mg/L, lo que permite un alto nivel de producción de la vida acuática para estos fines.

El amoníaco en forma no ionizada ha sido un parámetro que se ha calificado como severamente tóxico en los peces, es por ello que la norma de calidad recomendada es de 0.02 mg/Litro. Ya que la forma no ionizada del amoníaco depende del pH y de la temperatura del agua, estos dos factores garantizan que no se exceda el valor recomendado. Existen otros parámetros, como los metales pesados, cuyos límites máximos recomendables también se incluyen en los criterios propuestos. En la Tabla 9.22 se presenta el resumen de los criterios recomendados para este tipo de uso.

9.4.5.2. Acuicultura en aguas calientes

La acuicultura en aguas calientes difiere de la de aguas frías solamente de dos aspectos. El primero, es la temperatura, la que en este caso se aumenta hasta 29.9° Celsius. En segundo lugar, la acuicultura en aguas calientes permite un nivel de oxígeno menor que la de agua fría. No obstante, la necesidad del mantenimiento de un nivel alto de producción para los peces en todas sus etapas de desarrollo mantiene el valor de 5 mg/L recomendado para el caso de agua fría. En la Tabla 9.23 se presenta el resumen de los criterios de calidad del agua recomendadas para este tipo de uso.

Tabla 9.22 Criterios de calidad para agua usada en la acuicultura – agua fría (en mg/L salvo que se indique de otra forma)

Parámetro	Criterio de calidad
Alcalinidad	C. N. + 25%
Arsénico	0.05
Bario	5
Berilio	0.011 – 1.1 ⁽¹⁾
Cadmio	0.0004 – 0.15 ⁽¹⁾
Cloro	0.002
Color	C. N. + 10%
Cromo	0.1
Cobre	0.01 – .04 ⁽¹⁾
Cianuro	0.005
Fluor	1.5
Fierro	0.004 – .15 ⁽¹⁾
Plomo	1
Manganeso	0.00005
Mercurio	0.05 – 0.4 ⁽¹⁾
Níquel	0.02 sin ionizar
Nitrógeno N-NH ₃	0.000001
Orgánicos (BPC)	Sin flotantes visibles
Grasas y aceites	5
pH	6.0 – 9.0
Fenoles	0.0001
Selenio	0.05
Plata	0.0001 – 0.00025 ⁽¹⁾
Sólidos suspendidos	25
Sólidos disueltos	2 000
H ₂ S	0.002
Temperatura (°C)	18.2
Turbiedad	C. N. + 10%
Zinc	0.05 – 0.6 ⁽¹⁾

(1) Depende de la dureza del agua.

C. N. Condiciones Naturales

9.4.6. RECARGA DE ACUÍFEROS

9.4.6.1. Por infiltración superficial

Una referencia útil para la recarga de acuíferos por infiltración superficial, es la norma de calidad mínima que cumple una fuente superficial de suministro para agua potable, la cual se presenta más adelante. De cumplirse con esta norma, la posible contaminación por la infiltración de aguas renovadas no es mayor que

la que naturalmente haya ocurrido. También se recomienda, que la calidad del agua a infiltrar sea al menos la misma a la del acuífero en donde se dispone dicha agua.

Respecto a este tema, existen varias recomendaciones de calidad de agua superficial para suministros de agua potable, en la Tabla 9.24 se muestra un resumen de ellas. Como referencia adicional, en la ciudad de Phoenix (Arizona, EUA), donde existe un sistema

Tabla 9.23 Criterios de calidad para agua usada en la acuicultura – agua caliente (en mg/L salvo que se indique de otra forma)

Parámetro	Criterio de calidad
Arsénico	0.05
Bario	5
Berilio	0.011 – 1.1 ⁽¹⁾
Cadmio	0.0004 – 0.15 ⁽¹⁾
Cloro	0.002
Color	C. N. + 10%
Cromo	0.1
Cobre	0.01 – 0.04 ⁽¹⁾
Cianuro	0.005
Fluoruros	1.5
Fierro	0.004 – 0.15 ⁽¹⁾
Plomo	1
Manganeso	0.00005
Mercurio	0.05 – 0.4 ⁽¹⁾
Níquel	0.02 sin ionizar
Nitrógeno N-NH ₃	0.000001
Orgánicos (BPC)	Sin flotantes visibles
Grasas y aceites	5
pH	6.0 – 9.0
Fenoles	0.0001
Selenio	0.05
Plata	0.0001 – 0.00025 ⁽¹⁾
Sólidos suspendidos	25
Sólidos disueltos	2 000
H ₂ S	0.002
Temperatura (°C)	29.9
Turbiedad	C. N. 10%
Zinc	0.05 – 0.6 ⁽¹⁾

(1) Depende de la dureza del agua

C. N. Condiciones Naturales

de recarga superficial de acuíferos con aguas residuales tratadas, en la Tabla 9.25 son los mostrados los criterios de calidad adoptados. Culp/Wesner/Culp, una empresa consultora de ingeniería de los Estados Unidos, en su estudio (de cuyo reporte son tomadas las referencias citadas en este capítulo) sobre

el reúso de agua renovada en 1979 para la Agencia de Protección Ambiental de los EUA (Environmental Protection Agency, EPA), previa revisión de experiencias anteriores, establece los valores de cumplimiento de un agua renovada para la recarga de acuíferos por infiltración superficial (Tabla 9.26).

Tabla 9.24 Criterios de calidad de fuentes superficiales de suministro de agua potable (en mg/L salvo que se indique otra forma)

Parámetro	Criterio de calidad
Arsénico	0.05
Coliformes fecales. NMP/100mL	2 000
Coliformes totales. NMP/100mL	20 000
Bario	1
Cadmio	0.75
Cloruros	250
Cromo	0.05
Color (unidades)	75
Cobre	1
Cianuro	0.2
Fluor	1.4 – 2.4 ⁽¹⁾
Fierro	0.3
Plomo	0.05
Manganeso	0.05
Mercurio	0.002
N-NH ₃	0.05
N-NO ₃	10
N-NO ₂	1
Olor	Libre de olor
Aceites	Virtualmente libre
CCE	0.3
BPC	0.001
Oxígeno ⁽²⁾	
Fenoles	0.001
Selenio	0.01
Plata	0.05
Sulfatos	250
Zinc	5
SAAM	0.5

(1) Varía con la temperatura máxima promedio anual

(2) Se recomienda una condición de saturación o cerca de ella

9.4.6.2. Por inyección directa

En la recarga de acuíferos por inyección directa, el agua llega a los acuíferos con la misma calidad con que sale de la planta de tratamiento. Si el acuífero se emplea en el suministro de agua potable, hay dos posibles criterios de ca-

lidad que han sido seguidos en el pasado en otros países. El primero, que la calidad del agua debe ser igual a la del agua potable, en cuyo caso se aplican los criterios de calidad mencionadas en el inciso de reúso directo, descrito anteriormente. El segundo criterio, es que el agua inyectada sea de una calidad

Tabla 9.25 Criterios de calidad para recarga superficial de acuíferos en la ciudad de Phoenix, EUA. (En mg/L salvo que se indique de otra forma)

Parámetro	Criterio de calidad
Arsénico	0.05
Coliformes fecales. NMP/100 mL	23
Bario	2
Cadmio	0.02
Cloruros	500
Cromo	0.15
Cobre	2
Cianuro	0.2
DBO	10
Fierro	0.1
Plomo	0.05
Manganeso	0.1
Mercurio	0.01
N-NH ₃	5
N-NO ₃	10
N-NO ₂	0
Olor	Virtualmente libre
Aceites	Virtualmente libre
Oxígeno	Aeróbico
pH	5.0 –9.0
Selenio	0.01
Plata	0.1
Sólidos suspendidos	10
Zinc	10
SAAM	0.5

mínima igual a la del agua del acuífero. Esta opción, sin embargo, considera también la presencia de trazas de contaminantes, que están presentes en el agua residual y que normalmente no son monitoreados en el agua subterránea.

9.4.6.3. Reúso directo

El uso del agua para fines potables se considera el más alto nivel de reúso que se alcanza, aunque existen otros que requieren de una calidad más estricta en muchos aspectos.

El reúso potable directo de aguas residuales tratadas, es una opción que es estudiada exhaustivamente antes de ponerse en práctica, debido, entre otras causas, a la escasa información disponible sobre los efectos a largo plazo de la ingestión de trazas de contaminantes, principalmente de origen sintético, que pueden encontrarse en las aguas residuales por la influencia de las descargas industriales. Los criterios mínimos de calidad que cumple el agua para este tipo de reúso son los criterios vigentes de agua potable. Pero aún el cumplimiento de estos criterios, por sí mismo, no garantiza la potabilización del agua pues que los criterios de agua potable no han

Tabla 9.26 Criterios de calidad de agua renovada para la recarga superficial de acuíferos (en mg/L salvo que se indique otra forma)

Parámetro	Porcentaje del tiempo que el agua renovada es menor que el valor indicado como norma de calidad		
	50%	75%	100%
Turbiedad (UNT)			1
Coliformes (NMP/100mL)	2		23
N-NH ₃	2	3	5
N-NO ₂	5	20	30
Fosfatos	2	3	5
Demanda química de oxígeno	10	12	15
SAAM	0.3	0.4	0.5
Cloruros	140		175
Sólidos disueltos totales	600	700	800
Dureza total (CaCO ₃)	200	300	400
Arsénico			0.05
Bario		1	2
Cadmio		0.01	0.02
Cromo			0.05
Cianuro		0.2	0.4
Fluor			1.5
Plomo		0.05	0.1
Selenio		0.01	0.05
Plata		0.05	
Mercurio		0.005	0.01
Cobre		1	2
Zinc		5	10

sido pensados para la eventualidad de reúsar en forma directa aguas residuales tratadas.

En la Tabla 9.27 se incluyen los llamados criterios primarios y secundarios de calidad, con que cumple el agua potable en los Estados Unidos, por considerarse que estos criterios incorporan una sólida base experimental y teórica.

Estos criterios se encuentran actualmente en proceso de revisión, precisamente en reconocimiento al serio riesgo de contaminación artificial de fuentes tradicionales de suministro de agua que presenta la intensa actividad industrial de los últimos años. En la Tabla 9.28 son los lis-

tados los parámetros adicionales de calidad que serán normados en la ley de los Estados Unidos.

9.4.7. INTERCAMBIO

9.4.7.1. Sectorial y regional

Los criterios de calidad para estos tipos de usos, son aquellos requeridos en el uso que se le tenga destinado el agua. En este caso, se refiere a los criterios de calidad de tal uso, de los aquí presentados. En la Tabla 9.29 se presenta un resumen de los criterios de calidad para las diferentes opciones de reúso descritos.

Tabla 9.27 Criterios de calidad para agua potable en los EUA (en mg/L salvo que se indique de otra forma)

Parámetro	Criterio de calidad
Normas primarias	
Arsénico	0.05
Bario	1
Cadmio	0.01
Cromo hexavalente	0.05
Fluoruros	1.4 – 2.4 ⁽¹⁾
Plomo	0.05
Mercurio	0.002
Nitratos (como N)	10
Selenio	0.01
Plata	0.05
Radios, pCi/l	5
Endrin	0.002
Lindano	0.004
Metrixicloro	0.1
Toxafeno	0.005
2, 4-D	0.1
2, 4, 5TP Silvex	0.01
Turbiedad (UT)	1 ⁽²⁾
Bacterias coliformes (colonias/100ml)	1 ⁽³⁾
Normas secundarias	
Cobre	1
Fierro	0.3
Manganeso	0.05
Sulfatos	250
Zinc	5
Color (unidades)	15
SAAM	0.5
Olor	3
Otros	
Trihalometano	0.1

(1) Varía con la temperatura máxima promedio anual

(2) Promedio mensual

(3) Promedio mensual (filtros de membrana)

Tabla 9.28 Contaminantes por regularse en la Ley de Agua Potable de los EUA

Orgánicos volátiles	
Tricloroetileno	Benzeno
Tetracloroetileno	Clorobenzeno
Tetracloruro de carbono	Diclorobenzeno
1, 1, 1 – Tricloroetano	Triclorobenzeno
1, 2 – Dicloroetano	1, 1 – Dicloroetileno
Cloruro de vinilo	trans – 1, 2 – Dicloroetileno
Cloruro de metileno	cis – 1, 2 – Dicloroetileno
Microbiología y turbiedad	
Coliformes totales	Virus
Turbiedad	Cuenta estándar
Giarda lamblia	Legionella
Inorgánicos	
Arsénico	Molibdeno
Bario	Asbestos
Cadmio	Sulfatos
Cromo	Cobre
Plomo	Vanadio
Mercurio	Sodio
Nitratos	Níquel
Selenio	Zinc
Plata	Talio
Fluoruros	Berilio
Aluminio	Cianuros
Antimonio	
Orgánicos	
Endrin	1, 1, 2 – Tricloroetano
Lindano	Vidato
Metoxicloro	Simazina
Toxafeno	PAH
2, 4 – D	Bifeniles Policlorados
2, 4, 5TP	Atrazina
Aldicarbo	Flalatos
Clordano	Acrilamida
Dalapon	Dibrocloropropano (DBCP)
Diquat	1, 2 – Dicloropropano
Endotal	Pentaclorofeno
Glifosato	Piclam
Carbofuran	Dinoseb
Alaclor	Dibromuro de Etileno
Epiclorhidrin	Dibromoetano
Tolueno	Xileno
Adipatos	Hexaclorociclopentadieno
2, 3, 7, 8 – TCDD (Dioxina)	

Tabla 9.29 Resumen criterios de calidad para las diferentes opciones de reúso

Parámetro	Agrícola crudos	Cocidos	Industrial 1 paso	Enfriamiento C/R	Alimentación	Química	Petroleo	Recreativo C/Contenido	S/Contenido	Municipal	Acuicultura	Recarga Longitud Superior	Recarga directa
Acidez					0								
Alcalinidad			500		200	500	300				C.N.+25%		
Aluminio	5	20	1	350						5			
Arsénico	0.1	2		0	0.05					0.1	0.05	0.05	0.05
Bario					1	1					5	1	1
Berilio	0.1	0.5								0.1	0.011-1.1		
Bicarbonato			600	24		600	480						
Azufre	1	2								1			
Boro			200	50	100	250	100						
Calcio	0.01	0.05			0.01					0.01	0.015	0.01	0.75
Cadmio					0.01						0.005	0.02	0.2
Cianuro											0.002		
Cloro				500	200	500	300			100		140	250
Cloruros	0.05	5								0.05			
Cobalto	0.2	5	600		1					0.2	.01-.04	1	1
Cobre	1 000	10						200	5 000	2.2		23	2 000
Coliformes fecales					2.2								20 000
Coli. Totales					5	500		Libre			CN +10%		75
Color	0.1	1			0.05					0.1	0.1	0.05	0.05
Cromo								Libre	Libre				
Crecimiento Acuatico					0.2								
CTE					0.2								
CCE		20	75	75	1	-1	1 000	30	60	20		10	
DBO													

Tabla 9.29 Resumen criterios de calidad para las diferentes opciones de reúso (continuación)

Parámetro	Agrícola crudos	Cocidos	Enfriamiento 1 paso	Enfriamiento C/R	Alimentación	Química	Petroleo	Recreativo C/Contenido	S/Contenido	Municipal	Acuicultura	Recarga Longitud Superior	Recarga directa
DQO			1	650	200	1 000	0					200	
Dureza	50	50			0.001		900			50			
Fenoles	5	20	850	0.5	0.2	10				5			
Hierro			0.5	0.5			0.3			0.0001			0.3
F + Mn	1	15					0.3			2	0.5		
Fluoruros								0.2				2	1.4
Fosfatos			(1)N	flot.				Libre	Libre	Libre	1.5.		2.4
G. y A.			o							e			
H ₂ S	2.5	2.5					0.5				No flot		Libre
Litio	0.2	10			0.1	2				2.5	0.002		
Manganeso			0.5		50	100				0.2			
Magnesio							80				1	0	0.05
Mercurio	0.01	0.05		1								5	
Molibdeno								Libre	Libre	0.1	0.00005		0.002
Mat. Flotante	0.2	2											
Níquel				1		1		10		20			
N-NH ₃			0.5		10		10				0.5 - 04	2	
N-NO ₃					0						0.02		0.05
N-NO ₂							8					5	10
Orgánicos (BPC)											0.000001		0.001
OD			Noflot	Aerobio		1	0.01				5		
Olor					0	1		Libre	Libre				Libre
pH	6.0	6.0 - 9.0			7	5.9 - 9.0	6.0 - 9.0	6.5 - 9.0	6.5	6.0	6.0 - 9-0		
Plata	9.0		5.0	5.0 - 8.3	8.5				8.3	9.0	0.00025	0.05	0.05
Plomo		10.00	8.3		0.05					5	0.004 - 0.15		0.05

Tabla 9.29 Resumen criterios de calidad para las diferentes opciones de reúso (continuación)

Parámetro	Agrícola crudos	Cocidos	Industrial 1 paso	Enfriamiento C/R	Alimentación	Química	Petroleo	Recreativo C/Contenido	S/Contenido	Municipal	Acuicultura	Recarga Longitud Superior	Recarga directa
RAS	5.00	< 18								<18			
SAAM	<18											0.20	0.50
Sabor				1									
Selenio		0.02			0					0.02	0.05	0.01	0.01
Slílice	0.02				0.01	1	20						
Sólidos disueltos		700	50	50	50	2 500	1			<120	2 000	600	
Sólidos sedimentables	2		1 000	800	500		0	Libre		0	25		
Sólidos suspendidos totales		20	5 000	100	10	0	30			15			
Sulfatos		200											250
Temperatura			1	0		1		1.25		400	9		
Transparencia, profundidad Secchi				1	5							1	
Turbiedad		1									CN+10%		
Vanadio	2		1							2			
Zinc				1							0.5 - 0.6		



10

IDENTIFICACIÓN Y ANÁLISIS DE PROCESOS

Dependiendo de los contaminantes por removerse de las aguas residuales, existe un número ilimitado de alternativas, diagramas de flujo o trenes de tratamiento, mediante el uso de las operaciones y los procesos unitarios analizados más adelante.

Es conveniente señalar que además de los factores presentados en la Tabla 10.1 también se consideran factores adicionales, tales como:

- Experiencias previas
- Políticas actuales de las dependencias reguladoras en la aplicación de métodos específicos de tratamiento
- Disponibilidad de equipos para métodos específicos de tratamiento
- Uso óptimo de las unidades existentes (en el caso de rehabilitación)
- Costos de construcción iniciales
- Costos futuros de operación y mantenimiento

10.1. NIVELES DE TRATAMIENTO

Para acondicionar las aguas crudas municipales a una calidad aceptable de aguas renovadas destina-

das a usos definidos se requiere de un tratamiento que aplique operaciones y procesos unitarios. El nivel de tratamiento es función, principalmente, de la calidad del agua cruda, del flujo y de los diversos niveles de calidad esperados en el efluente del tren de tratamiento, dependiendo del uso que se planea para las aguas renovadas.

A continuación se hace el análisis de la aplicabilidad y confiabilidad de diversas operaciones y procesos unitarios en la remoción de contaminantes en aguas residuales, con niveles de concentración semejantes a aquellos encontrados en las aguas residuales de origen municipal. Los procesos unitarios aquí analizados son los más empleados en sistemas de tratamiento de aguas residuales en todo el mundo. Algunos de los procesos terciarios aquí tratados no son tan comunes, pero sí han probado ser efectivos para la remoción de contaminantes específicos.

En la Tabla 10.2 se presenta un resumen cualitativo de las remociones de contaminantes específicos de los principales procesos de tratamiento. En la Tabla 10.3 y Tabla 10.4, con información obtenida de 12 distintas plantas de tratamiento de los Estados Unidos, se presentan sus resultados de operación.

Tabla 10.1 Factores importantes que deben de ser considerados en la selección, evaluación de operaciones y procesos unitarios de tratamiento

Factor	Observaciones
Aplicabilidad de procesos	La aplicabilidad de un proceso se evalúa de acuerdo con la experiencia, datos existentes de plantas de tratamiento y de plantas piloto. Si existen condiciones nuevas o poco comunes, es necesaria la realización de estudios experimentales
Ámbitos de flujos	Los procesos se diseñan con tolerancia de los ámbitos de flujo esperados. Por ejemplo, las zanjas de estabilización no son adecuadas para flujos extremadamente grandes
Variaciones de flujo	La mayoría de los procesos trabajan mejor con un flujo constante, sin embargo, se aceptan variaciones. Si la variación del flujo es demasiado grande, es necesaria la igualación o regulación del flujo
Características del afluente	Las características del afluente afectan al tipo de proceso por emplearse (químico o biológico) y a los requerimientos para una operación adecuada
Contaminantes inhibidores y persistentes	Se detectan los contaminantes presentes además de sus condiciones
Restricciones climatológicas	La temperatura afecta a la mayoría de los procesos químicos y biológicos
Eficiencias	La eficiencia de tratamiento es medida en términos de calidad del efluente, la cual es consistente con los requerimientos dados
Residuos producidos	Se conocen o estiman los tipos y cantidades de residuos sólidos, líquidos y gaseosos producidos. Es conveniente la realización de estudios en plantas piloto para la identificación de los residuos y su posible disposición
Restricciones en el manejo de lodos	Se determinan y conocen las posibles restricciones que hagan incosteable o inoperante el manejo de lodos. En cualquier caso, se selecciona un método de tratamiento solamente después de que los procesos y operaciones de manejo del lodo hayan sido estudiados
Restricciones ambientales	Factores ambientales tales como vientos predominantes y direcciones del viento, restringen el uso de ciertos procesos, especialmente cuando se producen malos olores
Requerimientos químicos	Se definen los recursos y las cantidades de químicos necesarios para un período largo de operación, y la ejecución exitosa de las operaciones o procesos unitarios
Requerimientos de energía	Si se requiere de sistemas de tratamiento económicos, se estiman los requerimientos de energía, así como sus costos futuros
Otros requerimientos de recursos	Se consideran los recursos adicionales para la implementación exitosa del tratamiento propuesto
Rehabilitación	Se determina si la operación del proceso es fácilmente afectada o si soporta cargas pico periódicas, así mismo se estima la influencia de estos eventos en la calidad del efluente
Complejidad	Es recomendable el conocimiento de la complejidad de la operación, bajo condiciones rutinarias y bajo condiciones de emergencia, tales como cargas pico, así como el de entrenamiento de los operadores para la operación adecuada del proceso
Procesos auxiliares requeridos	Los procesos de soporte requeridos, se determinan y evalúan y se determina para conocer cómo afectan la calidad del efluente, especialmente cuando se vuelven inoperantes
Compatibilidad	Se conoce si los procesos propuestos pueden usarse exitosamente con las unidades y procesos existentes, si es técnicamente posible la ampliación de la planta y si es posible la modificación del reactor

Tabla 10.2 Remoción esperada de contaminantes por proceso unitario de tratamiento

Parámetro	Proceso unitario de tratamiento															
	TP	LA	NI	FB	DB	CF	FA	AC	RA	II	OI	ES	RI	IP	CL	OZ
DBO	25-50%	>50%	>50%	>50%	>50%	>50%	25-50%	>50%		25-50%	>50%	>50%	>50%	>50%		0.25
DQO	25-50%	>50%	>50%	>50%		>50%	25-50%	25-50%	<25%	25-50%	>50%	>50%	>50%	>50%		>50%
SST	>50%	>50%	>50%	>50%	>50%	>50%	>50%	>50%		>50%	>50%	>50%	>50%	>50%		
N-NH ₃	0.25	>50%	>50%		>50%	0.25	25-50%	25-50%	>50%	>50%	>50%	>50%	>50%	>50%		
N-NO ₃							25-50%	0.25				25-50%				
Fósforo	0.25		>50%			>50%	>50%	>50%			>50%	>50%	>50%	>50%		
Alcalinidad						25-50%	>50%						25-50%			
Grasas y aceites	>50%	>50%	>50%			25-50%		25-50%				>50%	>50%	>50%		
Coliformes totales		>50%	>50%	0.25		>50%		>50%				>50%	>50%	>50%	>50%	>50%
SDT											>50%					
Arsénico	25-50%					25-50%	>50%	0.25								
Bario			0.25			25-50%	0.25									
Cadmio	25-50%	>50%	>50%	0.25	25-50%	>50%	25-50%	0.25						0.25		
Cromo	25-50%	>50%	>50%	0.25	>50%	>50%	25-50%	25-50%								
Cobre	25-50%	>50%	>50%	>50%	>50%	>50%	0.25	25-50%						>50%		
Fluor						25-50%		0.25								
Hierro	25-50%	>50%	>50%	25-50%	>50%	>50%	>50%	>50%								

Tabla 10.2 Remoción esperada de contaminantes por proceso unitario de tratamiento (continuación)

Parámetro	Proceso unitario de tratamiento															
	TP	LA	NI	FB	DB	CF	FA	AC	RA	II	OI	ES	RI	IP	CL	OZ
Plomo	>50%	>50%	>50%	25-50%	>50%	>50%	0.25	25-50%					25-50%			
Manganeso	0.25			0.25		25-50%	>50%	25-50%			>50%					
Mercurio	0.25	0.25	0.25	0.25	>50%	0.25	25-50%	0.25								
Selenio	0.25	0.25	0.25			0.25	>50%	0.25								
Plata	>50%	>50%	>50%	25-50%		>50%		25-50%								
Zinc	25-50%		>50%	>50%	>50%	>50%		>50%						>50%		
Color	0.25			0.25		>50%	25-50%	>50%			>50%	>50%	>50%	>50%		>50%
SAAM	25-50%	>50%	>50%	>50%		25-50%		>50%			>50%	>50%	>50%	>50%		0.25
Turbiedad	25-50%	>50%	>50%	25-50%		>50%	>50%	>50%			>50%	>50%	>50%	>50%		
COT	25-50%	>50%	>50%	25-50%		>50%	25-50%	>50%	<25%	<25%	>50%	>50%	>50%	>50%	>50%	>50%

Tabla 10.3 Relación de plantas de tratamiento empleadas en el análisis de variabilidad de eficiencias de remoción de contaminantes, para los diversos procesos analizados

Fuente de información	Origen de aguas residuales	Observaciones
A San Francisco-North Point and Southeast	Doméstico, comercial e industrial	Estudio piloto con tres trenes 1 biológico + Físico-químico y 2 Físico-químico
B San Francisco. Southeast	Doméstico e industrial	
C. San Francisco. Richmond Sunset	Doméstico	
D. El Lago, Texas	Doméstico y comercial	Estudio piloto con filtros rociadores (roca)
E. Dallas, Texas. Dallas	Doméstico, comercial e industrial	Filtros rociadores y proyecto de demostración de reúso potable
F. Rosemont, Minnesota	Doméstico	Planta de demostración física química
G. Contra Costa County. Sanitation District California	Doméstico, comercial e industrial	Tratamiento avanzado. Biológico y físico-químico
H. Blue Plains, Washington, D.C.	Doméstico, comercial e industrial	Estudio piloto. Físico-químico con nitrificación-desnitrificación
J. Colorado Springs, Colorado	Doméstico y comercial	Lodos activados y físico-químico
K. Milwaukee, Wis. South Shore	Doméstico, comercial e industrial	Lodos activados con adición de químicos
L. Orange Country, California Water Factory 21	Efluentes secundarios	Tratamiento avanzado, proceso físico-químico
M. Boulder, Colorado	Doméstico y comercial	Filtros rociadores
N. Gladstone, Michigan	Doméstico	Discos biológicos con adición de químicos
O. Columbus, Indiana	Doméstico y comercial	Nitrificación con discos biológicos y adición de químicos
P. Tahoe-Trukee Sanitation Agency, California	Doméstico	Lodos activados con oxígeno puro y tratamiento terciario físico-químico
Q. Phoenix, Arizona Flushing Meadows	Efluentes secundarios	Recarga de acuíferos por infiltración de alta tasa

10.1.7.1. Pretratamiento y tratamiento primario

En el pretratamiento, el agua cruza rejillas que retienen sólidos de tamaño mayor al de la abertura de las mismas. El material retenido se remueve, mecánica o manualmente, para su disposición final. Enseguida desmenuzadores, son equipos mecánicos provistos de cuchillas cortan en pedazos pequeños el material que acompaña al agua residual, permitiendo su paso al siguiente proceso. Después de los procesos anteriores (ya sea uno, otro, o los dos), el agua se conduce a una unidad de desarenado, en donde se remueven arenas, gravas y otros sólidos pesados inertes, para la protección de los equipos (especialmente las bombas) aguas abajo de este proceso, lo que también evita la formación de depósitos

indeseables en tuberías y tanques. Las arenas aquí recolectadas se disponen en general como desechos sólidos.

En el pretratamiento los requerimientos de operación son:

- Las rejillas se limpian continuamente, o si son mecánicas, se brinda servicio al equipo en forma regular
- Los desmenuzadores requieren de mayor atención, ya que en ocasiones están sujetos a obstrucciones, además, sus navajas requieren afilarse periódicamente
- En los sistemas de desarenado, los equipos mecánicos se revisan y son sujetos a mantenimiento preventivo periódicamente

Tabla 10.4 Características de las aguas residuales tratadas en algunas de las plantas de la Tabla 4.5 (concentraciones en mg/L, salvo que se indique otra)

Parámetro	Planta de tratamiento según su referencia en la Tabla 4.5												
	A	B	C	D	E	F	G	H	M	N	O	P	Promedio
DBO	216	297	144	161	191	206	203	82	217	109	239	103	181
DQO	598	871	321	287	417	467		204	378	80		206	417
SST	193	406	153	195	209	232	214	106	64	15.9	341	108	192
N-NH ₃	13.8	15	18	24	16.4	35		15.6			29.3	19	20
N-NO ₃	1.52	0.21	0.09										0.61
N-orgánico	7	15.3	14	13.5	13.5								13
Ortofosfatos	3.4	3	3.3			8.7	9.7	13					6.9
Fósforo total	7.2	9.6	7.8	13.6		11.7	9.9	132				5.96	9.4
Alcalinidad	143	124	91	345		426	215						211
Grasas y aceites	35	104	44										61
pH (unidades)	7	7.2		7.6	7.2	7.6							7.3
Arsénico	0.003	0.004	0.008		0.02			0.02					0.0011
Bario	0.136	0.041	0.14		0.7			0.16					0.235
Cadmio	0.004	0.006	0.002		0.016	0.02		0.002	0.005				0.008
Cromo	0.56	0.213	0.029		0.114			0.015	0.07				0.167
Cobre	0.156	0.217	0.067		0.142	0.08		0.058	0.1				0.117
Fluor	1.36	0.9	0.6					0.6					0.864
Fierro	3.54	2.78	1.24			1.43							2.25
Plomo	0.206	0.203	0.1		0.193			0.017	0.14				0.143
Manganeso	0.111	0.195	0.044		0.08			0.154					0.117
Mercurio	0.004	0.003	0.003		0.001			0.001	0.66				0.112
Selenio	0.005	0.001	0.014					0.005					0.006
Plata	0.044	0.034	0.013		0.016			0.004					0.022
Zinc	0.641	1.195	0.193		0.227	0.27		0.125	0.13				0.397
Edrin (ppb)		0.007	0.003										0.005
Lindano (ppb)	0.021	0.7	0.06										0.26
Metoxicloro (ppb)	0.2	0.08	0.027										0.102
Toxafeno (ppb)	0.001	0.002	0.001										0.001
2, 4-D (ppb)	0.017	0.4	0.04										0.152
2, 4, 5 –TP silvex (ppb)	0.12	0.14	0.07										0.11
COT	100	171	73			106		63					103
Dureza	389	672	84			302							362
Color (U.Pt -Co)	39	55	108										67
Turbiedad (UNT)	91	152	78										107
SAAM	1.81	1.53	2.8					2.5					2.16
Sólidos disueltos totales	1 918	5 259	554										2 577

En la sedimentación primaria se remueven los sólidos, ya sean sedimentables o flotantes, contenidos en el agua residual. Los sólidos sedimentables se recolectan con rastras localizadas en el fondo del tanque. Grasas, aceites y otros materiales flotantes, también se remueven en esta unidad por medio de desnatadores localizados en la superficie. Los lodos producidos en este proceso se espesan, desaguan o digieren biológicamente para su deposición final en el suelo o en rellenos sanitarios.

La separación de sólidos en el proceso de sedimentación primaria incrementa su eficiencia si se adicionan ciertos productos químicos como cal, alumbre, sales de fierro o polímeros, mismos que actúan como coagulantes e incrementan las eficiencias de remoción, no sólo de los sólidos sedimentables, sino también del fósforo y ciertos metales pesados.

Una ventaja del tratamiento primario es que requiere relativamente poca atención durante su operación. Los colectores de lodos primarios y el equipo de bombeo existente están sujetos a un mantenimiento preventivo lo que evita fallas de emergencia.

La atención preferente del operador se enfoca al control de la extracción intermitente de los lodos primarios, lo que asegura que estos sean removidos del sistema en forma adecuada. Cualquier falla en el proceso de tratamiento primario conduce a una reducción de las eficiencias de los procesos procedentes en el tren de tratamiento, o a la descarga de aguas residuales sin tratamiento.

En la Tabla 10.5 se presentan las eficiencias promedio de remoción de contaminantes con tratamiento primario. Estas eficiencias se obtuvieron

de algunas de las plantas indicadas en la Tabla 10.3 según la relación que se muestra al pie de la tabla. Como se observa en dicha tabla, la DBO se reduce en aproximadamente 40 por ciento. Los sólidos suspendidos, las grasas y aceites en 60 por ciento, y la remoción de metales pesados varía del 30 al 50 por ciento. La confiabilidad del tratamiento también ha sido evaluada y las distribuciones de probabilidad específicas para cada parámetro medido se presentan en porcentajes para 10, 50 y 90 por ciento.

Estos valores de remoción esperada del proceso, son importantes en la estimación del funcionamiento a largo plazo y en el establecimiento de normas de calidad del agua.

Se menciona que las eficiencias aquí indicadas no incluyen los beneficios que se derivan con la adición de coagulantes químicos en el proceso.

También se señala que si no se consideran flujos pico o de tormenta en el diseño de los tanques de sedimentación primaria, se generan fluctuaciones en la calidad del efluente primario.

10.1.7.2. Lodos activados

Los lodos activados son un proceso biológico en el cual la materia orgánica se utiliza como alimento por los microorganismos. Este proceso se logra mediante la agitación y aireación de una mezcla de aguas residuales y lodos biológicos (microorganismos). Los sólidos son posteriormente separados en tanques de sedimentación y una fracción es retornada de acuerdo a las necesidades propias del proceso al tanque de aireación. Existen numerosas variantes del proceso de lodos activados, entre ellas se encuentran las que a continuación se mencionan.

Tabla 10.5 Tratamiento primario eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	41	66	42	15
DQO	40	65	37	18
SST	53	78	56	24
N-NH ₃	18	36	15	2
Fósforo	21	43	15	5
Alcalinidad	+	+	+	+
Grasas y aceites	62	94	65	30
Arsénico	40	-	40	-
Cadmio	39	75	37	5
Cromo	45	81	49	6
Cobre	48	78	51	16
Fluor	x	x	x	x
Fierro	42	89	37	0
Plomo	51	85	51	17
Manganeso	23	52	17	0
Mercurio	8	-	8	-
Selenio	0	0	0	0
Plata	51	82	51	21
Zinc	36	66	35	7
Color	18	43	12	0
SAAM	13	-	13	-
Turbiedad	30	55	30	6
COT	33	-	33	-

* De las plantas A, B y E, de la Tabla 10.3.

x Información no concluyente - datos insuficientes.

+ Incremento o remoción poco significativa.

10.1.7.3. Flujo pistón

Los reactores de lodos activados convencionales se diseñan para un flujo hidráulico tipo pistón a través del reactor, inyectando aire continuamente a lo largo del tanque. La operación de este sistema se modifica para la variación de la inyección del aire, con cantidades mayores a la entrada, donde la demanda es mayor.

10.1.7.4. Mezcla completa

Este tipo de reactores se diseñan para que los flujos del afluente y el retorno de lodos sean introducidos al tanque de aireación. Las concentraciones de alimento, microorganismos y aire son uniformes en todo el tanque, haciendo el proceso más estable bajo condiciones de cargas pico.

10.1.7.5. Aireación por pasos

La aireación por pasos es una variación del flujo pistón, en el cual el afluente y el aire son alimentados al reactor en diversos puntos a lo largo del proceso, resultando con esto un aprovechamiento más eficiente del oxígeno suministrado. En este sistema es posible recibir cargas de DBO más altas, ya que los orgánicos solubles son removidos en un período relativamente corto de tiempo.

10.1.7.6. Oxigenación con oxígeno puro

Una variante del proceso que recientemente ha sido aceptada, es la correspondiente al empleo de oxígeno puro en lugar de aire. Esto permite el uso de una mezcla más concentrada de sólidos en el reactor, y consecuentemente reduce los tiempos de aireación.

10.1.7.7. Aireación extendida

El sistema de tratamiento mediante aireación extendida es también una variante del proceso de lodos activados. Se caracteriza por tiempos de aireación más largos y cargas uniformes de DBO y sólidos suspendidos en todo el reactor. El largo período de aireación (usualmente 24 horas), así como la alta concentración de sólidos suspendidos en el licor mezclado, llevan a los microorganismos a un estado de respiración endógena, produciendo un efluente altamente nitrificado.

10.1.7.8. Zanjas de oxidación

Para plantas grandes (hasta unos 500 L/s) una variante de la aireación extendida son las zanjas de oxidación. Una ventaja de esta modalidad, es que los lodos producidos por el sistema están al-

tamente estabilizados al haber sido digeridos en condiciones aerobias en el proceso. Por lo que no requieren tratamiento adicional, con excepción de secado, antes de su disposición final.

En términos generales, el proceso de aireación extendida es recomendable pues su operación es fácil, produce lodos mineralizados y por el gran volumen del reactor. Esto asimila fluctuaciones en la carga hidráulica u orgánica, que en un sistema convencional causa perturbaciones en el proceso biológico.

Independientemente del tipo de sistema de lodos activados que se utilice para tratamiento biológico, las unidades de sedimentación secundaria, situadas aguas abajo del tanque de aireación, son elementos críticos en el funcionamiento del sistema en su conjunto. La mayor parte de la DBO arrastrada por el efluente de la planta de tratamiento, es atribuida al arrastre de sólidos en el sedimentador secundario, por lo que una buena separación de sólidos en el proceso de sedimentación es esencial para la producción de un efluente de buena calidad.

El sistema de lodos activados es el método más común de tratamiento secundario a las aguas residuales. Generalmente es el proceso final de un sistema de tratamiento, seguido exclusivamente de desinfección, o un proceso intermedio seguido de tratamiento terciario, cuando se requiera de un efluente de mejor calidad.

Los tanques de aireación y sus unidades de sedimentación secundaria son de fácil operación, siempre y cuando hayan sido bien diseñados. El equipo mecánico incluye: aireadores superficiales mecánicos, o sopladores y difusores sumergidos, y rastras para la acumulación de los lodos sedimentados en el tanque de sedimentación

secundaria. Por otro lado un mantenimiento rutinario, hará más fácil la operación de las unidades de tratamiento.

Desde el punto de vista operativo, en el proceso de lodos activados, se pone especial atención a la tasa de producción de lodos y al contenido de oxígeno disuelto en el reactor. Con estos dos parámetros, se cuenta con una base adecuada para la evaluación del sistema o, en su caso, la realización de las modificaciones correspondientes, como ajustes en la tasa de retorno de lodos del sedimentador secundario al tanque de aireación, o la purga de los mismos.

10.1.7.9. Eficiencias

El proceso de lodos activados se emplea principalmente para la remoción de la materia orgánica presente en las aguas residuales. Cuando el proceso es seguido de tanques de sedimentación secundaria. Se requiere una porción significativa de sólidos suspendidos. En general, la remoción esperada del proceso de lodos activados se juzga en función de la remoción de DBO, DQO y sólidos suspendidos, aunque la remoción de otros parámetros es relevante en este sistema. En la Tabla 10.6 se presentan las remociones promedio de este proceso para las plantas analizadas, las que coinciden en general con las publicadas en la literatura respectiva. La remoción de DBO es cercana al 90 por ciento, y la de los sólidos suspendidos cercana al 80 por ciento. Se menciona que estas remociones son mayores para sistemas completamente mezclados y menores para los de flujo pistón. También, en el proceso ocurre una nitrificación parcial, alcanzándose valores de remoción de $N-NH_3$ de 30 por ciento. El grado de remoción de este compuesto depende del diseño y la forma de operación del proceso.

En cuanto a los metales pesados, la mayoría de estos se remueve en cierto grado y algunos pocos en porcentajes significativos. En este caso existen dos mecanismos fundamentales que intervienen en su remoción: (a) la precipitación de hidróxido de los metales y (b) la adsorción de los metales en los lodos activados.

Con respecto a la confiabilidad del proceso, la Tabla 10.6 exhibe los porcentajes del 10, 50 y 90 por ciento, calculados para las eficiencias de remoción, en forma similar a como se explicó para el tratamiento primario. En esta tabla puede observarse, en términos generales, que el proceso de lodos activados tiene un alto grado de confiabilidad. Se destaca que, en gran medida, la confiabilidad del proceso de lodos activados se ve afectada en forma relevante por el diseño y operación adecuados del sistema de clarificación que los compone, ya que la pérdida de lodos en los sedimentadores afecta severamente la calidad del efluente del proceso. La aireación extendida no sólo remueve cantidades elevadas de DBO y SS de las aguas residuales, sino que también es muy eficiente para la reducción del nitrógeno amoniacal a niveles bajos. Consecuentemente, los niveles esperados de nitratos en el sistema son altos (Tabla 10.6). En cuanto a los demás parámetros, la eficiencia de la aireación extendida es comparable a la de los lodos activados, y es por ello que los valores de remoción esperados son los mismos que se indican en dicha tabla.

En cuanto a su confiabilidad, el proceso de aireación extendida se considera muy confiable, y no se ve afectado en gran medida por variaciones estacionales, de caudal o de calidad del afluente. Su empleo se encuentra determinado por la disponibilidad del terreno para la ubicación de las instalaciones necesarias. En la Ta-

bla 10.6 se presentan los porcentajes calculados para este proceso, en lo relativo a los principales parámetros en los que este es más eficiente que el de lodos activados.

10.1.7.10. Nitrificación

El nitrógeno reducido se encuentra presente en las aguas residuales en dos formas: nitrógeno

Tabla 10.6 Lodos activados y aireación extendida eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio*	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	88	97	93	74
DQO	67	87	67	47
SST	67	87	71	43
N-NH ₃	58	80	60	35
Aireación extendida				
DBO	94	--	94	--
SST	94	--	94	--
N-NH ₃	98	--	98	--
N-NO ₃	+	+	+	+
Fósforo	39	58	41	18
Alcalinidad	59	69	61	47
Grasas y aceites	80	99	86	56
Arsénico	18		35	0
Bario	32	62	34	0
Cadmio	52	86	53	16
Cromo	74	89	75	57
Cobre	75	93	77	55
Fluor	x	x	x	x
Fierro	71	89	75	50
Plomo	67	86	70	45
Manganeso	32	62	29	6
Mercurio	14	31	11	0
Selenio	13	26	12	0
Plata	73	95	86	37
Zinc	46	71	49	17
Color	47	71	50	20
SAAM	63	--	63	--
Turbiedad	85	94	89	73
COT	81	99	81	62

* De las plantas A, B, E, K y P, de la Tabla 4.5

x Información no concluyente; - Datos insuficientes

+ Incremento, o remoción poco significativa

amoniaco y nitrógeno orgánico. La remoción de nitrógeno amoniacal es de gran importancia debido a sus efectos bioestimulativos al ser liberarse al medio ambiente.

La nitrificación, que es la oxidación del nitrógeno amoniacal a nitrógeno de nitratos, se lleva a cabo mediante el empleo de procesos de tratamiento biológico. Para este caso, se han empleado sistemas de nitrificación de una y dos etapas. Sin embargo, el proceso de lodos activados convencional es el más efectivo de los sistemas de una sola etapa, cuando se requiere nitrificación, después de que ha tenido lugar la remoción de carbono orgánico. En este caso, tanto los tiempos de aireación y de retención de los sólidos en el reactor, se incrementan y dan lugar al desarrollo de las bacterias que llevan a cabo el proceso de nitrificación, cuyo crecimiento es más lento que el de las necesarias para llevar a cabo la remoción de la demanda bioquímica de oxígeno.

Los sistemas de aireación extendida son también eficientes en nitrificación, siempre y cuando se lleva a cabo un adecuado control en el manejo de sólidos en el sistema.

La nitrificación en dos etapas implica la utilización de dos reactores separados de aireación: uno para la remoción de materia carbonácea, y la otra para la remoción de nitrógeno. Este sistema se usa fundamentalmente en climas fríos, en los que el sistema de nitrificación se ve seriamente reducido en el invierno. Entonces, es necesario el enriquecimiento del el segundo reactor con bacterias nitrificantes, lo que contrarresta el efecto de las bajas temperaturas.

Desde el punto de vista operativo. Los sistemas de nitrificación son prácticamente iguales a los lodos activados convencionales. En este caso, la

clave de una operación exitosa del sistema es el control del pH y de variaciones en la temperatura, ya que cualquiera de estos dos factores reduce la tasa de nitrificación. El pH es de 8.5 unidades. Para el logro de un buen funcionamiento de este sistema en climas fríos, es necesario el incremento, tanto el tiempo de retención como de la tasa de recirculación de lodos. Asimismo, debido a la mayor sensibilidad de las bacterias que intervienen en este proceso a compuestos orgánicos y metales pesados, es importante un buen control de la calidad del agua del afluente al sistema.

10.1.7.11. Eficiencias

El objetivo de un proceso de nitrificación, es la remoción de nitrógeno amoniacal del efluente, así como la remoción de DBO, SS y metales pesados en forma similar al proceso de lodos activados. La Tabla 10.7 resume los promedios de remoción de unidades diseñadas para nitrificación de aguas residuales.

En cuanto a la confiabilidad del proceso, la Tabla 10.7 exhibe los porcentajes calculados en las plantas analizadas. El nitrógeno amoniacal presenta una alta confiabilidad de remoción, aunque en los otros parámetros esta puede compararse con el proceso de lodos activados.

10.1.7.12. Filtros rociadores

Los filtros rociadores constituyen un sistema de tratamiento biológico de aguas residuales, con la biomasa adherida en un medio fijo. En su forma más general, este medio fijo lo constituye un lecho de piedras empacadas de 1 a 3 metros (3 a 10 pies) de altura, en las que se adhieren y desarrollan los microorganismos que intervienen en

el proceso de oxidación de la materia orgánica ante la presencia del aire. En estas unidades, el agua residual es rociada sobre el lecho filtrante y percola a través de este para recolectarse en el fondo.

Al paso de las aguas residuales por el medio filtrante, en las piedras se forma una película bacteriana que aprovecha la materia orgánica contenida en las aguas residuales como alimento al entrar en contacto con ella. La película bacteriana se va volviendo cada vez mas gruesa y los microorganismos se ven limitados en la cantidad de alimento que reciben y eventualmente mueren, siendo arrastrados por el flujo. Debido a lo anterior, es necesaria la presencia de sedimentadores secundarios después de los filtros, que retengan los sólidos arrastrados del proceso.

En algunos casos se recircula el efluente del sedimentador secundario al filtro rociador, o el agua del efluente del propio filtro lo que proporciona tratamiento adicional y mantiene húmedo el medio filtrante.

Avances recientes en tecnología de materiales, han permitido la sustitución del medio filtrante convencional (piedra) por elementos plásticos.

Su peso y diseño permiten incrementar la profundidad del filtro hasta 6 o 7 metros, reduciendo considerablemente el área requerida para su implementación.

Los filtros rociadores son el sistema biológico más sencillo en términos de operación, ya que con una observación adecuada de las características del afluente lo que evita la llegada de cargas pico se garantiza una eficiencia confiable del sistema. En cuanto a los sedimentadores secundarios, las dificultades de operación son esencialmente las mismas que para los sistemas biológicos descritos previamente.

10.1.7.13.Eficiencias

Los filtros rociadores son eficientes para la remoción de materia orgánica de las aguas residuales, aunque la calidad del efluente obtenido con este proceso no es tan alta como la obtenida con el proceso de lodos activados. Además, la remoción de otros contaminantes, como metales pesados e inorgánicos, es menor.

En la Tabla 10.8 se presentan las remociones promedio de las plantas analizadas. Comparando estos resultados con los obtenidos con el

Tabla 10.7 Nitrificación en medias suspendidas, eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio*	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	75	88	65	21
DQO	56	77	60	36
SST	61	81	58	17
N-NH ₃	97	99	97	94
Fósforo	50	64	50	9
Turbiedad	89	--	89	--
COT	73	80	70	42

* De las plantas D, G y H, de la Tabla 4.5.

x Información no concluyente; - Datos insuficientes.

+ Incremento; o remoción poco significativa.

proceso de lodos activados (Tabla 10.4), se observa que las eficiencias de remoción para DBO y sólidos suspendidos son significativamente menores. Asimismo, en los filtros rociadores no hay una remoción importante de nitrógeno y fósforo, sin embargo, combinado con un sedimentador primario, el efluente de este proceso se emplea en algunos usos no restrictivos en cuanto a su calidad.

Uno de los factores que más afecta la eficiencia de los filtros rociadores es la temperatura ambiente, ya que a bajas temperaturas se reduce considerablemente la actividad biológica en el proceso. Por esto, su diseño se efectúa para las condiciones críticas de temperatura de invierno.

10.1.7.14. Discos biológicos

El proceso de tratamiento de discos biológicos se desarrolló en Europa como un sistema alternativo a los filtros rociadores. El proceso se ha probado en plantas piloto y a gran escala en los Estados Unidos, con resultados muy satisfactorios. En este caso, en vez de que el agua residual sea la que a su paso entre en contacto con el medio fijo, es el medio el que entra en contacto con el agua residual, moviéndose alternativamente entre el agua y el aire. En este proceso, el medio es un sistema rotativo de discos paralelos de material sintético, los que se encuentran parcialmente sumergidos en los reactores de contacto. La película bacteriana se forma en la superficie del medio plástico, y en forma similar a los filtros rociadores, esta es desechada para su recolección en sedimentadores secundarios.

En este sistema, a diferencia de los filtros rociadores, no existe recirculación del efluente, ni del sedimentador secundario, ni de los propios

reactores, reduciendo con este hecho los problemas de operación del sistema.

La operación de los sedimentadores secundarios es similar a los casos anteriormente descritos, con la atención adicional que debe darse a la extracción de los lodos sedimentados, lo que evita problemas de septicidad y arrastre de lodos en el efluente.

10.1.7.15. Eficiencias

Las eficiencias en este proceso (Tabla 10.9), aunque de historia reciente son en general, ligeramente mayores y más consistentes que las obtenidas con el proceso de lodos activados, en lo que se refiere a DBO y sólidos suspendidos totales. Además en este proceso se obtiene, en general, una mayor remoción de $N-NH_3$. Por lo que respecta a otros parámetros, como metales pesados, la eficiencia de los discos biológicos se considera comparable a la obtenida en un proceso de sedimentación con el auxilio de productos químicos. En cuanto a su confiabilidad, de acuerdo con la información analizada, esta es mucho mayor que en el proceso de lodos activados, ya que la variación entre los porcentajes 10 y 90 por ciento es sustancialmente más pequeña.

10.1.7.16. Coagulación sedimentación

El proceso de coagulación sedimentación consiste en: adición de productos químicos a las aguas residuales para la remoción de sólidos y otros contaminantes mediante precipitación. A continuación se somete la solución a un rápido de los productos químicos con el agua para su dispersión en forma homogénea. Después se aplica una mezcla lenta lo que permite la formación de flóculos resultado de la adición de los productos

químicos. Por último la sedimentación permite la separación de los flóculos formados en las aguas residuales. Se inyectan productos químicos en varios puntos del proceso de tratamiento logrando la remoción de material orgánico e inorgánico suspendido y disuelto en las aguas residuales. Los productos químicos que más se emplean como coagulantes dividen en cuatro categorías: cal, sales de aluminio, sales de hierro, y polímeros. Cada uno de ellos con propiedades y aplicaciones propias, características del producto.

La cal se usa como coagulante para la remoción tanto de fósforo como de dureza de calcio. También es eficiente en la remoción de sólidos suspendidos, turbiedad y de muchos contaminantes presentes en trazas en el agua residual. El efluente de este proceso presenta un pH elevado que, de no requerirse para procesos subsiguientes, se reduce antes de su descarga. En la reducción del pH, el proceso de recarbonatación es el que se emplea comúnmente, aunque para plantas pequeñas (menores de 100 L/s) el uso de algún ácido es una alternativa viable.

La recuperación de cal ha resultado económicamente factible, mediante el empleo de hornos de recalcinación de los lodos sedimentados en el proceso, particularmente en grandes plantas en donde se emplea cantidades elevadas de cal en el tratamiento de las aguas residuales. En plantas pequeñas el costo de la recalcinación de los lodos es poco justificado.

El aluminio, en forma de sulfato de aluminio, reacciona con los ortofosfatos y la alcalinidad. En esta aplicación, la remoción de fósforo es la más alta, si el producto se dosifica durante o después del tratamiento biológico. En esta etapa la proporción de ortofosfatos es mayor comparada con otras asociaciones de fósforo. En este caso, no existe a la fecha un método económicamente factible para la recuperación del sulfato de aluminio, por lo que su manejo y disposición recae dentro del manejo de lodos del sistema en su conjunto.

Las sales de hierro, principalmente cloruro férrico, son efectivas en la remoción de sólidos suspendidos y fósforo de las aguas residuales. Estas

Tabla 10.8 Filtros rociadores eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio*	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	69	81	71	65
DQO	58	71	59	45
SST	63	84	66	32
Cadmio	0	0	0	0
Cromo	0	0	0	0
Cobre	56	78	63	10
Plomo	44	83	34	5
Manganeso	16	--	16	--
Mercurio	0	0	0	0
Plata	48	--	48	--
Zinc	57	85	62	14

* De las plantas D, G y H, de la Tabla 4.5

x Información no concluyente; - Datos insuficientes

+ Incremento; o remoción poco significativa

Tabla 10.9 Discos biológicos eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio*	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	94	98	95	88
SST	89	96	91	93
N-NH ₃	74	92	74	60
Cadmio	31	--	31	--
Cromo	93	--	93	--
Cobre	89	--	89	--
Fierro	94	--	94	--
Plomo	96	--	96	--
Mercurio	82	--	82	--
Zinc	71	--	71	--

* De las plantas D, G y H, de la Tabla 4.5

x Información no concluyente; - Datos insuficientes

+ Incremento; o remoción poco significativa

sales se dosifican, en general, conjuntamente con cal e hidróxido de sodio, lo cual se requiere para el incremento del pH del agua y la generación de un buen flóculo. Como en el caso de las sales de aluminio, no existe un método económico en la recuperación del producto para su reúso.

Los polímeros y los polielectrolitos se usan frecuentemente como ayuda adicional en la sedimentación. Estos productos incrementan la sedimentabilidad de flóculos finos y ligeros. La selección y dosificación de estos productos se hace, en forma general, mediante ensayos de prueba y error, que pueden efectuarse en el laboratorio en plantas en operación.

La operación y mantenimiento de los sistemas de clarificación química es compleja por varias razones. En primer lugar, el manejo de productos químicos requiere mayores medidas de seguridad en la planta de tratamiento. Asimismo, los sistemas de dosificación de productos químicos requieren de atención para que se garantice que las cantidades sean las correctas y que se apliquen en forma continua. Una aplicación baja de productos reduce considerablemente la eficien-

cia del sistema, mientras que un exceso de ellos es, además de costoso, causa de un efluente de baja calidad. Finalmente es necesario que el equipo mecánico necesario para este proceso reciba un adecuado mantenimiento preventivo.

10.1.7.17. Eficiencias

De la Tabla 10.10 a la Tabla 10.13 se presentan las eficiencias de remoción de contaminantes obtenidas con el proceso de coagulación sedimentación mediante diferentes tipos de coagulante; sales de fierro, cal, sulfatos de aluminio y cal y sales de fierro, respectivamente.

Del análisis de las tablas anteriores puede concluirse que la adición de cal y sales de fierro con algún polímero, son los procesos que proporcionan las mayores eficiencias. No obstante, la selección del tipo de coagulante más adecuado, para cada caso en particular, se deriva de los análisis de laboratorio y a nivel planta en operación.

La remoción de metales pesados en este proceso se logra mediante la precipitación química de los

hidróxidos de dichos metales, obteniéndose mayores remociones a valores mayores de potencial de hidrógeno.

En general, una regla aplicable en estos casos es la que indica que la calidad del efluente depende muy poco de la del afluente y en mayor medida del proceso químico efectúe. No obstante, la pérdida de sólidos en el proceso de clarificación reduce la remoción esperada del proceso.

Al igual que en las eficiencias promedio, la confiabilidad de los procesos aquí descritos, es mayor

cuando se utilizan sales de fierro con cal, según puede apreciarse en las tablas ya mencionadas.

10.1.7.18. Filtración

La filtración es el proceso clave en la producción de un efluente de calidad inmediata superior a la de un efluente secundario convencional. Este sistema combina procesos físicos y químicos en la remoción de sólidos de las aguas residuales.

La filtración se ha usado tanto como un último paso de tratamiento, seguido de desinfección

Tabla 10.10 Coagulación-sedimentación (sales de fierro) eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio*	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	62	91	62	37
DQO	61	80	61	42
SST	67	88	64	48
N-NH ₃	14	42	10	0
Fósforo	71	87	76	49
Alcalinidad	36	84	79	59
Grasas y aceites	91	100	97	83
Arsénico	49	85	40	18
Cadmio	68	88	74	26
Cromo	87	96	91	63
Cobre	91	98	93	74
Fluor	x	x	x	x
Fierro	43	99	39	0
Plomo	93	99	95	81
Manganeso	+	+	+	+
Mercurio	18	45	13	0
Selenio	0	0	0	0
Plata	89	98	93	71
Zinc	72	90	71	49
Color	73	93	76	44
SAAM	42	--	42	--
Turbiedad	88	93	88	25
COT	66	86	71	25

* De las plantas A, B, D, F y K, de la Tabla 4.5

x Información no concluyente - Datos insuficientes

+ Incremento o remoción poco significativa

Tabla 10.11 Coagulación-sedimentación (adición de cal) eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio*	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	53	74	51	33
DQO	52	70	51	35
SST	65	88	70	34
N-NH ₃	22	39	22	12
Fósforo	91	97	94	84
Grasas y aceites	40	95	31	0
Arsénico	6	31	2	0
Bario	61	70	62	50
Cadmio	30	33	30	27
Cromo	56	80	55	26
Cobre	55	85	56	25
Fluor	50	62	55	32
Fierro	87	95	91	74
Plomo	44	75	39	16
Manganeso	93	99	96	76
Mercurio	0	0	0	0
Selenio	0	0	0	0
Plata	49	57	42	20
Zinc	78	97	78	45
Color	46	85	48	7
SAAM	39	90	63	0
Turbiedad	67	83	66	46
COT	73	61	44	27

* De las plantas A, B, D, F y K, de la Tabla 4.5

x Información no concluyente - Datos insuficientes

+ Incremento o remoción poco significativa

Tabla 10.12 Coagulación-sedimentación (adición de sulfatos de aluminio) eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio*	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	76	95	82	57
DQO	69	85	72	53
SST	83	94	86	78
Fósforo	78	88	82	67
Alcalinidad	16	32	14	3
Grasas y aceites	89	99	95	65
Arsénico	83	86	33	2
Cadmio	72	90	75	35
Cromo	86	96	88	63
Cobre	86	96	91	59
Fluor	44	87	40	15
Fierro	83	98	86	59

Tabla 10.12 Coagulación-sedimentación (adición de sulfatos de aluminio) eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción) (continuación)

Parámetro	Promedio*	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
Plomo	90	98	93	71
Manganeso	40	74	35	16
Mercurio	24	69	8	0
Selenio	0	0	0	0
Plata	89	97	91	77
Zinc	80	93	80	63
Color	72	95	74	45
SAAM	55	--	55	--
Turbiedad	86	91	84	76
COT	51	80	67	19

* De las plantas A, B y N, de la Tabla 4.5

Tabla 10.13 Coagulación-sedimentación (cal y sales de hierro) eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio*	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	81	92	85	69
DQO	81	89	85	72
SST	91	98	95	84
Fósforo	96	99	96	93
Alcalinidad	69	85	70	57
COT	73	85	78	64

* De las plantas A, B y N, de la Tabla 4.5

ción y disposición o reúso, como uno de los pasos que integran un sistema de tratamiento terciario.

Este proceso se realiza con efluentes que han recibido tratamiento biológico o físico químico. El cual es percolado a través de un lecho de medio filtrante granular, en el que los sólidos son retenidos hasta que el lecho se obstruye. A tal grado que es necesaria la generación de un flujo invertido (retrolavado) para la limpieza y desfogue de los sólidos acumulados durante la operación normal del filtro.

Originalmente, las técnicas de filtración empleadas para el proceso de potabilización de agua se usaron en el tratamiento de aguas resi-

duales, lo que no resultó satisfactorio por las diferentes características de los sólidos contenidos en las aguas residuales. Por esta razón, se desarrollaron equipos y variaciones al proceso que lo hicieron más adecuado para este tipo de aguas.

Entre los factores más relevantes en estas modificaciones al proceso, destaca el empleo de medios filtrantes compuestos de dos o más lechos distintos. Las combinaciones más comunes incluyen: arena y antracita, arena y carbón activado, lechos de resina y arena, lechos de resina y antracita, y carbón activado, entre otros.

Las unidades de filtración son operadas por gravedad o por presión, dependiendo su elección de la relación que guarda el proceso de

filtración con otros procesos de tratamiento en la planta, del efecto que produce el reciclado de aguas de retrolavado en el sistema en su conjunto y del espacio disponible para su implementación.

Las unidades de filtración requieren de atención cuidadosa y un mantenimiento rutinario frecuente. En algunos casos, es posible la automatización de todo el sistema de operación.

Aunque la operación de retrolavado se lleva a cabo mediante programas preestablecidos, la calidad del efluente de las unidades se monitorea constantemente, para la detección oportuna de cualquier variación de importancia en el funcionamiento del sistema de filtración. El retrolavado se realiza con extremo cuidado lo que previene pérdidas del medio filtrante. Los dos factores determinantes que afectan la buena operación del sistema y la obtención de un efluente de alta calidad, son la operación el proceso aguas arriba, y las concentraciones de sólidos aplicadas a los filtros.

10.1.7.19. Eficiencias

Las eficiencias de remoción de materia suspendida en este proceso depende en gran medida de los procesos de tratamiento con los que se cuenta antes de la filtración. Ya que el tipo de flóculo depende del proceso biológico o físico químico que lo anteceda. En el caso de filtración de un efluente de tratamiento biológico, la concentración de sólidos proveniente de un proceso de lodos activados es del orden de 3 a 10 mg/Litro. Para estabilización por contacto y filtros rociadores de dos pasos, de 6 a 15 mg/Litro. En filtros rociadores de dos pasos de alta tasa, de 10 a 20 mg/Litro. La remoción de sólidos se mejora

considerablemente mediante el empleo de polímeros o coagulantes.

Las eficiencias medias de remoción y los resultados de los análisis de confiabilidad del proceso de filtración, en los casos de efluentes de tratamiento biológico y de procesos físico químicos, se presentan en la Tabla 10.14 y Tabla 10.15, respectivamente. Los resultados de la Tabla 10.15 muestran menos variaciones que los de la Tabla 10.14, excepto en la remoción de metales pesados.

Es importante mencionar que la consistencia obtenida en las eficiencias de remoción, mediante el empleo del proceso de filtración, es dependiente, en gran medida, de la forma como se operen los filtros, así como del control que se efectúe sobre los procesos que los anteceden. Para el logro de una operación eficiente de este proceso, es necesario un control estricto sobre la calidad del efluente, que permita determinar adecuadamente el ciclo de retrolavado de los filtros. Un retrolavado frecuente, garantiza un efluente de alta calidad.

10.1.7.20. Recarbonatación

La recarbonatación es un proceso usado tradicionalmente después de un sistema de ablandamiento con cal sodada, para abastecimiento público o industrial. Sin embargo, recientemente, el proceso se ha empleado con éxito después de tratamiento de aguas residuales con cal.

El proceso consiste en la adición de CO_2 a efluentes tratados con cal, para la reducción del pH, lo que protege los procesos posteriores de la deposición de calcio que ocurriría a valores mayores de potencial de hidrógeno.

Tabla 10.14 Filtración después de tratamiento secundario, eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio*	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	39	69	46	15
DQO	34	58	33	14
SST	73	96	81	41
N-NH ₃	33	68	34	0
N-NO ₃	56	99	52	5
Fósforo	57	98	87	34
Alcalinidad	83	93	85	70
Arsénico	67	100	64	30
Bario	+	+	+	+
Cadmio	32	68	22	0
Cromo	53	82	50	20
Cobre	+	+	+	+
Fierro	56	76	55	30
Plomo	16	50	10	3
Manganeso	80	89	84	56
Mercurio	33	98	17	0
Selenio	90	100	100	43
Zinc	+	+	+	+
Color	31	49	29	14
Turbiedad	71	89	76	47
COT	33	47	28	15

* De las plantas D, E, J y P, de la Tabla 4.5

+ Incremento o remoción poco significativa

El proceso de recarbonatación puede llevarse a cabo en una o dos fases. El proceso de un solo paso es el de menor costo, pero da como resultado un efluente con mayor dureza. En la recarbonatación en dos pasos, se produce en la primera fase un flóculo de carbonato de calcio, que es sedimentado y puede ser regenerado y aprovechado como cal. El segundo paso tiene como propósito la reducción y mantenimiento del pH en valores cercanos a 7.0 unidades, para que el agua se someta a algún tratamiento adicional, reusada o descargada.

Entre las fuentes principales de dióxido de carbono para recarbonatación se encuentran: gas lavado de chimeneas de incineradores, dióxido

de carbono líquido comercial, o la quema de combustible. La selección de la fuente de CO₂ a emplearse depende de las condiciones particulares de la planta en cuestión.

El proceso alternativo a la recarbonatación, empleado particularmente en plantas pequeñas, es la reducción del pH después del proceso de tratamiento con cal, mediante el empleo de un ácido débil. Esto reduce el pH y evita la formación de depósitos, pero no remueve el calcio del efluente.

La recarbonatación es un proceso simple y de muy fácil operación. El proceso de un solo paso cuenta con un tanque de contacto e inyección

Tabla 10.15 Filtración después de tratamiento físico-químico, eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio*	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	36	66	43	6
DQO	22	41	20	4
SST	42	74	46	18
Arsénico	0	0	0	0
Bario	22	57	16	3
Cadmio	38	64	38	10
Cromo	9	30	9	1
Cobre	21	83	21	4
Fierro	+	+	+	+
Plomo	26	63	22	0
Manganeso	+	+	+	+
Mercurio	0	0	0	0
Selenio	0	0	0	0
Plata	x	x	x	x
Zinc	+	+	+	+
Turbiedad	31	59	32	5
COT	25	58	21	1

* De las plantas F, H, y L, de la Tabla 4.5

+ Incremento o remoción poco significativa

x Información no concluyente - Datos insuficientes

de CO₂, mientras que el proceso en dos pasos cuenta con dos tanques de contacto separados por un sedimentador intermedio.

Este sedimentador se encuentra equipado en forma similar a un clarificador rectangular, con rastras movidas por un sistema de cadenas, para la recolección los precipitados de calcio. La operación y mantenimiento de este proceso no representa, por lo general, dificultades a personal adecuadamente entrenado.

10.1.7.21. Eficiencias

A diferencia de otros procesos unitarios, la recarbonatación no se considera normalmente como un factor incidente en la calidad del efluente. Ya que su propósito fundamental es la reducción

del pH de las aguas tratadas mediante el proceso de adición de CO₂ y no un proceso específico para la remoción de contaminantes. Sin embargo, se ha observado la remoción de cantidades pequeñas de fósforo por adsorción en flóculos de carbonato de calcio. Puesto que la recarbonatación se basa en una reacción química, esta se diseña para la optimización de dicha reacción. La confiabilidad del proceso se espera que sea alta y consistente.

Un factor económico importante en la operación del proceso de recarbonatación, es el de la eficiencia de transferencia al agua del CO₂ alimentado. Las ecuaciones estequiométricas del proceso estiman las dosis teóricas para las reacciones del CO₂ con los iones OH⁻ y los iones de carbonatos.

10.1.7.22. Adsorción con carbón activado

El carbón activado es empleado en el tratamiento de aguas residuales, para la remoción de materia orgánica soluble que permanece en el efluente después de otros procesos previos. Esta materia orgánica se adsorbe en los poros de las partículas de carbón. Cuando se ha agotado la capacidad de adsorción del carbón, éste se regenera o reactiva mediante calentamiento, lo que produce que los orgánicos adsorbidos sean retirados de los poros, permitiendo el reúso del nuevo el carbón regenerado.

Este sistema de tratamiento es un proceso apropiado para cualquier instalación de tratamiento. No obstante, las consideraciones de diseño del mismo difieren de acuerdo con el tamaño de la planta. El carbón se encuentra disponible en el mercado en dos formas, granular y en polvo. El carbón activado granular es el que se emplea con más frecuencia en instalaciones de tratamiento de aguas residuales, pero existen también numerosas instalaciones que emplean carbón en polvo para la purificación de las aguas.

Las unidades de adsorción con carbón activado son similares a las unidades de filtración, pudiendo ser operadas por gravedad o a presión, dependiendo de las características particulares de cada proyecto. Los factores más importantes en el diseño del proceso y en su aplicación son las características del carbón activado, las características y concentraciones del material por removerse, las características del agua residual y el tipo de sistema a emplearse y su forma de operación.

Este es un proceso que se emplea comúnmente después del sistema de filtración, algunas veces después de la cloración a punto de quiebre y en sistemas terciarios de tratamiento. Las partículas

gruesas bloquean el sistema de adsorción, por lo tanto, si se precede el proceso con filtración, se reduce la demanda de mantenimiento en las unidades de carbón activado. La cloración a punto de quiebre reduce la posibilidad de crecimiento bacteriano en las columnas de carbón, previniendo el bloqueo prematuro en las mismas. Una alternativa que evita el bloqueo prematuro es el empleo de lechos expandidos, de flujo ascendente con inyección de oxígeno en el punto de alimentación, lo que asegura condiciones aerobias.

En su operación, las columnas de carbón activado son similares a las unidades de filtración discutidas previamente. Por lo tanto, sus demandas de operación y mantenimiento son básicamente las mismas, con excepción de que en este caso no se requiere de retrolavado. La regeneración del carbón o su reemplazo es una necesidad periódica, que se detecta mediante la medición de las concentraciones de orgánicos en el efluente del proceso

10.1.7.23. Eficiencias

Una de las principales formas para la medición de la efectividad del proceso de adsorción por carbón activado es mediante la medición del COT o de la DQO del efluente de dicho proceso. En la Tabla 10.16 se observa que para la DQO la eficiencia es ligeramente menor al 50 por ciento y para el COT mayor del 60 por ciento. La remoción de metales pesados en este proceso es variable, dependiendo del metal de que se trate. Varía desde 73 por ciento para el fierro, hasta remociones significativas para mercurio, selenio, cadmio y arsénico.

En cuanto a la confiabilidad del proceso, al igual que en el caso de la filtración, esta es muy varia-

ble, debido esto a la similitud en la operación de ambos procesos.

10.1.7.24. Separación de amoníaco

De los métodos disponibles para la remoción de nitrógeno en las aguas residuales, el proceso de separación de amoníaco es el más simple y el de más fácil control. Este proceso remueve amoníaco gaseoso del agua mediante la agitación de

la mezcla agua gas en presencia de aire a altos valores de pH ($\text{pH} > 10.5$). El nitrógeno en la forma de ión amoníaco se convierte a gas con el aumento del pH del agua que lo contiene, removiéndose mediante una torre de separación. La conversión de ión amoníaco a gas se consigue en prácticamente 100 por ciento a un pH de 11 unidades. Por estas razones, la separación de gas amoníaco es particularmente adecuada cuando las aguas residuales se han sometido a trata-

Tabla 10.16 Adsorción en carbón activado, eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio*	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	53	80	60	22
DQO	47	74	46	22
SST	64	84	65	34
N-NH ₃	39	58	26	10
N-NO ₃	5	--	5	--
Fósforo	88	99	97	89
Alcalinidad	+	+	+	+
Grasas y aceites	47	79	52	12
Arsénico	0	0	0	0
Bario	x	x	x	x
Cadmio	0	0	0	0
Cromo	48	85	53	15
Cobre	49	62	43	20
Fluor	x	x	x	x
Fierro	73	91	79	32
Plomo	32	54	25	4
Manganeso	32	64	24	5
Mercurio	0	0	0	0
Selenio	0	0	0	0
Plata	27	37	22	1
Zinc	66	91	66	32
Color	70	94	78	31
SAAM	64	59	51	0
Turbiedad	73	88	79	48
COT	64	80	62	42

* De las plantas A, B, F, H, J, L y P, de la Tabla 4.5

+ Incremento o remoción poco significativa

x Información no concluyente - Datos insuficientes

miento con cal, ya que con este proceso se eleva el pH a valores adecuados para llevar a cabo la separación del gas.

Aunque la descarga de bajas concentraciones de amoníaco gaseoso a la atmósfera no está considerada como una contaminación ambiental, la separación de amoníaco presenta dos limitaciones serias que son tomadas en cuenta en el diseño de este tipo de proceso. La primera es la gran dependencia de la solubilidad del amoníaco en el agua con la temperatura. En cuanto más se reduce ésta, más aumenta la solubilidad del amoníaco y, por lo tanto, su remoción con este método se dificulta en gran medida. Cerca de los 0 °C de temperatura ambiente, su remoción es prácticamente nula. La segunda limitación a considerarse, es la formación de depósitos de carbonato de calcio en el material empleado para la torre de separación, este factor puede minimizarse mediante la selección de un material apropiado y diseño adecuado de separación. En caso de que las restricciones en la concentración de amoníaco en el efluente sean muy estrictas, o se presenten bajas temperaturas en algún período del año, la separación puede hacerse mediante el empleo del proceso de cloración al punto de quiebre, como una alternativa temporal de remoción.

En cuanto a la operación de las torres de separación de amoníaco, estas requieren de relativamente poca atención. Sin embargo, el control del pH del afluente a las torres es una variable crítica en la remoción esperada del proceso.

El mantenimiento del equipo mecánico es relativamente sencillo, ya que el proceso requiere exclusivamente de ventiladores o sopladores. Por problemas potenciales de formación de de-

pósitos de carbonato de calcio, la unidad de separación se diseña de tal manera que se pueda tener un fácil acceso al interior de la torre, y a su vez minimice la formación de depósitos antes mencionados. El empleo de PVC es una de las mejores alternativas para este fin, ya que este material no forma fácilmente depósitos, como los elementos de madera comúnmente empleados en este tipo de sistemas.

10.1.7.25. Eficiencias

Las eficiencias obtenidas en la remoción de N-NH_3 mediante el empleo de torres de separación se presentan en la Tabla 10.17, para diferentes valores de pH. Como puede observarse en dicha tabla, a mayor valor del pH, la remoción de N-NH_3 es significativamente mayor, obteniéndose un máximo a valores mayores de 9.0 (98 por ciento). No obstante de que se presenta una disminución de temperatura en el agua tratada del orden de 5° Celsius.

Además de la remoción del amoníaco de las aguas tratadas, las torres de separación de amoníaco también eliminan compuestos orgánicos volátiles, que no son removidos por el proceso de carbón activado.

Existe poca información con respecto al proceso de separación de amoníaco como un proceso unitario que permita resultados concluyentes. Sin embargo, se considera que la confiabilidad de este proceso es alta, al haberse diseñado las torres de separación tomando en cuenta la variable principal que afecta a estos sistemas: el clima. La remoción de amoníaco es muy sensible a la temperatura y en aquellos casos en que en el invierno se acerque a los 5° C, o sea menor, mayor es la necesidad de sistemas alternativos

Tabla 10.17 Torres de separación de amoníaco, eficiencias medidas de remoción (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Afluente						Remoción (%)
pH	Temperatura	N-NH ₃	pH	Temperatura	N-NH ₃	
	(°C)	(mg/L)		(°C)	(mg/L)	
8.0	22	28.8	8.0	16	18.2	37
8.6	21	26.6	8.1	17	15.8	41
9.2	23	26.2	8.6	18	5.3	80
9.7	21	30.0	9.1	16	2.1	93
10.8	22	25.5	10.1	17	0.6	98

de remoción, como es el caso de la cloración a punto de quiebre, lo que asegura un efluente de alta calidad durante todo el año.

10.1.7.26. Intercambio iónico selectivo

El intercambio iónico es un proceso a través del cual iones, de una clase dada, son desplazados de un material de intercambio insoluble, por iones de una clase diferente que se encuentran en solución. En el caso de remoción de amoníaco, sodio y calcio son removidos de una resina natural de zeolita (clinoptilonita) y reemplazados por los iones de amoníaco contenidos en el agua residual. Este proceso se denomina selectivo ya que la resina renueva "selectivamente" iones de amoníaco de una solución que también contiene iones de sodio, calcio y magnesio. En este proceso el agua es percolada a través de un lecho de resina selectiva, en la que se desarrolla el proceso de intercambio antes descrito.

Cuando en el efluente del proceso se empiezan a presentar concentraciones de amoníaco superiores a las condiciones de diseño, se presenta la necesidad de regenerar la resina para devolverle su capacidad de intercambio original. Este proceso de regeneración se lleva a cabo mediante el paso de una solución concentrada de sales a través del lecho de resina. El efluente obtenido

de este proceso de regeneración, con un alto contenido de amoníaco, es conducido a algún tipo de tratamiento para removerlo, como torres de separación, separación por vapor, electrólisis, etcétera.

Una de las ventajas del empleo de intercambio iónico selectivo es que este proceso es poco sensible a cambios de temperatura, a la vez que adiciona cantidades relativamente pequeñas de sólidos disueltos a las aguas tratadas con este medio. Asimismo, la capacidad de remoción de amoníaco con esta resina es muy predecible al conocerse la concentración de iones amoníaco en el afluente del proceso, sin requerirse estudios piloto para ello. En este proceso es común el empleo de reactores a presión, similares a los empleados en filtración, y para la regeneración de la resina se emplea una solución de cloruro de sodio al 2 por ciento. El sulfato de amonio obtenido en el tratamiento del regenerador en plantas grandes, se emplea como fertilizante. La operación de este proceso combina tanto las necesidades ya comentadas para el proceso de filtración, como aquellas relativas a torres de separación de amoníaco. Como punto de importancia en el control del proceso, se encuentra la medición rutinaria de la concentración de amoníaco en el efluente del mismo, para la determinación de la necesidad de regeneración de la resina selectiva.

10.1.7.27. Eficiencias

Las eficiencias de remoción de N-NH_3 mediante el proceso de intercambio iónico selectivo se presentan en la Tabla 10.18, en donde puede observarse una remoción promedio de este compuesto del 84 por ciento, coincidiendo con los valores reportados en la literatura. En la misma tabla puede observarse que los percentiles calculados para la información analizada son muy consistentes, por lo que el proceso puede considerarse altamente confiable.

10.1.7.28. Cloración a punto de quiebre

La cloración a punto de quiebre consiste en la aplicación de cloro, en concentraciones tales que su demanda sea satisfecha en su totalidad, y que cualquier dosificación adicional permanezca como cloro libre residual.

Ya que este proceso consume cantidades importantes de cloro, su empleo se encuentra generalmente limitado a casos en los que la concentración de amoníaco se ha reducido considerablemente, en comparación con la del afluente de la planta de tratamiento.

El proceso es muy eficiente para la reducción de amoníaco a concentraciones menores de 1 mg/

Litro. Es usado cuando los requerimientos del efluente de la planta son muy restrictivos en este parámetro. La aplicación de cloro a las aguas residuales es un proceso relativamente sencillo. Para esto se diseña un reactor de mezcla con un tiempo de retención de aproximadamente un minuto, el cual permite el contacto entre el agua residual y el oxidante. Debido a que el empleo de grandes cantidades de cloro tiene un efecto acidificante sobre el agua, es necesario el uso de un compuesto amortiguador alcalino, como la cal, con objeto de mantener un pH neutral.

La decloración puede hacerse necesaria después del proceso de cloración a punto de quiebre, para la eliminación del cloro activo residual en el efluente, antes de su descarga o de ser sometido a otro proceso de tratamiento. Si existen compuestos orgánicos a removerse, el empleo de carbón activado es un mecanismo adecuado de decloración, en caso contrario, puede emplearse dióxido de azufre en la decloración del efluente.

El proceso de cloración a punto de quiebre es automatizado y requiere de muy poca atención, desde el punto de vista operativo. Sin embargo, dado a que el cloro es un oxidante muy fuerte y peligroso, debe ponerse especial cuidado en su manejo y aplicación.

Tabla 10.18 Intercambio iónico selectivo, eficiencias medidas de remoción (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio*	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	40	-	38	-
DQO	28	53	24	2
SST	62	86	70	36
N-NH_3	84	91	87	72
COT	0	0	0	0

* De la planta p, de la Tabla 4.5

- Datos insuficientes o remoción poco significativa

10.1.7.29.Eficiencias

La cloración al punto de quiebre es un proceso que remueve todo el nitrógeno amoniacal de las aguas residuales. Es efectivo en cualquier concentración de amoníaco en las aguas residuales, sin embargo no es igualmente económico. Por esta razón, se excluye su aplicación la remoción de concentraciones bajas, siendo complementaria a otros procesos de remoción de amoníaco, como torres de separación. Este proceso está considerado como altamente confiable, aunque la reacción química que lo integra es más eficiente en cuanto mayor sea el nivel de tratamiento previo al empleo de este proceso.

10.1.7.30.Ósmosis inversa

El fenómeno de ósmosis ocurre cuando dos soluciones con diferentes concentraciones de sales se encuentran separadas por una membrana semipermeable. En este proceso el agua fluye a través de la membrana de la solución con menor concentración de sales, hacia el lado que contiene el agua con mayor concentración, hasta que en ambos lados se obtenga una misma concentración de sólidos totales, llegándose a un equilibrio.

Este proceso se invierte al someterse el líquido con mayor concentración de sales, a una presión tal que se invierta el sentido del flujo en la membrana.

La ósmosis inversa se ha empleado en diversas aplicaciones, que van desde el tratamiento de aguas para calderas de alta presión, hasta la desalinización de aguas salobres y de agua del mar.

El tipo de membrana que ha tenido la mayor aceptación en el proceso, es la película de acetato de celulosa, aunque otras formulaciones también se han empleado exitosamente. Estas se fabrican en diversas formas, destacando las de fibras huecas y las membranas planas enrolladas.

El problema de operación más importante que se presenta en el empleo de este proceso, es el taponamiento u obstrucción de las membranas por la presencia de orgánicos disueltos, sólidos en forma coloidal o sales de baja solubilidad.

En general, con un alto grado de pretratamiento antes de la aplicación de este proceso, los problemas de mantenimiento se ven minimizados. Sin embargo, las unidades de ósmosis inversa requieren un control y vigilancia cuidadosa y frecuente, por lo que se recomiendan operadores calificados.

10.1.7.31.Eficiencias

Este proceso es efectivo en la remoción de un gran porcentaje de la turbiedad presente en las aguas residuales, así como de materia orgánica, bacterias, virus y sales inorgánicas. En la Tabla 10.19 se presentan los porcentajes observados de remoción en tres afluentes con diferente tratamiento previo, sometidos al proceso de ósmosis inversa.

En la Tabla 10.20 se observa que la confiabilidad del proceso es muy alta, pues es muy poca la variación en los porcentajes de remoción en los diferentes percentiles calculados.

Con referencia a la línea 11 (Tabla 10.13), el proceso fue capaz de obtener remociones de 93

Tabla 10.19 Osmosis inversa, comportamiento promedio del proceso para diferentes afluentes (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Afluente		
	Lodos activados	Lodos activados	Primario con
		+ Carbón activado	Clarificación química
Calcio	> 99.6	99.6	> 99.6
Magnesio	> 99.5	99.6	> 99.3
Sodio	94.0	92.6	92.5
Potasio	94.7	93.0	91.5
N-NH ₃	95.1	96.7	90.2
Cloruros	94.6	93.2	90.4
Sulfatos	> 99.5	99.7	> 99.8
Fosfatos	> 99.7	99.9	> 99.4
DQO total	> 96.1	91.3	65.6
DQO soluble	> 96.1	93.1	65.6
SDT	95.2	95.3	93.3

por ciento en DQO, 100 por ciento en BPC y 78 por ciento en Dietil Ftalato.

Sin embargo, otros compuestos orgánicos no sufrieron modificación o se incrementaron con este proceso, habiéndose concluido que el proceso es muy eficiente en la remoción de la DQO en general, pero no así en la remoción de orgánicos de alta volatilidad y bajo peso molecular.

10.1.7.32. Cloración

El cloro es el oxidante más económico que puede emplearse en la desinfección de aguas residuales tratadas. Además tiene la ventaja de proporcionar un residual medible al aplicarse en cantidades suficientes.

La efectividad del cloro como desinfectante depende de numerosos factores, incluyendo temperatura, pH y turbiedad de las aguas residuales, presencia de sustancias inhibidoras, concentración de cloro disponible, la configuración del tanque de contacto y el grado de mezcla alcanzado entre el agua residual y el cloro.

En general, las unidades para cloración se diseñan con tiempos de contacto de 15 a 30 minutos, lo que permite una reacción adecuada entre el cloro y las bacterias presentes en el agua residual.

Las dosificaciones más típicas se presentan en la Tabla 10.21. La decoloración es un proceso que se requiere, algunas veces después de la desinfección con cloro, para el empleo de aguas residuales en cierto tipo de usos. En sistemas de tratamiento secundario, la decoloración usualmente se lleva a cabo mediante la mezcla de dióxido de azufre con el efluente ya desinfectado con cloro.

Con respecto a la operación y mantenimiento de este sistema, son aplicables las consideraciones hechas en el proceso de cloración a punto de quiebre. Con la excepción de que en este caso el monitoreo del cloro residual, después del tanque de contacto, es el factor que determina la dosificación de cloro que deba aplicarse al agua residual.

Tabla 10.20 Osmosis inversa, eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio*	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
Conductividad (mmho/cm)	94	96	94	91
Sodio (mg/L)	93	96	94	90
Cloruros (mg/L)	91	96	93	89
Sulfatos (mg/L)	99	10	100	99
DQO (mg/L)	89	97	90	82

* de las planta L de la Tabla 4.5

+ Incremento o remoción poco significativa

x Información no concluyente - Datos insuficientes

Tabla 10.21 Unidades de dosificación para cloración

Proceso de tratamiento	Dosificación (mg/L)
Sedimentación primaria	5 - 20
Precipitación química	2 - 6
Filtros rociadores	3 - 15
Lodos activados (LA)	2 - 8
LA + Filtración	1 - 5

10.1.7.33. Eficiencias

La evidencia más palpable de la eficiencia del cloro como agente desinfectante de las aguas residuales, se encuentra en la desaparición de prácticamente todas las enfermedades de origen hídrico en aquellos lugares en donde éste se emplea en forma adecuada y extensiva. Desde el punto de vista de su confiabilidad, radica en una desinfección consistente, mediante un adecuado diseño de las instalaciones para este fin, en las que pueden ajustarse las dosificaciones a variaciones en el contenido de materia orgánica e inorgánica.

La Tabla 10.22 muestra las eficiencias de inactivación promedio de virus mediante cloración, después de varios tipos de tratamientos del agua residual.

10.1.7.34. Ozonación

El ozono se usa en forma extensiva en Europa para la desinfección del agua potable. Su popularidad se ha incrementado recientemente en la desinfección de aguas residuales. En Estados Unidos su empleo no se ha visto muy favorecido debido, entre otras cosas, a que su utilización no garantiza un poder residual de desinfección como en el caso del cloro, aunque se ha utilizado como un pretratamiento de desinfección, para la reducción en la aplicación de cloro exclusivamente a cantidades que garanticen un residual en el efluente antes de su descarga o reúso.

El ozono es una forma muy inestable de gas oxígeno (O_3), que se descompone rápidamente a O_2 , y cuyo beneficio colateral es el aumento de la concentración de oxígeno disuelto en el agua

Tabla 10.22 Inactivación de virus mediante cloración

Sistema	Cloro residual (2h)	pH		Mediana de coliformes totales (NMP/100 mL)	Media geométrica de concentración de virus (UFP/378.5 L)		Eficiencia de inactivación promedio de virus	
	(mg/L)	Mediana	Rango		Pre desinfección	Efluente	Log	%
A (1)	4.9	6.9	6.7-7.3	4	1.07e ⁵	109	2.9	99.9
	10	7.1	6.8-7.3	2	4.96e ⁴	68	2.9	99.9
B (2)	5.2	7.4	6.8-7.7	20	3.09e ⁶	574	3.7	99.98
	10.1	7.4	7.0-7.6	< 2	1.78e ⁶	75	4.4	99.996
C (3)	5.4	7.3	7.1-7.6	3.5	1.90e ⁶	139	3.9	99.9
	11.7	7.7	7.5-7.7	2	4.87e ⁵	65	2.9	99.9
D (1)	3.9	7.3	7.0-7.4	2	1.12e ⁶	171	3.8	99.98

tratada. El empleo de ozono presenta ciertas desventajas en comparación con el cloro. Una de ellas es que el ozono no puede almacenarse, sino que se genera de aire u oxígeno filtrado y seco en el sitio de aplicación. El único método práctico para la producción de ozono en gran escala, es mediante el empleo de descargas eléctricas producidas por dos electrodos de alto potencial, que convierten el oxígeno en ozono, lo que representa un alto consumo de energía eléctrica. El ozono producido de esta manera es emulsionado en el agua residual para su desinfección.

El método de contacto se diseña de tal forma que se maximice la interfase agua gas, optimizando así las propiedades desinfectantes del ozono. Para este fin, se han empleado con éxito difusores porosos.

La operación del proceso de ozonación es menos flexible que la del proceso de cloración, ya que para el primero es difícil el ajuste de la producción y dosificación a variaciones importantes, en caudal y calidad del efluente. Ya que el ozono es generado en el sitio de aplicación y empleado solamente en bajas concentraciones, es significativamente menos peligroso que el cloro en forma de gas.

Por otro lado, el ozono tiene un olor penetrante y distintivo que lo hace detectable a concentraciones que aún no resultan tóxicas para el ser humano.

10.1.7.35. Eficiencias

El elevado poder oxidante del ozono lo hace un elemento germicida de alta efectividad. El ozono destruye o inactiva virtualmente el 100 por ciento de los virus, bacterias y otros patógenos presentes en las aguas residuales (Tabla 10.23). Asimismo, el ozono es muy efectivo en la remoción de olor, sabor y color del agua tratada. Se ha reportado un gran ámbito de remoción de coliformes, variando con el grado de pretratamiento, las dosis de ozono empleadas y el tiempo de contacto.

La confiabilidad de este proceso es muy alta, en tanto no se presenten variaciones de consideración en la cantidad y calidad del afluente. Al igual que en la cloración, la efectividad del ozono depende de la presencia o ausencia de contaminantes que interfieran en su acción oxidante, como es el caso de la turbiedad y la cantidad de materia orgánica e inorgánica oxidable.

Tabla 10.23 Inactivación de virus mediante ozonación (*)

Sistema	Dosificación O ₃ (mg/L)	Mediana de coliformes Totales (NMP/100mL)	Media geométrica de concen- tración de virus (UFP/ 378.5 gal)		Eficiencia de inactivación promedio de virus	
			Predesinfec- ción	Efluente	Log	%
A (1)	10	4	7.20e ⁴	88	2.9	99.900
B (2)	10	20	5.60e ⁶	169	4.5	99.997
	50		7.00e ⁵	66	4.0	99.990
C (3)	6	3.5	1.4e ⁶	100	4.1	99.93

(1) Tratamiento previo floc. Coagulación (alumbre) y filtración

(2) Tratamiento previo filtración directa

(3) Tratamiento previo adsorción en carbón activado

10.1.7.36. Patógenos, compuestos orgánicos y metales pesados

Hay tres clases de contaminantes del agua residual que requieren especial consideración en un programa de reúso del agua con fines potables: virus y otros patógenos, compuestos orgánicos, incluyendo plaguicidas y metales pesados. En esta sección se analiza la remoción de estos contaminantes mediante diversos procesos de tratamiento. En vista de que no existe una cantidad suficiente de información para la realización de análisis de confiabilidad estadística bien sustentados, los valores de remoción aquí presentados son los correspondientes a eficiencias promedio, tanto de plantas en operación como de pruebas piloto realizadas.

10.1.7.37. Virus y patógenos

Existen dos maneras para la eliminación del riesgo a la salud que presentan los virus en el agua: la remoción física de los virus, por ejemplo por adsorción en los flóculos de lodos activados o en carbón activado, y (2) la inactivación vital, tal como ocurre cuando la capa proteica de los virus es oxidada por el cloro. La remoción de virus es lograda mediante el empleo de procesos de tratamiento secundario y terciario,

sin embargo, es generalmente aceptado que la desinfección, ya sea con cloro o con ozono es requerida para la obtención de un efluente seguro.

En los siguientes incisos se presenta un resumen de los resultados recopilados respecto a las eficiencias de remoción de virus mediante el empleo de diversos procesos de tratamiento, incluyéndose información sobre remoción de bacterias en aquellos casos en que se consideró conveniente.

10.1.7.38. Tratamiento primario

En este proceso se remueve hasta un 50 por ciento de la concentración de coliformes y bacterias patógenas, presentes en el afluente del sistema de tratamiento. Sin embargo, sólo un pequeño porcentaje de los virus presentes en las aguas domésticas es removido en este sistema, estando asociada esta remoción con la adsorción de los virus en partículas coloidales que se sedimentan en el clarificador primario.

10.1.7.39. Tratamiento secundario

En sistemas de medio suspendido, la remoción de virus y otros organismos patógenos es signi-

ficativa, alcanzándose niveles hasta del 90 y 95 por ciento. Sin embargo, el número de organismos que permanecen después de esta remoción es todavía de importancia, dadas las elevadas concentraciones con las que se presentan comúnmente en el afluente de estos sistemas (en una de las plantas analizadas, el efluente secundario presentó concentraciones en un rango de 167 51700 UFP/ 378.5 L).

En filtros rociadores ha sido observada una eficiencia muy baja en la remoción de virus. Ya que los que son absorbidos en la película fija al medio filtrante no llegan a ser inactivados, y por lo tanto, se reintroducen a las aguas residuales por desprendimiento natural del medio fijo.

10.1.7.40. Coagulación floculación

La coagulación y la floculación químicas, especialmente el empleo de cal, son métodos muy eficientes, tanto en la remoción de bacterias patógenas, como la de virus en aguas residuales domésticas. Los patógenos adheridos al floculo químico son removidos mediante sedimentación. En el caso de tratamiento con cal, son inactivados como resultado del elevado pH (>11) alcanzado por este proceso.

En experimentos en los que las aguas residuales fueron sembradas, con poliovirus 3, la floculación a un pH de 11.5 removió el 99.87 por ciento de los virus sembrados.

En la planta (línea 24, Tabla 10.3) el tratamiento con cal ha demostrado la reducción de la concentración de virus en un 98 por ciento, obteniendo una concentración de virus en el efluente clarificado de 2 UFP/Litro.

10.1.7.41. Filtración

La filtración con medio múltiple es capaz de la remoción de hasta un 99 por ciento de los virus que ingresan al proceso, y su efectividad aumenta en tanto más se imponga el filtro con los flóculos coagulados. Se ha encontrado, poca relación entre la remoción esperada del proceso de filtración para la remoción de virus y el tipo de tratamiento que antecede a este proceso. Lo que es evidente es que la eficiencia de procesos posteriores de desinfección, como cloración u ozonación, depende en gran medida (casi directamente proporcional) de la turbiedad del agua a desinfectarse, resultando obvias las ventajas de contar con un buen proceso de filtración.

10.1.7.42. Adsorción con carbón activado

Mediante el empleo de este proceso se han obtenido remociones de virus que varían del 80 al 90 por ciento. Estas remociones son atribuibles principalmente a las propiedades de adsorción del carbón activado. No obstante, el proceso en sí no debe de considerarse como único en esta práctica, sino que debe aprovecharse a la luz de sus propiedades en la remoción de orgánicos, factor indispensable para el logro de un proceso posterior de desinfección mucho más efectivo.

10.1.7.43. Cloración

La cloración, como fue mencionado en una sección anterior de este capítulo, es el método más empleado en el mundo para la desinfección de agua potable y aguas residuales. Este proceso es muy efectivo en la destrucción de bacterias, y cuando es empleado bajo condiciones óptimas,

es utilizado para la inactivación parcial de virus y otros organismos patógenos. Al aplicar cloro a un efluente secundario con una dosificación del orden de 5 mg/L, es muy común obtener reducciones de bacterias del 99.99 por ciento, suministrando un tiempo de contacto de 20 a 30 minutos. Asimismo, se proporciona una concentración residual en el efluente del proceso, lo que previene la recontaminación de las aguas antes de su destino final. Los virus, en general, son más resistentes a la inactivación o destrucción mediante cloración a diferencia de los organismos coliformes (indicadores de contaminación bacteriana humana). Las condiciones óptimas para remoción de virus con cloro se resumen de la siguiente forma:

- Turbiedad del agua menor de 1.0 UTJ, y preferentemente menor de 0.1 UTJ
- pH del agua cerca de 7.5 para aguas de contenido de amoníaco y cerca de 7.0 para aguas libre de este compuesto
- Proveerse se resumen una mezcla rápida y uniforme del cloro con el agua a ser desinfección
- Mantenerse una concentración de 0.5 a 1.0 mg/L de ácido hipocloroso no asociado en las aguas tratadas por un periodo de 30 minutos

En la Tabla 10.22 se presenta un resumen de los resultados obtenidos en la remoción de virus mediante el proceso de cloración, dependiendo del tipo de proceso de tratamiento con que se haga la desinfección.

Otros estudios, han obtenido resultados que indican que un pH más bajo (alrededor de 5.0) tiene un efecto positivo en la remoción o inacti-

vación de virus. Este hecho se atribuye al cambio de las cloraminas que predominan de monoclорaminas a dicloraminas. Estas últimas son más efectivas en la remoción de virus. Asimismo, algunas investigaciones que han comparado la eficiencia del cloro versus del dióxido de cloro, han demostrado que este último es más eficiente en remoción de virus, aunque ambos productos son igualmente eficientes en la remoción de bacterias. El dióxido de cloro reacciona en aproximadamente 15 segundos para la eliminación de los virus.

10.1.7.44. Ozonación

El ozono tiene un poder germicida igual o mayor que el cloro, con la ventaja de no impregnar sabor, olor o color al agua desinfectada. Dosis relativamente bajas (menos de 1 mg/L) y tiempos de contacto reducidos (5 minutos en agua clara) son ventajas adicionales de la ozonación. Por otra parte, como ya fue mencionado, el ozono tiene desventajas en la flexibilidad de su empleo cuando se presentan variaciones en la cantidad y calidad del afluente al proceso, y no garantiza una desinfección residual posterior al tratamiento con este compuesto. En los estudios referidos en el inciso anterior, mediante el uso de ozono en vez de cloro, en tiempos de contacto de 5 minutos, la remoción de virus fue virtualmente del 100 por ciento, con una dosificación del orden de 15 mg/L y un residual de 0.015 mg/Litros. En la Tabla 10.23 se presenta el resumen de los resultados obtenidos. Aunque existen oposiciones al empleo del ozono como desinfectante, debido a que garantiza un efecto residual de protección, su empleo, combinado con una cloración posterior, es un método más eficiente en la remoción de virus y otros organismos patógenos.

10.1.7.45. Compuestos orgánicos

Recientemente se ha puesto especial interés a la detección de compuestos orgánicos tanto en agua potable como aguas residuales, debido a sus efectos nocivos a la salud sobre la base de exposición a largo plazo. Estudios experimentales han demostrado que muchos compuestos orgánicos son cancerígenos en animales de laboratorio y en el hombre. A continuación se presenta la relación de los 14 compuestos carcinogénicos que se encuentran incluidos el "Occupational Safety and Health Act" (OSHA) de los Estados Unidos (7).

1. 2 Acetilaminofluoreno
2. 4 Aminodifenil
3. Bencidina (y sus sales)
4. Bis Clorometil Eter
5. 3,3 Diclorobencidina (y sus sales)
6. 4 Dimetilaminoazobenceno
7. Etilenamida
8. Metil Clorometil Eter
9. 4,41 Metileno(bis) 2 Cloroanilina
10. Alfa Naftilamina
11. Beta Naftilamina
12. 4 Nitrobifenil
13. N Nitroso Dimetilamina
14. Beta Propiloactona

10.1.7.46. Beta propiloactona

Aunque la mayor parte de la información disponible sobre compuestos orgánicos se encuentra relacionada con agua potable, esta se aplica en el caso

de las aguas residuales y renovadas. En especial cuando se tienen planes para el empleo de aguas renovadas para su reúso como fuentes alternas de agua potable, que requerirán normas iguales o inclusive más estrictas que las vigentes a este uso. En aguas residuales los parámetros convencionales de medición de compuestos orgánicos son la DQO y el COT. Estos parámetros, sin embargo, no son específicos, y sólo proporcionan una medición gruesa de los compuestos orgánicos presentes. Para la obtención de información más detallada de la concentración de compuestos orgánicos que presentan un riesgo para la salud pública, se ha buscado otros indicadores, uno de ellos es el de la concentración de halófenos, en especial el cloroformo ya que es el más común de este tipo de compuestos presentes en las aguas residuales tratadas. El cloroformo se forma cuando se aplica cloro al agua tratada y reacciona con ciertos organismos generalmente presentes en las aguas residuales.

10.2. RESUMEN

Se presenta el análisis de los trenes de tratamiento en donde se analizan los procesos unitarios de tratamiento. Dicho análisis tiene como base el estudio de la aplicabilidad y confiabilidad de diversos trenes de tratamiento, mismos que se discuten a continuación.

Esta parte del estudio corresponde a la confiabilidad esperada en los trenes de tratamiento para la remoción de los diferentes parámetros de contaminación (ver Tabla 10.24 a Tabla 10.29).

Tabla 10.24 Remoción promedio de haloformos

Proceso	CHCl ₃ (mg/L)		CHBrCl ₂ (mg/L)		CHBr ₂ Cl (mg/L)		CHBr ₃ (mg/L)	
	Promedio	Rango	Promedio	Rango	Promedio	Rango	Promedio	Rango
Antes del empleo de cloración a punto de quiebre								
Afluente	1.5	0.4-5.5	0.2	0-1.2	---	---	---	---
Efl. filtración	0.3	0.1-0.6	0	0	---	---	---	---
% de remoción	80	---	100	---	---	---	---	---
Efl. carbón activado	0.6	0.4-1.0	0.1	0-0.3	---	---	---	---
Remoción total	60	---	50	---	---	---	---	---
Efluente final	2.1	0.6-5.3	0.9	0-3.9	---	---	---	---
Después del empleo de cloración a punto de quiebre (*)								
Afluente	2.5	0.2-39	0.2	0-1.1	2.2	0-10	0.5	0-2.9
Efl. Clarificación	1.2	0.4-2.3	0.4	0-1.4	0.1	0-0.7	0	0
% de remoción	52	---	---	---	95	---	100	---
Efl. remoc. amoníaco	0.2	0.1-0.5	0.03	0-0.2	0.06	-0.3	0	0
% de remoción	83	---	93	---	40	---	0	---
Efl. de Filtración	19	0.1-97	8.8	0.0-32	4	0-18	1.8	0-23
Efl. carbón activado	9.3	0.3-36	2.1	0-10	0.6	0-3.5	0.2	0-2.3
% de remoción	51	---	76	---	85	---	89	---
Efl. tanque contacto	10	0.8-40	3.6	0.2-14	2	0-10	0.4	0-1.8

* Cloración al punto de quiebre después de remoción de amoníaco.

Tabla 10.25 Remoción de plaguicidas en carbón activado

Dosificación de Carbón (mg/L)	Residual (mg/L)						
	Aldrin	Endrin	Dieldrin	DDT	DDD	DDE	Toxafeno
Control	48	62	19	41	56	38	155
1	---	---	---	41	---	34	147
2	26	15	6.3	---	6.9	---	80
2.5	---	---	---	21	---	29	---
5	15	3.4	2.4	3.7	3.7	12	31
10	12	1.5	1.1	---	2.2	---	2.7
12.5	---	---	---	1	3.3	---	---
25	6.3	0.56	---	---	0.45	1.1	---
50	4.4	0.22	---	---	0.35	0.9	---

Tabla 10.26 Solubilidad de los metales pesados

Metal	Oxido o hidróxido	Solubilidad
Plata (Ag)	Ag ₂ O	1.90E-08
Cadmio (Cd)	Cd(OH) ₂	2.90E-14
Cobalto (Co)	Co(OH) ₂	1.60E-15
Cobre (Cu)	Cu(OH) ₂	1.60E-19
Fierro (Fe)	Fe(OH) ₂	2.00E-19
Mercurio (Mg)	Hg ₂ O	4.00E-26
Manganeso (Mg)	Mg(OH) ₂	1.60E-13
Níquel (Ni)	Ni(OH) ₂	2.00E-15
Plomo (Pb)	Pb ₂ (OH) ₂	1.30E-15
Zinc (Zn)	Zn(OH) ₂	1.60E-16

Tabla 10.27 Remoción promedio de DQO y COT

Proceso	DQO (mg/L)		COT (mg/L)	
	Promedio	Rango	Promedio	Rango
Afluente	131	78-272	---	---
Tratamiento químico				
Efluente	52	20-109	---	---
Remoción (%)	60	---	---	---
Filtración				
Efluente	45	25-78	14	0.5-3.1
Remoción (%)	13	---	---	---
Carbón Activado				
Efluente	15	2-52	7.1	2.5-2.0
Remoción (%)	75	---	45	---
Remoción total (%)	89	---	---	---

Tabla 10.28 Adsorción en carbón activado de efluentes terciarios con cal eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	99	100	100	89
DQO	97	100	97	84
SST	99	100	99	87
N-NH ₃	85	97	81	48
Fósforo	100	100	100	99
Grasas y aceites	97	100	98	73
Arsénico	61	98	63	0
Bario	79	95	79	52
Cadmio	98	100	98	87
Cromo	100	100	98	84
Cobre	98	100	99	98
Fluor	x	x	x	x
Hierro	99	100	100	94
Plomo	99	100	98	78
Manganeso	98	100	98	86
Mercurio	23	31	18	0
Selenio	7	26	12	0
Plata	90	100	99	80
Zinc	98	100	95	58
COT	100	100	98	83
Turbiedad	99	100	100	95
Color	93	100	94	56
SAAM	92	---	84	---*

+ Incremento

- Datos insuficientes

x Información no concluyente

0 Remoción poco significativa

Tabla 10.29 Adsorción en carbón activado de efluentes nitrificados y terciarios con cal eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	100	100	100	90
DQO	99	100	99	90
SST	100	100	100	89
N-NH ₃	99	100	99	97
Fósforo	100	100	100	99
Grasas y aceites	97	100	98	73
Arsénico	61	98	63	0
Bario	79	95	79	52
Cadmio	98	100	98	87
Cromo	100	100	98	84
Cobre	98	100	98	86
Fluor	x	x	x	x
Hierro	99	100	100	94
Plomo	98	100	98	78
Manganeso	98	100	98	86
Mercurio	23	31	18	0
Selenio	7	26	12	0
Plata	90	100	99	80
Zinc	98	100	95	58
COT	100	100	98	83
Turbiedad	100	100	100	95
Color	93	100	94	56
SAAM	92	---	84	---

+ Incremento

- Datos insuficientes

x Información no concluyente

0 Remoción poco significativa



A

MEDIDORES DE CAUDAL

Para la medición de caudales se emplean vertedores planos y medidores de régimen crítico. Para caudales menores de 60 L/s se recomienda el uso de vertedores triangulares de 90° y para caudales de hasta de 1 m³/s, vertederos rectangulares. Los vertedores tienen la desventaja de la acumulación de materia sedimentable antes del mismo, lo que no ocurre con los medidores de régimen crítico. El medidor de régimen crítico más usado es el canal Parshall.

El flujo crítico es el régimen de flujo para el cual la energía específica es mínima para un caudal determinado, es decir el régimen de flujo para el cual, con una energía específica determinada se obtiene la descarga máxima. Si la pendiente del fondo de un canal es tal que la profundidad normal para un caudal determinado es igual a la profundidad crítica, dicha pendiente es la pendiente crítica. Si la pendiente del canal es mayor que la crítica se le denomina pendiente supercrítica y en el caso contrario, pendiente subcrítica.

El establecimiento de una relación definida entre la altura de la superficie líquida y el caudal correspondiente se conoce como control de flujo. Cuando el control de flujo se lleva a cabo en una sección del canal, dicha sección recibe el nombre de sección de control. Por tanto, una

sección de control conserva una relación fija entre la altura y caudal y constituye un sitio ideal para la localización de un punto de aforo.

En una sección donde se produce un flujo crítico, la relación altura de flujo a descarga es independiente de la rugosidad del canal y por tanto las secciones donde se produce flujo crítico son secciones de control.

La localización de la sección de control depende del régimen de flujo en el canal, el cual depende de su pendiente. Si en un canal de pendiente subcrítica se coloca un vertedor, se observa un represamiento caracterizado por una curva de remanso que incrementa la altura del flujo de aguas arriba del vertedero, con el fin de ganar así la energía potencial que produzca el incremento de velocidad requerida para que el agua fluya sobre la cresta del vertedero, la curva de remanso no avanza mucho aguas arriba del vertedero y el flujo continua supercrítico hasta un punto con un nivel inferior al que tiene el agua junto al vertedor. En dicho punto el agua pasa bruscamente a un nivel superior, creando un resalto hidráulico y por ello, el efecto del represamiento no avanza más arriba del resalto. Por tanto, el flujo aguas arriba del resalto está gobernado solamente por las condiciones reinantes aguas arriba.

El régimen del flujo en un canal subcrítico se afecta por las condiciones existentes aguas abajo. En canales supercríticos el régimen depende solamente de las condiciones aguas arriba o de las del lugar de entrada de agua al canal. Por esto, para régimen subcrítico, el control de flujo se hace en el extremo de aguas abajo; pero para régimen supercrítico el control de flujo se hace en el extremo aguas arriba.

La sección de control en el régimen subcrítico es una sección crítica, en el extremo aguas abajo, como la que se obtiene sobre la cresta de un vertedero. La sección de control en régimen supercrítico es también una sección crítica, como la que se obtiene en una sección donde el canal cambia de pendiente suave a fuerte, en una compuerta o en un orificio.

A.1. MEDIDORES PARSHALL

El canal Parshall es una sección de control del canal para la medida del flujo, que consiste en un canal provisto de una sección de flujo restringido. Entre sus múltiples ventajas destacan las dos siguientes:

1. La pérdida de carga en el medidor es muy baja en comparación con otros sistemas de medición de flujo, como los vertederos
2. Las altas velocidades que se alcanzan en la garganta del canal evitan la deposición de sólidos. Una desventaja del Parshall es la de ser una estructura que requiere de más terreno y mayor inversión, en comparación con otras estructuras de medición, como los vertederos

Las mediciones más exactas del canal Parshall se logran cuando la descarga es libre y no sumergida. La descarga libre se presenta cuando después

de la garganta se alcanza la llamada profundidad crítica, o cuando se produce un resalto de agua en la garganta. En condiciones de descarga libre, el gasto de agua es en función del ancho de la garganta (W) y de la carga hidráulica aguas arriba de la garganta (H_a). En la Tabla A.1 se presentan las ecuaciones de cálculo del gasto para descargas libres, y los resultados de la aplicación de dichas ecuaciones para gargantas de 2.5 a 240 cm y cargas hidráulicas de 5 a 100 centímetros.

Si la carga hidráulica en la garganta del canal (H_b) es mayor de la mitad de la carga hidráulica aguas arriba del canal (H_a), la descarga se considera parcialmente sumergida. El gasto con descargas sumergidas (Q_o) es igual al gasto con descarga libre (Q) (calculable con las ecuaciones y tablas anteriores) multiplicado por un factor de sumergencia.

A.1.1. CARACTERÍSTICAS DE LAS UNIDADES

La geometría del canal Parshall se muestra en la Ilustración A.1 y en la Tabla A.2 se presentan las dimensiones e intervalos de los gastos que pueden ser medidos en un canal Parshall.

A.2. MEDIDORES DE ORIFICIO

El medidor de orificio es una unidad medidora de flujo. El orificio es una abertura en la pared de un tanque o en una placa, normal al eje de una tubería localizada al final, o en un lugar intermedio de la tubería. El orificio se caracteriza por el hecho de que el espesor de la pared del tanque o de la placa es muy pequeño en relación con el tamaño de la abertura. Hay dos tipos de orificios: (a) orificios estándar de filo o cuadrados, y (b) de orilla cuadrada o redondeada. Estos últimos

se deben calibrar si se desea una exactitud alta, ya que el flujo a través del orificio se ve afectado por el espesor de la placa, la rugosidad de la superficie del orificio y, en el caso de los de orilla redonda, por el radio de la curvatura.

$$Q_i = A_o V_i = A(2gh)^{1/2} \quad \text{Ecuación A.1}$$

donde:

$$Q_i = \text{Flujo ideal del agua a través del orificio}$$

El flujo ideal del agua a través de un orificio se puede calcular con la siguiente expresión:

Tabla A.1 Gasto de agua a través de un medidor Parshall con descarga libre en L/s

Ecuación $Q = a(H_a)^b$								
Ancho de la garganta, W (cm)								
	2.5	5.1	7.6	15.2	22.9			
H _a	Constantes							
	“a”							
	0.05	0.1	0.14	0.26	0.47			
	“b”							
cm	1.55	1.55	1.55	1.58	1.54			
5	0.6	1.2	1.7	3.4	5.5			
10	1.7	3.4	5	10	15.8			
15	3.2	6.4	9.4	19	29.4			
20	5	10	14.6	30	45.7			
25	7	14.1	20.6	42.7	64.3			
30	9.3	18.7	27.4	56.9	85			
35	11.9	23.7	34.8	72.6	108			
40	14.6	29.2	42.7	89.7	132			
45	17.5	35.1	51.3	108	158			
50	20.6	41.3	60.3	128	186			
Ecuación $Q = 3.72W(H_a/30.5)(1.39W^{0.026})$								
H _a	Ancho de la garganta, W (cm)							
cm	30	60	90	120	150	180	210	240
5	7	14	20	26	32	38	43	49
10	20	40	58	77	95	113	131	149
15	38	74	110	146	181	216	251	286
20	59	116	173	230	286	342	398	453
25	82	164	245	326	407	488	568	649
30	109	218	326	435	544	652	761	870
35	138	276	415	555	694	834	974	1 114
40	169	340	512	685	858	1 032	1,206	1 380
45	202	408	616	825	1 034	1 245	1,456	1 668
50	237	480	726	974	1 223	1 473	1,724	1 975
60	312	627	966	1 298	1 633	1 969	2,307	2 647
70	395	809	1 229	1 655	2 085	2 518	2,953	3 391
80	484	994	1 515	2 043	2 577	3 115	3,657	4 201
90	579	1 193	1 822	2 461	3 106	3 758	4,415	5 076
100	680	1 405	2 149	2 905	3 671	4 445	5,226	6 012

A_o = Área del orificio
 V_i = Velocidad de flujo ideal
 h = Carga sobre el orificio
 g = Aceleración gravitacional

Coeficiente de velocidad:

$$V = C_v V_i$$

Coeficiente de flujo:

$$Q = C_d Q_i$$

Resultados experimentales han mostrado que el flujo real del agua a través del orificio es menor que el flujo calculado con la ecuación anterior. Por lo tanto, dicha ecuación se deberá modificar con un coeficiente según el tipo de orificio. Existen tres coeficientes.

Observando que ($Q=AV$) y ($Q_i=A_o V_i$), se puede ver que ($C_d=C_c C_v$). Entonces, la ecuación para el caso de orificios con flujo libre es:

Coeficiente de contracción:

$$A = C_c A_o$$

$$Q = C_d A (2gh)^{1/2} \quad \text{Ecuación A.2}$$

En el caso donde el orificio trabaja ahogado (como se muestra en la Ilustración A.2), los coe-

Ilustración A.1 Secciones: 1) convergente de entrada; 2) garganta; 3) divergente de salida

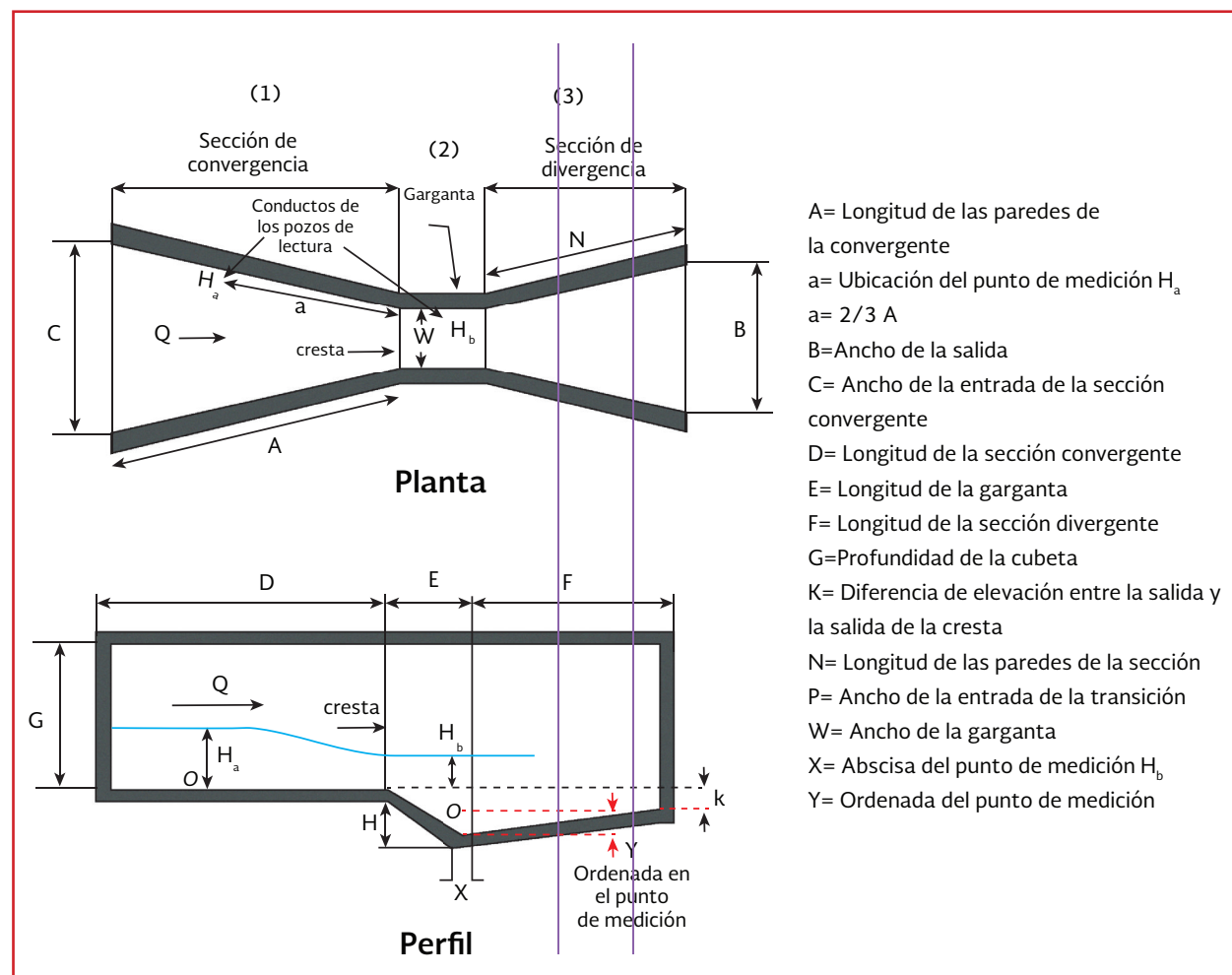


Tabla A.2 Criterios para un canal Parshall

Dimensiones (cm)													Gastos (L/s)	
W	A	(a) 2/3 A	B	C	D	E	F	G	H	K	X	Y	Mínimo	Máximo
2.5	36	24	9	17	36	8	20	15	3	2	1	1	0	6
5	41	28	13	21	41	11	25	20	4	2	2	3	1	11
7.6	47	31	18	26	46	15	31	38	6	3	3	4	1	17
15	62	41	34	39	61	31	61	46	11	8	5	8	1	82
23	88	59	48	57	86	31	76	61	11	8	5	8	3	145
31	137	92	60	84	134	61	92	92	23	8	5	8	11	454
46	145	97	79	103	142	61	92	92	23	8	5	8	14	681
61	153	102	92	121	150	61	92	92	23	8	5	8	20	936
76	163	109	107	139	160	61	92	92	23	8	5	8	23	1 163
92	168	112	122	157	165	61	92	92	23	8	5	8	28	1 419
122	183	122	153	194	179	61	92	92	23	8	5	8	37	1 929
153	198	132	183	230	194	61	92	92	23	8	5	8	62	2 440
183	214	142	214	267	209	61	92	92	23	8	5	8	74	2 951
214	229	153	244	303	224	61	92	92	23	8	5	8	116	3 433
244	244	163	275	340	239	61	92	92	23	8	5	8	131	3 972

ficientes pueden ser los mismos. La ecuación en este caso es la siguiente:

$$Q = C_d A (2g\Delta H)^{1/2} \quad \text{Ecuación A.3}$$

En la Ilustración A.2 se presentan coeficientes típicos para orificios, y a su vez, se muestran los diferentes tipos. Si se desea obtener resultados más exactos, se puede recurrir a los coeficientes de la Tabla A.3 determinados por Hamilton Smith Jr.

A.2.1. TIPO DE ORIFICIOS CON COEFICIENTES TÍPICOS ORIFICIO AHOGADO

- Orificio estándar
- Orificio cuadrado de pared delgada
- Orificio cuadrado de pared gruesa
- Orificio cuadrado de pared gruesa con curvatura

Ilustración A.2 Coeficientes para diferentes geometrías de orificios

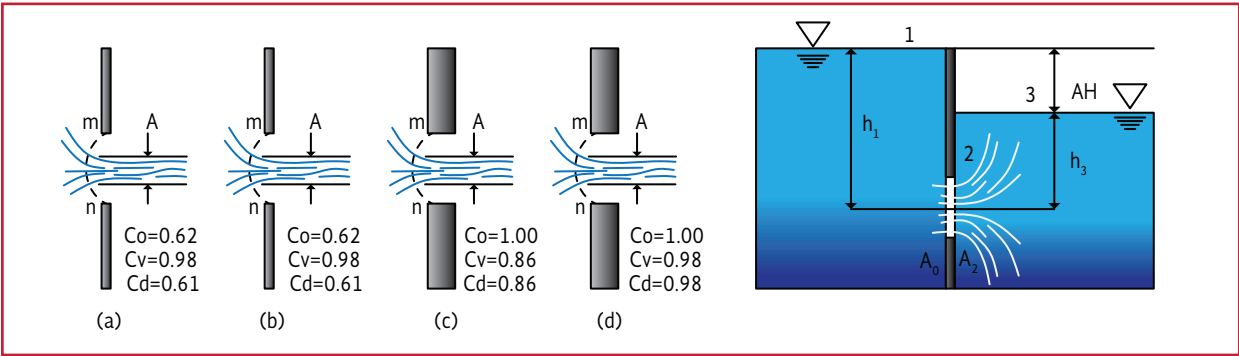


Tabla A.3 Coeficientes de flujo para orificios circulares (Hamilton Smith, Jr.)

Carga sobre el orificio	Diámetro de orificio						
	cm						
m	0.61	1.22	2.13	3.05	6.1	18.29	30.48
0.12		0.637	0.624	0.618			
0.18	0.655	0.63	0.618	0.613	0.601	0.593	
0.24	0.648	0.626	0.615	0.61	0.601	0.594	0.59
0.3	0.644	0.623	0.612	0.608	0.6	0.595	0.591
0.48	0.637	0.618	0.608	0.605	0.6	0.596	0.593
0.61	0.632	0.614	0.606	0.604	0.599	0.597	0.595
0.76	0.629	0.612	0.605	0.603	0.599	0.598	0.596
0.9	0.627	0.611	0.604	0.603	0.599	0.598	0.597
1.2	0.623	0.609	0.603	0.602	0.599	0.597	0.596
1.8	0.618	0.607	0.602	0.6	0.598	0.597	0.596
2.4	0.614	0.605	0.601	0.6	0.598	0.596	0.596
3	0.611	0.603	0.599	0.598	0.597	0.596	0.595
6.1	0.601	0.599	0.597	0.596	0.596	0.596	0.594
15.2	0.596	0.595	0.594	0.594	0.594	0.594	0.593
30.5	0.593	0.592	0.592	0.592	0.592	0.592	0.592

Tabla A.4 Gasto de agua a través de un orificio con descarga libre (L/s)

Ecuación $Q = C_d A (2gh)^{0.5}$							
H	Diámetro del orificio (cm)						
m	0.6	1.22	2.13	3.1	6.1	18.29	30.48
$C_d = 0.61$							
0.12	0.1	0.44	1.35	2.8	11	99.1	175.4
0.18	0.1	0.54	1.65	3.4	13.5	121.4	337.2
0.54	0.2	0.62	1.91	3.9	15.6	140.2	389.4
0.3	0.2	0.7	2.13	4.4	17.4	156.7	435.4
0.46	0.2	0.85	2.61	5.3	21.3	192	533.2
0.61	0.3	0.99	3.02	6.2	24.6	221.7	615.7
0.76	0.3	1.1	3.37	5.9	27.5	247.8	688.4
0.91	0.3	1.21	3.7	7.5	30.2	371.5	754.1
1.2	0.4	1.3	4.27	8.7	34.8	313.5	870.8
1.8	0.4	1.71	5.23	11	42.7	383.9	1067
2.4	0.5	1.97	6.03	12	49.3	443.3	1231
3	0.6	2.2	6.75	14	55.1	495.6	1377
6.1	0.8	3.12	6.54	20	77.9	700.9	1947
15.2	1.2	4.93	15.9	31	123	1108	3079
30.5	1.7	6.97	21.3	44	174	1567	4354
$C_d = 0.86$							
0.12	0.2	0.62	1.9	3.9	15.5	139.8	388.2
0.18	0.2	0.76	2.33	4.8	19	171.2	475.5
0.24	0.2	0.88	2.69	5.5	22	197.6	549
0.3	0.3	0.98	3.01	6.1	24.6	221	613.8
0.46	0.3	1.2	3.68	7.5	30.1	270.6	751.8
0.61	0.4	1.39	4.25	8.7	34.7	312.5	868.1
0.76	0.4	1.55	4.76	9.7	38.8	349.4	970.5
0.91	0.4	1.7	5.21	11	42.5	382.7	1063
1.2	0.5	1.96	6.02	12	49.1	441.9	1228
1.8	0.6	2.41	7.37	15	60.1	541.3	1504
2.4	0.7	2.58	8.51	17	69.4	625	1736
3	0.8	3.11	9.51	19	77.6	698.8	1941
6.1	1.1	4.39	13.5	28	110	688.2	2745
1415	1.7	6.94	21.3	43	174	1563	4340
30.2	2.5	9.82	30.1	61	246	2210	6138
$C_d = 0.98$							
0.12	0.2	0.71	2.17	4.4	17.7	159.3	442.4
0.18	0.2	0.87	2.65	5.4	21.7	195	541.8
0.24	0.3	1	3.07	6.3	25	225.2	625.6
0.3	0.3	1.12	3.43	7	28	251.8	699.5
0.46	0.3	1.37	4.2	8.6	34.3	308.4	856.7
0.61	0.4	1.58	4.85	9.9	39.6	356.1	989.2
0.76	0.4	1.77	5.42	11	44.2	398.1	1106
0.91	0.5	1.94	5.94	12	48.5	436.1	1212

Tabla A.4 Gasto de agua a través de un orificio con descarga libre (L/s) (continuación)

$C_d = 0.98$							
H	Diámetro del orificio (cm)						
m	0.6	1.22	2.13	3.1	6.1	18.29	30.48
1.2	0.6	2.24	6.85	14	56	503.6	1399
1.8	0.7	2.74	8.4	17	68.5	616.8	1713
2.4	0.8	3.17	9.69	20	79.1	712.2	1978
3	0.9	3.54	10.8	22	88.5	196.3	2212
6.1	1.3	5	15.3	31	125	1126	3128
15.2	2	7.91	24.2	50	198	1781	4946
30.5	2.8	11.2	34.3	70	280	2518	6995

Tabla A.5 Gasto de agua a través de un orificio con descarga libre (L/s). Coeficientes de flujo de Hamilton Smith

Carga sobre el orificio	Diámetro de orificio						
	cm						
m	0.61	1.22	2.13	3.05	6.1	18.29	30.48
0.12		0.46	1.4	2.8			
0.18	0.14	0.56	1.67	3.4	13.3	118	
0.24	0.17	0.64	1.92	3.9	15.3	137	377
0.3	0.18	0.71	2.14	4.3	14.1	153	422
0.46	0.22	0.86	2.6	5.3	21	188	518
0.61	0.26	0.99	3	6.1	24.2	217	601
0.76	0.28	1.11	3.35	6.8	27	243	673
0.91	0.31	1.21	3.66	7.5	29.6	266	738
1.2	0.36	1.39	4.22	8.6	34.2	307	851
1.8	0.43	1.7	5.16	10.5	41.8	376	1042
2.4	0.5	1.95	5.95	12.1	48.3	433	1203
3	0.55	2.18	6.62	13.5	53.9	484	1343
6.1	0.77	3.06	9.34	19	76.1	685	1896
15.2	1.2	4.8	14.69	30	119.9	1079	2993
30.5	1.69	6.76	20.7	42.3	169	1521	4225

B

CONTROL DE OLORES

El control de olores es un tema importante en la construcción y operación de los sistemas de recolección y tratamiento, especialmente en zonas urbanas o donde estas instalaciones se ubican cerca de núcleos poblacionales. Bajo condiciones meteorológicas estables, los gases con olor que se generan en las instalaciones de tratamiento, tienden a ubicarse justo encima del punto de generación puesto que estos son más densos que el aire. En lugar de daños fisiológicos al cuerpo, en bajas concentraciones los malos olores generan estrés a las personas que están expuestos a ellos. La mayoría de los compuestos responsables de la producción de olores, se componen de sulfuro o nitrógeno, siendo el olor a huevo podrido es el más común en las instalaciones de tratamiento. Así mismo, algunos gases olorosos como el sulfuro de hidrógeno son letales en altas concentraciones. La obra de llegada y los procesos de pretratamiento tienen el potencial más alto de generación de olores, especialmente en plantas que reciben agua de sistemas de conducción tan grandes que el agua llega a la planta en condiciones anaerobias. En lo que respecta al tren de

sólidos, los procesos de espesamiento, digestores anaerobios y de transporte de lodos son los que presentan mayor riesgo de generación de olores, especialmente cuando se maneja el lodo sin estabilización.

El control de olores se incorpora desde el diseño, mediante la inclusión de llegadas de agua sumergidas, la eliminación de saltos hidráulicos y de condiciones que causan turbulencia. No obstante, en ocasiones la aparición de olores es inminente, pero se mitiga mediante la aplicación de cubiertas y sistemas de ventilación, aplicación de químicos para la oxidación, precipitación o control de pH, uso de neutralización y disfrazamiento de olores, (en el corto plazo), la construcción de obras que induzcan turbulencia atmosférica para disipación de olores y el uso de zonas amortiguadoras.

Los métodos para el tratamiento de olores se clasifican en físicos, los cuales incluyen adsorción y dilución; químicos, que se componen de oxidación y tratamientos termales; y biológicos: principalmente los filtros de composta.



GLOSARIO

Abiótico: sin elementos vivos en el ambiente.

Absorción: incorporación y fijación de una sustancia en el cuerpo de otra, cuando el fenómeno no se limita tan solo a la superficie. Concentración selectiva de sólidos disueltos en el interior de un material sólido por difusión.

Abundamiento: aumento del volumen en un material una vez que se modifica su estado original. Por ejemplo: el material de cubierta en banco tiene un volumen igual a 1, excavado sin compactar tiene un volumen igual a 1.3.

Acetogénesis: etapa del proceso anaerobio en la cual los productos de la acidogénesis son convertidos en ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono. En esencia convierte los ácidos volátiles a acetato. Es el sustrato primario de la metanogénesis acetoclástica.

Ácido: sustancia que dona un ión hidrógeno o protón. Reacciona con una base para la formación de una sal.

Acidogénesis: etapa del proceso anaerobio en la cual las moléculas producto de la hidrólisis, se transforman en hidrógeno, dióxido de carbono y ácidos orgánicos (butírico, propiónico y acético).

Acondicionamiento de lodos: proceso químico, físico o biológico diseñado para el mejoramiento de las características de espesamiento o desagado de los lodos.

Acuífero: cualquier formación geológica o conjunto de formaciones geológicas hidráulicamente conectados entre sí, por las que circulan o se almacenan aguas del subsuelo que pueden ser extraídas para su explotación sustentable, uso o aprovechamiento y cuyos límites laterales y verticales se definen convencionalmente para fines de evaluación, manejo y administración de las aguas nacionales del subsuelo.

Adsorción: es la operación en la que una determinada sustancia (absorbato), se transfiere desde hasta la superficie de un sólido (adsorbente), cuyas paredes están en contacto con dicho fluido.

Aerobio: condición ambiental que tiene lugar en presencia de oxígeno. También se identifica así los microorganismos que viven bajo esas condiciones.

Afluente: agua, agua residual u otro líquido que ingresa a un reservorio, planta o proceso de tratamiento.

Agua cruda: agua residual que no ha sido tratada.

Agua de primer uso: aguas provenientes de fuentes de abastecimiento que no han sido otorgadas previamente a los consumidores.

Agua freática: aguas subterráneas localizadas sobre una capa impermeable.

Agua liberada: agua que es sujeta de intercambio por agua tratada.

Agua pluvial: son las aguas producto de la lluvia o precipitación que escurren sobre la superficie del terreno.

Agua potable: aquella para uso o consumo humano que no contiene contaminantes químicos, físicos o agentes infecciosos y que cumple con los requerimientos de la NOM-127-SSA1-1994.

Agua regenerada: hace referencia al agua residual tratada que cumple con la calidad necesaria para su uso directo o controlado, tales como recarga de acuíferos, riego de áreas verdes o agrícola, servicios auxiliares en la industria, incluso para su uso potable directo (Metcalf & Eddy, 2003). El propósito es la conservación y manejo sustentable del agua, en lugar de su descarga a los cuerpos de agua. También denominada agua renovada o reciclada.

Agua residual colectada: caudal de aguas residuales colectadas por un sistema formal de red de alcantarillado.

Agua residual doméstica: agua residual de origen doméstico, comercial e institucional que contiene desechos humanos.

Agua residual tratada: aquella que mediante procesos individuales o combinados de tipo físico, químico, biológico u otros, se ha adecuado para hacerla apta para su reúso en servicios al público.

Agua residual: el agua de composición variada provenientes de las descargas de usos público urbano, domestico, industrial, comercial, de servicios, agrícola, pecuario, de las plantas de tratamiento y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas.

Agua subterránea: agua debajo de la superficie terrestre y localizada entre suelo saturado y el lecho rocoso.

Aireador: equipo utilizado para introducir aire al agua o agua residual

Álcali: sustancia con propiedades básicas

Alcantarillado: infraestructura necesaria para recibir, conducir y evacuar las aguas residuales provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales y de servicios domésticos, así como la mezcla de ellas.

Almacenamiento: retención de residuos temporalmente no integrados a alguna de las etapas del sistema de manejo de residuos sólidos.

Ambiente: el conjunto de elementos naturales y artificiales o inducidos por el hombre que hacen posible la existencia y desarrollo de los seres humanos y demás organismos vivos que interactúan en un espacio y tiempo determinados.

Anaerobio: condición en la cual hay ausencia de aire u oxígeno libre. También se nombra con

este término a los microorganismos que no requieren oxígeno para vivir.

Análisis de calidad del agua: examen del agua, agua residual o lodos para la detección de sus componentes.

Anóxico: condición que se caracteriza por la ausencia de oxígeno libre.

Aplicación en el terreno: descarga de agua residual o lodos parcialmente tratados en el terreno bajo condiciones controladas.

Bacteria: organismo microscópico unicelular con paredes celulares rígidas y carentes de clorofila, que desempeña una serie de procesos de tratamiento incluyendo: oxidación biológica, digestión, nitrificación y desnitrificación. Las bacterias pueden ser aerobias, anaerobias o facultativas y forman parte de los procesos de estabilización y conversión de residuos sólidos.

Banco de nivel: monumento fijo cuya elevación es conocida y que sirve de referencia para la determinación de las elevaciones del terreno.

Bases de diseño: conjunto de información que sirve para el dimensionamiento de los procesos de tratamiento. Generalmente incluyen: población, caudal, concentración de los componentes del agua, aportes per cápita, y para el caso de reúso la demanda potencial.

Berma: espacio al pie del talud entre éste y el declive exterior del terraplén.

Biocombustible: material orgánico o una mezcla de estos, que se usa como sustituto de los combustibles en los motores de combustión interna.

Biodegradable: cualidad de la materia (generalmente de tipo orgánico) para ser metabolizada por medios biológicos.

Biodegradación: degradación de la materia por acción de microorganismos, en el suelo, cuerpos receptores o procesos de tratamiento de aguas residuales.

Biogás: mezcla de metano, dióxido de carbono y otros gases en bajas cantidades, producto de la biodegradación anaerobia de la materia orgánica.

Biomasa: una biopelícula o biofilm es un ecosistema microbiano organizado, conformado por uno o varios microorganismos asociados a una superficie viva o inerte, con características funcionales y estructuras complejas.

Biopelícula: película biológica adherida a un medio sólido que lleva a cabo la degradación de la materia orgánica.

Biosólidos: lodos que han sido sometidos a procesos de estabilización y que por su contenido de materia orgánica, nutrientes y características adquiridas después de su estabilización, puedan ser susceptibles de aprovechamiento.

Biotecnología: toda aplicación tecnológica que utilice recursos biológicos, organismos vivos o sus derivados para la creación o modificación de productos o procesos para usos específicos.

Bypass: ver Derivación.

Cámara: compartimiento con paredes que se usa para un propósito específico.

Cambio climático: modificación del clima atribuida directa o indirectamente a la actividad humana que altera la composición de la atmósfera mundial y que se suma a la variabilidad natural del clima observada durante periodos de tiempos comparables.

Características biológicas: contenido de organismos en los residuos sólidos, medido a través de indicadores, tales como: número más probable (NMP), cuenta en placa y resultados de ensayos biológicos.

Características físicas: propiedades no alteran o modifican composición de los residuos sólidos. Los parámetros más empleados para determinarlas son: densidad, humedad y poder calorífico.

Características químicas: propiedades que definen la potencialidad de la materia contenida en todo tipo de residuo para transformarse, cambiar de energía o alterar su estado. Los parámetros más empleados son: pH, carbono orgánico total, fósforo total, nitrógeno total, relación de carbono-nitrógeno, cenizas, demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), azufre, sales, ácidos, bases y metales pesados.

Cárcamo de bombeo: es el sitio generalmente más bajo que el nivel de terreno, en el cual se introduce la succión de equipos de bombeo.

Carcinogénico: capaz de causar a las células o a un organismo reacciones que pueden producir cáncer.

Carga de diseño: combinación entre gasto y concentración de un parámetro específico que se

usa para dimensionar un proceso de tratamiento bajo condiciones aceptables de operación.

Carga superficial: gasto o masa de un parámetro por unidad de área y por unidad de tiempo, que se emplea para el dimensionamiento de un proceso de tratamiento. Algunos ejemplos de unidades son $\text{m}^3/(\text{m}^2 \text{ d})$ y $\text{kg DBO}/(\text{ha d})$.

Caudal o gasto o flujo volumétrico: cantidad o volumen de agua que fluye a través de un medio, en un tiempo determinado.

Clarificador o sedimentador: tanque de sedimentación rectangular o circular para la remoción de sólidos sedimentables del agua residual.

Clausura de relleno: suspensión definitiva o temporal de las actividades del sitio de disposición final. Sellado del área de relleno por haber concluido su vida útil.

Cloración: aplicación de cloro o compuestos de cloro al agua residual, para desinfección y en algunos casos para oxidación química o control de olores.

Coestabilización: un proceso en el cual dos o más tipos de sustratos se estabilizan al mismo tiempo en el mismo reactor. Por ejemplo: lodos con residuos orgánicos.

Coliformes: bacterias gram negativas de forma alargada capaces de fermentar lactosa con producción de gas a temperatura de 35 o 37 °C (coliformes totales). Aquellas que tienen las mismas propiedades a la temperatura de 44 o 44.5 °C se denominan coliformes fecales.

Compactación: operación unitaria usada para incrementar el peso específico (densidad) de los materiales, para que puedan ser manejados, almacenados y transportados más eficientemente.

Compensación y homogeneización: proceso usado para evitar las descargas súbitas, aplicable a descargas de origen industrial en el cual se almacena el desecho para allanar el histograma diario de descarga y para homogeneizar la calidad del desecho. Es sinónimo de igualación.

Composición: conjunto de materiales identificados como residuos sólidos, categorizados en grupos de residuos y tipos de residuos.

Composteo de residuos sólidos municipales: degradación controlada de residuos sólidos municipales, incluyendo alguna forma de procesamiento para remover los materiales inorgánicos no degradables.

Concentración: la relación existente entre su peso y el volumen de una sustancia, elemento o compuesto en un líquido que lo contiene.

Condiciones particulares de descarga: el conjunto de parámetros físicos, químicos y biológicos y de sus niveles máximos permitidos en las descargas de agua residual, determinados por la Comisión Nacional del Agua para el responsable o grupo de responsables de la descarga o para un cuerpo receptor específico, con el fin de preservar y controlar la calidad de las aguas conforme a la Ley de Aguas Nacionales y su Reglamento.

Condiciones particulares para descargas al alcantarillado urbano o municipal: el conjunto de parámetros físicos, químicos y biológicos y de sus límites máximos permisibles en las descar-

gas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, establecidos por la autoridad competente, previo estudio técnico correspondiente, con el fin de prevenir y controlar la contaminación de las aguas y bienes nacionales, así como proteger la infraestructura de dichos sistemas.

Contaminación: presencia en el ambiente de uno o más contaminantes o de cualquier combinación de ellos que cause desequilibrio ecológico.

Contaminante: todo elemento, materia, sustancia, compuesto, así como toda forma de energía térmica, radiante ionizante o vibratoria que al incorporarse o actuar en cualquier elemento del medio físico, altera o modifica su estado y composición o bien, afectan la flora, la fauna o la salud humana. Debe entenderse como medio físico al suelo, aire y agua.

Contaminantes básicos: aquellos compuestos o parámetros que pueden ser removidos o estabilizados mediante procesos convencionales. En lo que corresponde a esta Norma Oficial Mexicana solo se consideran los siguientes: grasas y aceites, materia flotante, demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y sólidos suspendidos totales.

Contaminantes patógenos y parasitarios: son los microorganismos, quistes y huevos de parásitos que pueden estar presentes en las aguas residuales y que representan un riesgo a la salud humana, flora o fauna. En lo que corresponde a esta Norma Oficial Mexicana solo se consideran los coliformes fecales medidos como NMP o UFC/100 mL (número más probable o unidades formadoras de colonias por cada 100 mL) y los huevos de helminto medidos como h/L (huevos por litro).

Control: inspección, vigilancia y aplicación de las medidas necesarias para el cumplimiento de las disposiciones establecidas.

Corte: es la acción de rebajar por medios mecánicos o manuales un material (vegetal o para cubierta).

Criba gruesa: artefacto generalmente de barras paralelas de separación uniforme (4-10 cm), utilizado para remover sólidos flotantes de gran tamaño, generalmente aguas arriba de bombas de gran capacidad.

Criba media: artefacto generalmente de barras paralelas de separación uniforme (2-4 cm), utilizado para remover sólidos flotantes y en suspensión.

Criterios de diseño: especificaciones o guías de ingeniería que especifican detalles de construcción y materiales. Especificaciones que se deben cumplir al diseñar un proceso, estructura o instalación con el fin de cumplir con sus objetivos. Normas o guías de ingeniería que especifican objetivos, resultados o límites, que deben cumplirse en el diseño de un proceso, estructura o componente de un sistema.

Cubicación: la cuantificación del volumen de cualquier material o vacío tomando como unidad el metro cúbico.

Cubierta: capa de suelo u otro material utilizado para cubrir los residuos sólidos y que tiene como finalidad controlar infiltraciones y emanaciones, la dispersión de residuos y el ingreso o egreso de fauna nociva en un relleno sanitario.

Degradable: cualidad que presentan determinadas sustancias o compuestos para descomponerse gradualmente por medios físicos, químicos o biológicos.

Degradación: reducción del contenido de carbono en la vegetación natural, ecosistemas o suelos, debido a la intervención humana, con relación a la misma vegetación ecosistemas o suelos, si no hubiera existido dicha intervención.

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO): cantidad de oxígeno usado en la estabilización de la materia orgánica bajo condiciones de tiempo y temperatura (generalmente 5 días y 20 °C). Una medida estándar que mide la materia orgánica biodegradable contenida en el agua residual y cuantifica la cantidad de oxígeno consumida por los microorganismos dentro de un período de tiempo (típicamente 5 días a 20°C).

Demanda química de oxígeno (DQO): medida de la cantidad de oxígeno requerido para oxidación química de la materia orgánica (carbonácea) del agua residual, usando como oxidantes sales inorgánicas de permanganato o dicromato.

Densidad: masa o cantidad de materia de un determinado residuo sólido, contenido en una unidad de volumen.

Depuración de aguas residuales: término usado para referirse a la purificación o remoción de sustancias objetables de las aguas residuales, como por ejemplo DBO, DQO, bacterias, materiales tóxicos, entre otros.

Derivación: conjunto de tuberías, canales, válvulas y compuertas que permiten el paso de

un líquido alrededor de un proceso o planta de tratamiento. Conducto usado para el desvío del agua de un proceso o planta de tratamiento en condiciones de emergencia o de mantenimiento.

Desarenador: cámara diseñada para reducir la velocidad del agua residual y permitir la separación de sólidos gruesos (arena) por sedimentación.

Desarrollo sustentable: el proceso evaluable mediante criterios e indicadores del carácter ambiental, económico y social que tiende a mejorar la calidad de vida y la productividad de las personas, que se funda en medidas apropiadas de preservación del equilibrio ecológico, protección del ambiente y aprovechamiento de recursos naturales, de manera que no se comprometa la satisfacción de las necesidades de las generaciones futuras.

Descarga de aguas residuales: acción de verter aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, o cuerpo de agua receptor.

Descomposición orgánica: el decaimiento de los residuos orgánicos por medios bacterianos, químicos o térmicos.

Deshidratación de lodos: proceso que remueve una porción del agua contenida en los sólidos. La deshidratación se distingue del espesamiento en que el sólido resultante o torta puede manejarse como un sólido, no como un líquido.

Desinfección: la destrucción de bacterias y virus de origen fecal en las aguas residuales, con el uso de un agente desinfectante.

Desinfección de aguas residuales: disminución de microorganismos patógenos contenidos en el

agua que no han sido eliminados en las fases iniciales del tratamiento del agua.

Digestión aerobia: transformación bioquímica de la materia orgánica presente en los lodos, que es transformada en bióxido de carbono y agua por los microorganismos en presencia de oxígeno.

Digestión anaerobia: es la transformación bioquímica de la materia orgánica presente en los lodos, que es transformada en gas metano y bióxido de carbono y agua por los microorganismos en ausencia de oxígeno disuelto y combinado.

Digestión: descomposición biológica de la materia orgánica de un lodo, produciendo una mineralización, licuefacción y gasificación parcial.

Dióxido de carbono: gas cuya fórmula es CO_2 . Es incoloro y más pesado que el aire. Es altamente soluble en el agua formando soluciones de ácidos débiles corrosivos. Se produce durante la degradación térmica y descomposición microbiana de los residuos sólidos y contribuye al calentamiento de la superficie terrestre.

Disposición conjunta: disposición de los residuos sólidos municipales con otros materiales, particularmente lodos, residuos infecciosos u otros residuos potencialmente peligrosos.

Disposición en el suelo: reciclaje de agua residual o lodos parcialmente tratados en el terreno, bajo condiciones controladas.

Disposición final: disposición del efluente de una planta de tratamiento o de lodos tratados.

Ecosistema: la unidad funcional básica de interacción de los organismos vivos entre sí y de

éstos con el ambiente, en un espacio y tiempo determinados;

Edad de lodo: ver tiempo de retención celular.

Eficiencia de tratamiento: es la relación entre los recursos utilizados en una planta de tratamiento y el cumplimiento del estándar de calidad requerido.

Efluente final: líquido que sale de una planta de tratamiento de aguas residuales.

Efluente: líquido que sale de un proceso o unidad de tratamiento.

Emisión: descarga de una sustancia a algún elemento del ambiente.

Emisión: liberación a la atmósfera de gases de efecto invernadero y/o sus precursores y aerosoles en la atmósfera, incluyendo en su caso compuestos de efecto invernadero, en una zona y un periodo de tiempo específicos.

Esgurrimiento: agua pluvial que no se infiltra y no se evapora, pero tampoco se estanca.

Estabilización aerobia termofílica autotérmica: proceso de estabilización aerobia en el cual los microorganismos generan suficiente calor para mantener temperaturas en el rango termofílico.

Estabilización aerobia: proceso para la estabilización de lodos que considera la oxidación directa de la materia orgánica biodegradable y la oxidación del material celular de los microorganismos.

Estabilización alcalina: proceso por el cual se estabilizan los lodos por medio de la cal u otros materiales alcalinos, suministrando suficiente

material para elevar el pH por encima de 12 durante dos horas.

Estabilización anaerobia: proceso de estabilización de lodos operado específicamente sin oxígeno en el cual la materia orgánica alimentada se convierte a metano y dióxido de carbono, principalmente.

Facultativo (organismo): organismo que es capaz de realizar sus funciones tanto en presencia como en ausencia de oxígeno.

Fauna nociva: especies animales que por condiciones ambientales incrementan su población o actividad, llegando a convertirse en plaga, vectores potenciales de enfermedades o causantes de daños a las actividades o bienes humanos.

Filtro anaerobio: consiste en una columna empacada con varios tipos de medios sólidos usados para el tratamiento de la materia orgánica en aguas residuales.

Generación de sólidos: cantidad de residuos sólidos originados por una determinada fuente en un intervalo de tiempo.

Generador: cualquier persona, organización, poblado o localidad que produce residuos sólidos.

Hidrófita: especies vegetales que tienen afinidad por el agua. Estas crecen parcial o totalmente sumergidas en agua o requieren una gran cantidad de humedad.

Hidrólisis: ruptura de una molécula en dos o más moléculas menores mediante la adición de una molécula de agua.

Impacto ambiental: modificación del ambiente ocasionado por la acción del hombre o de la naturaleza.

Impermeable: capacidad de un material de permitir el paso de un flujo sin alteración de su estructura interna.

Incentivo: estímulo que se ofrece a una persona, grupo o sector de la economía con el fin de elevar la producción y mejorar los rendimientos

Índice de generación: total de toneladas producidas por unidad de tiempo y divididas por el número de habitantes. La generación per cápita anual es el total de toneladas generadas en un año divididas por la población de residentes del área.

Infiltración: ingreso de agua a los estratos de suelo o residuos sólidos.

Instalación para disposición final: conjunto de equipos y área de terreno que se utilizan para la recepción de residuos y su disposición. La instalación puede incorporar uno o más métodos de disposición.

Lecho o cama de secado: área que contiene área o un material poroso donde se depositan los lodos para deshidratarse por medio de filtración y evaporación.

Límite máximo permisible: valor o rango asignado a un parámetro, el cual no debe ser excedido en la descarga de aguas residuales.

Lixiviado o percolado: líquido infiltrado y drenado a través de los residuos sólidos y que contiene materiales de solución o suspensión,

provenientes de los mismos residuos o de su descomposición.

Lodo: sólido con un contenido variable de humedad, proveniente del desazolve de los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, de las plantas potabilizadoras y de las plantas de tratamiento de aguas residuales, que no han sido sometidos a procesos de estabilización.

Lodos activados: proceso de tratamiento biológico de aguas residuales en ambiente químico aerobio, donde las aguas residuales son aireadas en un tanque que contiene una alta concentración de microorganismos degradadores. Esta alta concentración de microorganismos se logra con un sedimentador que retiene los flóculos biológicos y los retorna al tanque aireado.

Manejo integral de residuos sólidos: combinación de técnicas y metodologías para la reducción en la fuente, reciclaje, combustión y disposición de residuos.

Material acondicionador: en el composteo son los materiales adicionados al lodo para proporcionar energía, porosidad, contenido de sólidos o incrementar la relación carbono/nitrógeno.

Metano: gas que constituye el primer término de la serie de los hidrocarburos saturados. Es un gas incoloro, más ligero que el aire, poco soluble en el agua y tiene por fórmula CH_4 . Es el más simple de todos los compuestos orgánicos, lo cual explica su abundancia en la naturaleza, ya que se desprende de los materiales orgánicos en estado de descomposición. El metano se forma por combinación del hidrógeno con el carbono, es poco oloroso y se consume como combustible.

Metanogénesis. etapa del proceso anaerobio en la cual se genera gas metano y dióxido de carbono, principalmente.

Microorganismos: organismos microscópicos, incluyendo bacterias, levaduras, fungi, actinomicetes, algunas algas y protozoarios, que digieren los materiales por medio de actividad metabólica.

Migración de biogás: movimiento de las partículas de biogás a través del relleno sanitario y fuera del mismo a través de los diferentes elementos en el ambiente.

Monitoreo: muestreo y mediciones repetidas para determinar los cambios de niveles o concentraciones de contaminantes en un período y sitio determinado respecto a un control.

Monóxido de carbono: gas incoloro y venenoso. Se produce durante la degradación térmica y descomposición microbiana de los residuos sólidos cuando el oxígeno suministrado es limitado.

Muestra: parte representativa de un universo o población finita obtenida para conocer sus características.

Nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+): nitrógeno presente en un agua residual bajo forma de amonio o ion amonio.

Nitrógeno orgánico (N_{org}): el nitrógeno que se encuentra en moléculas orgánicas.

Nitrógeno total (N_T): la totalidad del nitrógeno en sus diferentes formas: N-NH_4^+ , N_{org} y de nitritos y nitratos.

Nitrógeno total Kjendahl (NTK): el nitrógeno orgánico adicionado del nitrógeno amoniacal.

Nivel freático: es la profundidad a la que se encuentran las aguas freáticas, este nivel baja en tiempo de secas y sube en tiempo de lluvias.

Nutriente: cualquier sustancia que al ser asimilada por organismos, promueve crecimiento. En aguas residuales se refiere normalmente al nitrógeno y fósforo, pero también pueden ser otros elementos esenciales en cantidades traza.

Operador: persona física o moral, privada o pública, responsable del funcionamiento del sistema de manejo de residuos o una parte del mismo.

Oxidación: pérdida de electrones experimentada por un compuesto; un agente oxidante es un aceptor de electrones.

Oxígeno disuelto: concentración medida en un líquido, por debajo de la saturación, normalmente expresada en mg/Litro.

Pendiente: inclinación que tiene un terreno o cualquier elemento, tomando como base la relación longitud horizontal entre longitud vertical.

Pepena: remoción informal y en algunos casos ilegal de materiales, en cualquier etapa del sistema de manejo de residuos sólidos.

Permeabilidad: capacidad del suelo para conducir o descargar cualquier fluido, cuando se encuentra bajo un gradiente. Esta depende de la densidad del suelo, del grado de saturación y del tamaño de las partículas.

Potencial de hidrógeno: logaritmo con signo negativo de la concentración de iones hidrógeno, en moles por litro.

Planta piloto: planta de tratamiento a escala de laboratorio o técnica, que sirve para el estudio de la tratabilidad de un desecho líquido o la determinación de las constantes cinéticas y los parámetros de diseño del proceso.

Plantas de tratamiento de aguas residuales: infraestructura para remover, de conformidad con las necesidades del cuerpo receptor, contaminantes, que se incorporan directa o indirectamente durante el uso o aprovechamiento del agua de primer uso.

Población equivalente: población estimada al relacionar la carga total o volumen total de un parámetro en un efluente (DBO, sólidos en suspensión, caudal) con el correspondiente aporte per capita en kgDBO/(hab d), L/(hab d).

Poligonal: figura donde se vacían los datos de topografía (longitud, ángulo) para indicar una porción del terreno. Las poligonales pueden ser abiertas o cerradas.

Porosidad: es el por ciento de vacíos en el volumen total de una muestra o bien, el cociente del volumen que puede ser ocupado por agua entre el volumen total.

Pozo de monitoreo: perforación que se hace en un relleno sanitario o sus alrededores, para la medición de la cantidad y características de biogás o lixiviados que se generen en el mismo o analizar la calidad de las aguas subterráneas.

Pretratamiento: operaciones unitarias de separación física localizados antes de las estaciones

de bombeo o del tratamiento primario.

Prevención: conjunto de disposiciones y medidas anticipadas para evitar el deterioro de un elemento.

Proceso anaerobio de contacto: los lodos del digestor de alta tasa son sedimentados en un digestor de segunda etapa. El digestor de segunda etapa opera como un tanque de sedimentación que permite la remoción de microorganismos del efluente. Los organismos, como en un proceso de lodos activados, retornan al digestor y se siembran en agua residual cruda.

Proceso biológico: proceso en el cual la materia orgánica es asimilada por bacterias y otros microorganismos para su estabilización, generando nueva biomasa y subproductos

Protección: conjunto de políticas y medidas para mejorar el ambiente y prevenir y controlar su deterioro.

Reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA): proceso continuo de tratamiento anaerobio de aguas residuales en el cual el desecho circula de abajo hacia arriba a través de un manto de lodos, para estabilizar parcialmente de la materia orgánica. el sobrenadante tratado se obtiene en la parte superior. Así mismo, se obtiene biogás como subproducto del proceso.

Recarga artificial de acuíferos: conjunto de técnicas que permiten aumentar la disponibilidad de aguas subterráneas, con la calidad necesaria, mediante una intervención consciente, directa o indirecta en el ciclo natural del agua.

Recirculación: volver a impulsar la circulación del agua dentro de un mismo circuito o sistema.

Reducción: ganancia de electrones llevada a cabo por un compuesto; un agente reductor en un donador de electrones.

Reja gruesa: por lo general, de barras paralelas de separación uniforme (4 a 10 cm), utilizada para remover sólidos flotantes de gran tamaño, aguas arriba de bombas de gran capacidad.

Rejilla media: artefacto de barras paralelas de separación uniforme (2 a 4 cm), utilizado para remover sólidos flotantes y en suspensión. Son las más empleadas en el tratamiento preliminar.

Relleno sanitario: obra de ingeniería para la disposición final de los residuos sólidos municipales, los cuales se depositan, esparcen y compactan al menor volumen práctico posible y se cubren con una capa de tierra, al término de las operaciones del día.

Residuo alimenticio: residuos de origen animal y vegetal que resultan del manejo, almacenamiento, venta, preparación, cocción y servicio de comida.

Residuo de construcción y demolición: materiales residuales de la edificación y escombros resultado de la construcción, remodelación y demolición. Los materiales usualmente incluidos comprenden maderas usadas, partes metálicas, materiales de empaque, latas, cajas, cable eléctrico y otros materiales.

Residuo incompatible: aquellos que al combinarse y/o mezclarse producen reacciones violentas o liberan sustancias peligrosas.

Residuo infeccioso: residuos que contienen material patógeno o biológicamente activo, que de-

bido a su tipo o concentración, es causante de la transmisión de enfermedades a las personas expuestas.

Residuo peligroso: material que por sus características físicas, químicas y biológicas, represente desde su generación un riesgo para el ambiente.

Residuo peligroso: son aquellos que posean alguna de las características de corrosividad, reactividad, explosividad, toxicidad, inflamabilidad o que contengan agentes infecciosos que le confieran peligrosidad, así como envases, recipientes, embalajes y suelos que hayan sido contaminados cuando se transfieran a otro sitio y por tanto, representan un peligro al equilibrio ecológico o el ambiente.

Residuo potencialmente peligroso: material que por sus características físicas, químicas y biológicas, pueda representar un daño para el ambiente.

Residuo sólido: cualquiera material que posea suficiente consistencia para no fluir por sí mismo.

Residuo: cualquier material generado en los procesos de extracción, beneficio, transformación, producción, consumo, utilización o tratamiento, cuya calidad no permite incluirlo nuevamente en el proceso que lo generó.

Respiración: descomposición oxidativa y liberación de energía de las moléculas de alimentos, mediante reacciones con el oxígeno en las células aerobias.

Reúso de aguas residuales tratadas: utilización de aguas residuales debidamente tratadas para

un propósito específico agrícola, industrial, entre otros.

Reúso de aguas residuales: la explotación, uso o aprovechamiento de aguas residuales con o sin tratamiento previo.

Reúso en servicios al público con contacto directo: es el que se destina a actividades donde el público usuario este expuesto directamente o en contacto físico. Se consideran los siguientes

Reúso en servicios al público con contacto indirecto u ocasional: es el que se destina a actividades donde el público en general este expuesto indirectamente o en contacto físico incidental y que su acceso es restringido, ya sea por barreras físicas o personal de vigilancia. Se consideran los siguientes reúsos: riego de jardines y camellones en autopistas, camellones en avenidas, fuentes de ornato, campos de golf, abastecimiento de hidrantes de sistemas contra incendio, lagos artificiales no recreativos, barreras hidráulicas de seguridad y panteones.

Saneamiento: infraestructura y acciones para la recolección, conducción, tratamiento y disposición de las aguas residuales generadas en los centros de población. Incluye también la recolección, tratamiento y disposición de los lodos producidos durante el proceso de tratamiento, así como la producción y captación de biogás, y a partir de éste, la cogeneración de energía eléctrica para autoconsumo y el reúso, la reutilización e intercambio del agua residual tratada; también, el uso y manejo de fuentes de energía alternativas para la generación de energía para autoconsumo.

Sedimentación: es la operación unitaria mediante la cual se separan el fluido y los sólidos

de una suspensión por gravedad, aprovechando la diferencia de densidad entre ambas fases. Generalmente acompañado por la reducción de la velocidad del líquido por debajo del punto en el cual puede transportar el material suspendido.

Servicios ambientales: los beneficios tangibles e intangibles, generados por los ecosistemas, necesarios para la supervivencia del sistema natural y biológico en su conjunto y para que proporcionen beneficios al ser humano.

Sistema de control de gas: sistema en un relleno diseñado para prevenir explosiones e incendios dado que la acumulación de las concentraciones de metano y daños a la vegetación en la cubierta final de porciones clausuradas de un relleno o vegetación más allá del perímetro de la propiedad donde se localiza el relleno y prevenir problemas de olores.

Sólido estabilizado: lodo o sólido en el cual la concentración de sólidos volátiles se ha reducido significativamente por medio de un proceso de estabilización (aerobio, anaerobio, químico). El material estabilizado no es putrescible, no produce olor y no atrae vectores.

Sólidos suspendidos totales (SST): sólidos insolubles que flotan en la superficie o están en suspensión en las aguas, aguas residuales u otros líquidos.

Sólidos suspendidos volátiles (SSV): fracción de sólidos suspendidos totales, incluyendo la materia orgánica y las sales inorgánicas calcinadas a 550 °Celsius.

Sólidos Totales (ST): son los materiales residuales que permanecen en los lodos y biosólidos

dos, que han sido deshidratados entre 103°C a 105°C, hasta alcanzar un peso constante y son equivalentes en base a peso seco.

Sólidos totales fijos (STF): fracción de sólidos que permanecen tras una calcinación a 550 °Celsius.

Sólidos totales volátiles (STV): fracción orgánica de los ST que se volatiliza a 550 °Celsius.

Sustrato: compuesto específico sobre el que actúa una enzima.

Tasa de carga volumétrica: corresponde a los kilogramos de sólidos volátiles adicionados por día y por metro cúbico de capacidad de digestor.

Terraplén: macizo de tierra con que se rellena un hueco, o que se levanta para hacer una defensa, un camino u otra obra semejante.

Tiempo de residencia hidráulica (TRH): tiempo en que permanece el agua residual dentro del reactor.

Tiempo de retención celular (TRC): tiempo en que permanecen los microorganismos dentro del reactor.

Tiradero a cielo abierto: sitio en donde son vertidos y mezclados diversos tipos de residuos sin ningún control o protección al ambiente.

Transporte: traslado de los residuos sólidos mediante vehículos de recolección o transferencia a una instalación o sitio de disposición para su posterior procesamiento o disposición.

Tratamiento anaerobio: estabilización de un desecho por acción de microorganismos en ausencia de oxígeno.

Tratamiento biológico: proceso de tratamiento en los cuales se intensifica la acción de los microorganismos para estabilizar la materia orgánica presente.

Tratamiento convencional: procesos de tratamiento bien conocidos y utilizados en la práctica. Se excluyen los procesos fisicoquímicos de tratamiento (a excepción de la desinfección), así como los procesos para la remoción de nutrientes o remoción de contaminantes no regulados.

Tratamiento de lodos: procesos de estabilización, acondicionamiento y deshidratación de lodos.

Tratamiento preliminar: operaciones unitarias que tienen la finalidad de remover, reducir o modificar constituyentes del agua residual que puedan causar problemas operacionales o incrementar el mantenimiento de los equipos electromecánicos. También denominado pretratamiento.

Tratamiento primario: se refiere a las operaciones de separación física, destinadas a la remoción de contaminantes como sólidos suspendidos totales, sólidos sedimentables y grasas y aceites, en una planta de tratamiento de aguas residuales, y que se ubica previo al tratamiento biológico.

Tratamiento secundario: es el proceso de tratamiento que utiliza microorganismos para la

remoción, estabilización y/o conversión de contaminantes presentes en las aguas residuales.

Tratamiento terciario: es el proceso de tratamiento orientado a la reducción de nutrientes, compuestos orgánicos y/o patógenos a través de procesos unitarios físicos, químicos, biológicos o su combinación.

Tratamiento: el proceso que sufren los residuos para reducir o eliminar su peligrosidad, hacerlos reutilizables, o facilitar su manejo posterior.

Vertederos: dispositivo que permite determinar el gasto. Posee una ecuación general que depen-

de de la gravedad, de su geometría, de su espesor de pared. La variable independiente es siempre la altura de la lámina de agua sobre el nivel de referencia. De esta forma puede calibrarse mediante una curva de calibración del mismo con base en diferentes alturas de la lámina de agua de los diferentes gastos.

Vida útil: es el período de tiempo en que el relleno sanitario, será apto para recibir basura continuamente. El volumen de basura y tierra depositados en ese período, es igual al vacío entre la superficie final del relleno.



CONCLUSIONES

Para revertir la contaminación provocada por la descarga de aguas residuales, producto de las actividades humanas, las cuales tienen una compleja composición se debe seleccionar un sistema de tratamiento acorde a dicha composición, a la cantidad y a las características de calidad con las que debe cumplir el efluente.

Para apoyar en esta tarea, el Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento (MAPAS) presenta en su módulo de *Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales* diversas alternativas para el diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales. Este módulo se inicia con el presente libro, el cual busca introducir al personal de los Organismos Operadores a los distintos procesos y sistemas de tratamiento. Por medio de una descripción general se busca guiar al diseñador para la correcta selección del sistema de tratamiento a utilizar y del cual puede ahondarse en cada uno de los libros que complementan el módulo.

El responsable del diseño de una planta de tratamiento debe tener la preparación, la experiencia y los criterios adecuados para realizar una correcta interpretación de la información y bibliografía presentada, y traducirla en un proyecto de infraestructura que satisfaga el servicio para el que fue concebido, del tamaño adecuado, en el tiempo proyectado y de la forma prevista.

Actualmente, con el uso de las herramientas informáticas, a través de modelos de simulación matemáticos, es posible recrear escenarios futuros a un costo reducido; estas tecnologías permiten, de manera rápida, diseñar y proyectar diferentes condiciones de diseño y operación. Sin embargo debe tenerse muy en cuenta que cualquier modelo de simulación será tan bueno como los datos que lo alimenten, por lo

que una inadecuada estimación de los datos de entrada, generará escenarios equivocados. En estimaciones muy exageradas se puede provocar la construcción de sistemas sobredimensionados, mientras que en estimaciones escasas puede dar por resultado sistemas deficientes o que se podrían saturar a corto plazo. Ambos casos representan inversiones inadecuadas que generalmente imposibilitan su recuperación, esto en detrimento de los propios organismos operadores.

Finalmente es de suma importancia hacer énfasis en que los procedimientos, datos, modelos matemáticos y programas de cómputo presentados en este libro obedecen a la experiencia vertida a lo largo del tiempo por parte de los especialistas en la materia y de los proyectos en que se han trabajado. Sin embargo, en ningún caso debe considerarse esta información como reglamento o norma oficial; más bien debe ser considerada como una introducción general para el diseño de sistemas de tratamiento de aguas residuales municipales.

BIBLIOGRAFÍA

- Leupold & Stevens, Inc. (1978). *Stevens Water Resources Data Book*. Oregon: Leupold & Stevens.
- DGCOH, D. G. (1987). *Evaluación de Sistemas Biológicos de Tratamiento*: Laboratorio ABC, Química, Investigación y Análisis, S.A.
- Technical Association of the Pulp and Paper Industry (TAPPI). (1970). *Water Supply and Treatment Committee*. Unpublished data, presented at the TAPPI Air and Water Conference. June 8-10/70.
- Agency, E. P. *Innovative and Alternative Technology Assessment Manual*. Washington D.C. and Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio: Publicación MCD-53, U.S. Office of Water Program Operations.
- United States Environmental Protection Agency (1976). *Quality Criteria for Water*.
- United States Environmental Protection Agency (Octubre 1973). *Proposed Criteria for Water Quality, Vol. I and II*.
- Committee, N. T. (1968). *Water Quality Criteria: "Report of the technical Advisory Committee to the Secretary of the interior"*. Federal Water Pollution.
- Culp, R. L. (1978). *Handbook of Advanced Wastewater Treatment*. VanNostrand Reinhold Company.
- Data, P. O. (1975): EPA-DC Pilot Plant.
- Data, P. O. (1971-1976): Flushing Meadows. Phoenix, Arizona.
- Data, P. O. (1974). Boulder, Colorado.
- Data, P. O. (1974) Glandstone, Michigan.
- Data, P. O. (21 Enero a Junio de 1977): Orange County Water Factory.
- Data, P. O. (1967-1070): Dallas and White Rock Sewage Treatment Plants.
- Data, P. O. (1975 - 1976). Wisconsin: South Shore Wastewater Treatment Plant Milwaukee.
- Data., P. O. Colorado: Colorado Springs.
- Davis, C. Y. (1969). *Handbook of Applied Hydraulics*. EUA: Sorensen (Ed.) McGraw Hill Book Company.
- Davis, P. A. (1976). *Aquatic Life-Water Quality Recommendations for Heavy Metals and Other Inorganic Toxicants in Fresh Water*. Water Quality Standards Revision Committes and Colorado Water Quality Control Commision.
- Evers, R. (Febrero 1973). *Water Quality Requirements for the Petroleum Industry Vol .67*: Journal of the American Water Works Association.
- Fair, G. M. (1961). *Water Supply and Wastewater Disposal*. EUA: John Wiley and Sons, Inc.
- Federation, W. P. (1980). *Preliminary Treatment for Wastewater Facilities. Manual of Practice No. OM-2*, WPCF. EUA
- Federation, W. P. (1982). *Wastewater Treatment Plant Design. Manual of Practice No. 8*. EUA: Lancaster Press, Inc., Pa.
- Federation, W. P. (1985). *Clarifier Design. Manual of Practice No.FD-8*, WPCF. EUA.
- Horstkotte, G. A. (Enero, 1974). *Fill - scale Testing of a Water Reclamation System*: JWPCA.
- Inc., C. H. (1974). *San Francisco Wastewater Treatment Pilot Plant Study*.

- M. Montgomery, James. (1985). *Water Treatment Principles and Design*, 266. New York: John Wiley and Sons.
- Mckee, J. A. (1963). *Water Quality Criteria Second Edition*. California State: Water Reseach Control Board, Pub,3-A.
- Metcalf & Eddy, I. (1979). *Wastewater Engineering Treatment Disposal*. New York: McGraw-Hill.
- Petrask, A. C. (1977). *Wastewater Characterization and Process Reliability for Potable Wastewater Reclamation*. EPA 600/2-77-210.
- Plant Operating Data . (1976). Columbus Indiana.
- Plant Operating Data. (1977). California.
- Plant Operating Data. (1977). Muskegon, Michigan.
- Polta, R. C. *Evaluation of Phisical Chemical Treatment at Rosemont No. S802666, Preliminary Draft Report*: EPA Grant
- Ryan, B. W. (1976). *Nutrient Control by Plant Modifications at El Lago*. Texas: EPA 600/2-76-104.
- SRH, S. d. (1986). *Sistemas Económicos de Tratamiento de Aguas Residuales Adecuadas a las Condiciones Nacionales, Segunda Etapa*.
- Vernick, A. y. (1981). *Handbook of Wastewater Treatment Processes*. EUA: Marcel Dekker, Inc.

TABLA DE CONVERSIONES DE UNIDADES DE MEDIDA

Sigla	Significado	Sigla	Significado
mg	miligramo	kg/m ³	kilogramo por metro cúbico
g	gramo	l/s	litros por segundo
kg	kilogramo	m ³ /d	metros cúbicos por día
mm	milímetro	Sm ³ /h	condiciones estándar de metro cúbico por hora
cm	centímetro	Scfm	condiciones estándar de pies cúbicos por minuto
m	metro	°C	grados Celsius
ml	mililitro	psia	libra-fuerza por pulgada cuadrada absoluta
l	litro	cm/s	centímetro por segundo
m ³	metro cúbico	m/s	metro por segundo
s	segundo	HP	caballo de fuerza (medida de energía)
h	hora	kW	kilowatt
d	día	UNT	unidades nefelométricas de turbiedad
mg/l	miligramo por litro		

Longitud

Sistema métrico	Sistema Inglés	Siglas
1 milímetro (mm)	0.03	in
1 centímetro (cm) = 10 mm	0.39	in
1 metro (m) = 100 cm	1.09	yd
1 kilómetro (km) = 1 000 m	0.62	mi
Sistema Inglés	Sistema métrico	
1 pulgada (in)	2.54	cm
1 pie (ft) = 12 pulgadas	0.30	m
1 yarda (yd) = 3 pies	0.91	m
1 milla (mi) = 1 760 yardas	1.60	km
1 milla náutica (nmi) = 2 025.4 yardas	1.85	km

Superficie

Sistema métrico	Sistema inglés	Siglas
1 cm ² = 100 mm ²	0.15	in ²
1 m ² = 10 000 cm ²	1.19	yd ²
1 hectárea (ha) = 10 000 m ²	2.47	acres
1 km ² = 100 ha	0.38	mi ²
Sistema Inglés	Sistema métrico	
1 in ²	6.45	cm ²
1 ft ² = 144 in ²	0.09	m ²
1 yd ² = 9 ft ²	0.83	m ²
1 acre = 4 840 yd ²	4 046.90	m ²
1 milla ² = 640 acres	2.59	km ²

Volumen/capacidad

Sistema métrico	Sistema inglés	Siglas
1 cm ³	0.06	in ³
1 dm ³ = 1 000 cm ³	0.03	ft ³
1 m ³ = 1 000 dm ³	1.30	yd ³
1 litro (L) = 1 dm ³	1.76	pintas
1 hectolitro (hL) = 100 L	21.99	galones
Sistema Inglés	Sistema métrico	
1 in ³	16.38	cm ³
1 ft ³ = 1 728 in ³	0.02	m ³
1 onza fluida EUA = 1.0408 onzas fluidas RU	29.57	mL
1 pinta (16 onzas fluidas) = 0.8327 pintas RU	0.47	L
1 galón EUA = 0.8327 galones RU	3.78	L

Masa/peso

Sistema métrico	Sistema inglés	
1 miligramo (mg)	0.0154	grano
1 gramo (g) = 1 000 mg	0.0353	onza
1 kilogramo (kg) = 1 000 g	2.2046	libras
1 tonelada (t) = 1000 kg	0.9842	toneladas larga
Sistema Inglés	Sistema métrico	
1 onza (oz) = 437.5 granos	28.35	g
1 libra (lb) = 16 oz	0.4536	kg
1 stone = 14 lb	6.3503	kg
1 hundredweight (cwt) = 112 lb	50.802	kg
1 tonelada larga = 20 cwt	1.016	t

Temperatura

$^{\circ}C = \frac{5}{9}(^{\circ}F - 32)$	$^{\circ}F = \frac{9}{5}(^{\circ}C) + 32$
---	---

Otros sistemas de unidades		Multiplicado por	Sistema Internacional de Unidades (SI)	
Unidad	Símbolo	Factor de conversión	Se convierte a	
Longitud				
Pie	pie, ft.,'	0.30	metro	m
Pulgada	plg, in,"	25.40	milímetro	mm
Presión/esfuerzo				
Kilogramo fuerza/cm²	kg _f /cm²	98 066.50	pascal	Pa
Libra/pulgada²	lb/ plg², PSI	6 894.76	pascal	Pa
atmósfera técnica	at	98 066.50	pascal	Pa
metro de agua	m H ₂ O (mca)	9 806.65	pascal	Pa
mm de mercurio	mm Hg	133.32	pascal	Pa
bar	bar	100 000.00	pascal	Pa
Fuerza/ peso				
kilogramo fuerza	kg _f	9.80	newton	N
Masa				
libra	lb	0.45	kilogramo	kg
onza	oz	28.30	gramo	g
Peso volumétrico				
kilogramo fuerza/m³	kg _f /m³	9.80	N/m³	N/m³
libra /ft³	lb/ft³	157.08	N/m³	N/m³
Potencia				
caballo de potencia	CP, HP	745.69	watt	W
caballo de vapor	CV	735.00	watt	W
Viscosidad dinámica				
poise	μ	0.01	pascal segundo	Pa s
Viscosidad cinemática				
viscosidad cinemática	v	1	stoke	m²/s (St)
Energía/ Cantidad de calor				
caloría	cal	4.18	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

Longitud								
de / a	mm	cm	m	km	mi	milla náutica (nmi)	ft	in
mm	1.000	0.100	0.001					
cm	10000	1.000	0.010				0.033	0.394
m	1 000.000	100.000	1.000	0.001			3.281	39.370
km			0.001	1.000	0.621	0.540	3 280.83	0.039
mi			1 609.347	1.609	1.000	0.869	5 280.000	
nmi			1 852.000	1.852	1.151	1.000	6 076.115	
ft		30.480	0.305				1.000	12.000
in	25.400	2.540	0.025				0.083	1.000

Superficie								
de / a	cm ²	m ²	km ²	ha	mi ²	acre	ft ²	in ²
cm ²	1.00						0.001	0.155
m ²	10 000.00	1.00					10.764	1 550.003
km ²			1.000	100.000	0.386	247.097		
ha		10 000.00	0.010	1.000	0.004	2.471		
mi ²			2.590	259.000	1.000	640.000		
acre		4 047.00	0.004	0.405	0.002	1.000		
ft ²	929.03	0.09					1.000	0.007
in ²	6.45						144.000	1.000

Volumen								
de / a	cm ³	m ³	L	ft ³	gal. EUA	acre-ft	in ³	yd ³
cm ³	1.000		0.001				0.061	
m ³		1.000	1 000.000	35.314	264.200			1.307
L	1 000.000	0.001	1.000	0.035	0.264		61.023	
ft ³		0.028	28.317	1.000	7.481			0.037
gal. EUA		0.004	3.785	0.134	1.000		230.974	
acre-ft		1 233.490				1.000		
in ³	16.387		0.016		0.004		1.000	
Yd ³		0.765		27.000				1.000

Gasto								
de / a	l/s	cm ³ /s	gal/día	gal/min	l/min	m ³ /día	m ³ /h	ft ³ /s
l/s	1.000	1 000.000		15.851	60.000	86.400	3.600	0.035
cm ³ /s	0.001	1.000	22.825	0.016	0.060	0.083		
gal/día		0.044	1.000			0.004		
gal/min	0.063	63.089	1 440.000	1.000	0.000	5.451	0.227	0.002
l/min	0.017	16.667	0.000	0.264	1.000	1.440	0.060	
m ³ /día	0.012	11.570	264.550	0.183	0.694	1.000	0.042	
m ³ /h	0.278		6 340.152	4.403	16.667	24.000	1.000	0.010
ft ³ /s	28.316			448.831	1 698.960	2 446.590	101.941	1.000

Eficiencia de pozo		
de	a	gal/min/pie
gal/min/pie		1.000
		0.206
		1.000
		4.840
		1.000

Permeabilidad							
de	a	cm/s	gal/día/Pie²	millones gal/día/acre	m/día	pie/s	Darcy
cm/s		1.000	21 204.78		864.000	0.033	
gal/día/pie²			1.000		0.041		0.055
millón gal/día/acre				1.000	0.935		
m/día		0.001	24.543	1.069	1.000		1.351
pie/s		30.480			26 334.72	1.000	
Darcy			18.200		0.740		1.000

Peso								
de	a	grano	gramo	kilogramo	libra	onza	tonelada corta	tonelada larga
Grano (gr)		1.000	0.065					
Gramo (g)		15.432	1.000	0.001	0.002			
Kilogramo (kg)			1 000.000	1.000	2.205	35.273		0.001
Libra (lb)			453.592	0.454	1.000	16.000		
Onza (oz)		437.500	28.350			1.000		
t corta				907.180	2 000.000		1.000	0.907
t larga				1 016.000	2 240.000		1.119	1.000
t métrica				1 000.000	2 205.000		1.101	0.986

Potencia								
de	a	CV	HP	kW	W	ft lb/s	kg m/s	BTU/s
CV		1.000	0.986	0.736	735.500	542.500	75.000	0.697
HP		1.014	1.000	0.746	745.700	550.000	76.040	0.706
kW		1.360	1.341	1.000	1 000.000	737.600	101.980	0.948
W				0.001	1.000	0.738	0.102	
ft lb/s					1.356	1.000	0.138	0.001
kg m/s		0.013	0.013	0.009	9.806	7.233	1.000	0.009
BTU/s		1.434	1.415	1.055	1 055.000	778.100	107.580	1.000
kcal/s		5.692	5.614	4.186	4 186.000	3 088.000	426.900	3.968

Presión								
de	a	atmósfera	Kg/cm ²	lb/in ²	mm de Hg	in de Hg	m de H ₂ O	ft de H ₂ O
atmósfera		1.000	1.033	14.696	760.000	29.921	10.330	33.899
kg/cm ²		0.968	1.000	14.220	735.560	28.970	10.000	32.810
lb/in ²		0.068	0.070	1.000	51.816	2.036	0.710	2.307
mm de Hg		0.001	0.001	0.019	1.000	0.039	0.013	0.044
in de Hg		0.033	0.035	0.491	25.400	1.000	0.345	1.133
m de agua		0.096	0.100	1.422	73.560	2.896	1.000	3.281
ft de agua		0.029	0.030	0.433	22.430	0.883	0.304	1.000

Energía									
de	a	CV hora	HP hora	kW hora	J	ft.lb	kgm	BTU	kcal
CV hora		1.000	0.986	0.736				2 510.000	632.500
HP hora		1.014	1.000	0.746				2 545.000	641.200
kW hora		1.360	1.341	1.000				3 413.000	860.000
J					1.000	0.738	0.102		
ft.lb					1.356	1.000	0.138		
kgm					9.806	7.233	1.000		
BTU					1 054.900	778.100	107.580	1.000	0.252
kcal					4 186.000	3 087.000	426.900	426.900	1.000

Transmisividad				
de	a	cm ² /s	gal/día/pie	m ² /día
cm ² /s		1.000	695.694	8.640
gal/día/ft		0.001	1.000	0.012
m ² /día		0.116	80.520	1.000

Conversión de pies y pulgadas, a metros												
ft, in/m	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
0	0.000	0.025	0.051	0.076	0.102	0.127	0.152	0.178	0.203	0.229	0.254	0.279
1	0.305	0.330	0.356	0.381	0.406	0.432	0.457	0.483	0.508	0.533	0.559	0.584
2	0.610	0.635	0.660	0.686	0.711	0.737	0.762	0.787	0.813	0.838	0.864	0.889
3	0.914	0.940	0.965	0.991	1.016	1.041	1.067	1.092	1.176	1.143	1.168	1.194
4	1.219	1.245	1.270	1.295	1.321	1.346	1.372	1.397	1.422	1.448	1.473	1.499
5	1.524	1.549	1.575	1.600	1.626	1.651	1.676	1.702	1.727	1.753	1.778	1.803
6	1.829	1.854	1.880	1.905	1.930	1.956	1.981	2.007	2.032	2.057	2.083	2.108
7	2.134	2.159	2.184	2.210	2.235	2.261	2.286	2.311	2.337	2.362	2.388	2.413
8	2.438	2.464	2.489	2.515	2.540	2.565	2.591	2.616	2.642	2.667	2.692	2.718
9	2.743	2.769	2.794	2.819	2.845	2.870	2.896	2.921	2.946	2.972	2.997	3.023
10	3.048	3.073	3.099	3.124	3.150	3.175	3.200	3.226	3.251	3.277	3.302	3.327
11	3.353	3.378	3.404	3.429	3.454	3.480	3.505	3.531	3.556	3.581	3.607	3.632
12	3.658	3.683	3.708	3.734	3.759	3.785	3.810	3.835	3.861	3.886	3.912	3.937
13	3.962	3.988	4.013	4.039	4.064	4.089	4.115	4.140	4.166	4.191	4.216	4.242
14	4.267	4.293	4.318	4.343	4.369	4.394	4.420	4.445	4.470	4.496	4.521	4.547
15	4.572	4.597	4.623	4.648	4.674	4.699	4.724	4.750	4.775	4.801	4.826	4.851
16	4.877	4.902	4.928	4.953	4.978	5.004	5.029	5.055	5.080	5.105	5.131	5.156
17	5.182	5.207	5.232	5.258	5.283	5.309	5.334	5.359	5.385	5.410	5.436	5.461
18	5.486	5.512	5.537	5.563	5.588	5.613	5.639	5.664	5.690	5.715	5.740	5.766
19	5.791	5.817	5.842	5.867	5.893	5.918	5.944	5.969	5.994	6.020	6.045	6.071
20	6.096	6.121	6.147	6.172	6.198	6.223	6.248	6.274	6.299	6.325	6.350	6.375
21	6.401	6.426	6.452	6.477	6.502	6.528	6.553	6.579	6.604	6.629	6.655	6.680
22	6.706	6.731	6.756	6.782	6.807	6.833	6.858	6.883	6.909	6.934	6.960	6.985
23	7.010	7.036	7.061	7.087	7.112	7.137	7.163	7.188	7.214	7.239	7.264	7.290
24	7.315	7.341	7.366	7.391	7.417	7.442	7.468	7.493	7.518	7.544	7.569	7.595
25	7.620	7.645	7.671	7.696	7.722	7.747	7.772	7.798	7.823	7.849	7.874	7.899
26	7.925	7.950	7.976	8.001	8.026	8.052	8.077	8.103	8.128	8.153	8.179	8.204
27	8.230	8.255	8.280	8.306	8.331	8.357	8.382	8.407	8.433	8.458	8.484	8.509
28	8.534	8.560	8.585	8.611	8.636	8.661	8.687	8.712	8.738	8.763	8.788	8.814
29	8.839	8.865	8.890	8.915	8.941	8.966	8.992	9.017	9.042	9.068	9.093	9.119
30	9.144	9.169	9.195	9.220	9.246	9.271	9.296	9.322	9.347	9.373	9.398	9.423
31	9.449	9.474	9.500	9.525	9.550	9.576	9.601	9.627	9.652	9.677	9.703	9.728
32	9.754	9.779	9.804	9.830	9.855	9.881	9.906	9.931	9.957	9.982	10.008	10.033
33	10.058	10.084	10.109	10.135	10.160	10.185	10.211	10.236	10.262	10.287	10.312	10.338
34	10.363	10.389	10.414	10.439	10.465	10.490	10.516	10.541	10.566	10.592	10.617	10.643
35	10.668	10.693	10.719	10.744	10.770	10.795	10.820	10.846	10.871	10.897	10.922	10.947

La segunda columna es la conversión de pies a metros; las siguientes columnas son la conversión de pulgadas a metros que se suman a la anterior conversión.

Tabla de conversión de pulgadas a milímetros								
Pulgadas	0	1/8	1/4	3/8	1/2	5/8	3/4	7/8
0	0	3.175	6.35	9.525	12.7	15.875	19.05	22.225
1	25.4	28.575	31.75	34.925	38.1	41.275	44.45	47.625
2	50.8	53.975	57.15	60.325	63.5	66.675	69.85	73.025
3	76.2	79.375	82.55	85.725	88.9	92.075	95.25	98.425
4	101.6	104.775	107.95	111.125	114.3	117.475	120.65	123.825
5	127.0	130.175	133.35	136.525	139.7	142.875	146.05	149.225
6	152.4	155.575	158.75	161.925	165.1	168.275	171.45	174.625
7	177.8	180.975	184.15	187.325	190.5	193.675	196.85	200.025
8	203.2	206.375	209.55	212.725	215.9	219.075	222.25	225.425
9	228.6	231.775	234.95	238.125	241.3	244.475	247.65	250.825
10	254.0	257.175	260.35	263.525	266.7	269.875	273.05	276.225
11	279.4	282.575	285.75	288.925	292.1	295.275	298.45	301.625
12	304.8	307.975	311.15	314.325	317.5	320.675	323.85	327.025
13	330.2	333.375	336.55	339.725	342.9	346.075	349.25	352.425
14	355.6	358.775	361.95	365.125	368.3	371.475	374.65	377.825
15	381.0	384.175	387.35	390.525	393.7	396.875	400.05	403.225
16	406.4	409.575	412.75	415.925	419.1	422.275	425.45	428.625
17	431.8	434.975	438.15	441.325	444.5	447.675	450.85	454.025
18	457.2	460.375	463.55	466.725	469.9	473.075	476.25	479.425
19	482.6	485.775	488.95	492.125	495.3	498.475	501.65	504.825
20	508.0	511.175	514.35	517.525	520.7	523.875	527.05	530.225
21	533.4	536.575	539.75	542.925	546.1	549.275	552.45	555.625
22	558.8	561.975	565.15	568.325	571.5	574.675	577.85	581.025
23	584.2	587.375	590.55	593.725	596.9	600.075	603.25	606.425
24	609.6	612.775	615.95	619.125	622.3	625.475	628.65	631.825
25	635.0	638.175	641.35	644.525	647.7	650.875	654.05	657.225
26	660.4	663.575	666.75	669.925	673.1	676.275	679.45	682.625
27	685.8	688.975	692.15	695.325	698.5	701.675	704.85	708.025
28	711.2	714.375	717.55	720.725	723.9	727.075	730.25	733.425
29	736.6	739.775	742.95	746.125	749.3	752.475	755.65	758.825
30	762.0	765.175	768.35	771.525	774.7	777.875	781.05	784.225

Fórmulas generales para la conversión de los diferentes sistemas

Centígrados a Fahrenheit	$^{\circ}\text{F}=9/5^{\circ}\text{C}+32$
Fahrenheit a Centígrados	$^{\circ}\text{C}=5/9 (^{\circ}\text{F}-32)$
Réaumur a Centígrados	$^{\circ}\text{C}=5/4 ^{\circ}\text{R}$
Fahrenheit a Réaumur	$^{\circ}\text{R}=4/9 (^{\circ}\text{F}-32)$
Réaumur a Fahrenheit	$^{\circ}\text{F}=(9/4^{\circ}\text{R})+32$
Celsius a Kelvin	$^{\circ}\text{K}=273.15+^{\circ}\text{C}$
Fahrenheit a Rankine	$^{\circ}\text{Ra}=459.67+^{\circ}\text{F}$
Rankine a Kelvin	$^{\circ}\text{K}=5/9^{\circ}\text{Ra}$

Factores químicos de conversión					
	A	B	C	D	E
Constituyentes	epm a ppm	ppm a epm	epm a gpg	gpg a epm	ppm a ppm CaCO ₃
calcio Ca ⁺²	20.04	0.04991	1.1719	0.8533	2.4970
hierro Fe ⁺²	27.92	0.03582	1.6327	0.6125	1.7923
magnesio Mg ⁺²	12.16	0.08224	0.7111	1.4063	4.1151
potasio K ⁺¹	39.10	0.02558	2.2865	0.4373	1.2798
sodio Na ⁺¹	23.00	0.04348	1.3450	0.7435	2.1756
bicarbonato (HCO ₃) ⁻¹	61.01	0.01639	3.5678	0.2803	0.8202
carbonato (CO ₃) ⁻²	30.00	0.03333	1.7544	0.5700	1.6680
cloro (Cl) ⁻¹	35.46	0.02820	2.0737	0.4822	1.4112
hidróxido (OH) ⁻¹	17.07	0.05879	0.9947	1.0053	2.9263
nitrato (NO ₃) ⁻¹	62.01	0.01613	3.6263	0.2758	0.8070
fosfato (PO ₄) ⁻³	31.67	0.03158	1.8520	0.5400	1.5800
sulfato (SO ₄) ⁻²	48.04	0.02082	2.8094	0.3559	1.0416
bicarbonato de calcio Ca(HCO ₃) ₂	805.00	0.01234	4.7398	0.2120	0.6174
carbonato de calcio (CaCO ₃)	50.04	0.01998	2.9263	0.3417	1.0000
cloruro de calcio (CaCl ₂)	55.50	0.01802	3.2456	0.3081	0.9016
hidróxido de calcio Ca(OH) ₂	37.05	0.02699	2.1667	0.4615	1.3506
sulfato de calcio (CaSO ₄)	68.07	0.01469	3.9807	0.2512	0.7351
bicarbonato férrico Fe(HCO ₃) ₃	88.93	0.01124	5.2006	0.1923	0.5627
carbonato férrico Fe ₂ (CO ₃) ₃	57.92	0.01727	3.3871	0.2951	0.8640
sulfato férrico Fe ₂ (CO ₄) ₃	75.96	0.01316	4.4421	0.2251	0.6588
bicarbonato magnésico Mg(HCO ₃) ₂	73.17	0.01367	4.2789	0.2337	0.6839
carbonato magnésico (MgCO ₃)	42.16	1.02372	2.4655	0.4056	1.1869
cloruro de magnesio (MgCl ₂)	47.62	0.02100	2.7848	0.3591	1.0508
hidróxido de magnesio Mg(OH) ₂	29.17	0.03428	1.7058	0.5862	1.7155
sulfato de magnesio (MgSO ₄)	60.20	0.01661	3.5202	0.2841	0.6312

epm = equivalentes por millón

ppm = partes por millón

gpg = granos por galón

p.p.m. CaCO₃ = partes por millón de carbonato de calcio



ILUSTRACIONES

Ilustración 1.1 Representación esquemática del metabolismo bacteriano heterótrofo	8
Ilustración 1.2 Representación esquemática del tratamiento de aguas	14
Ilustración 1.3 Descripción del proceso de un reactor	14
Ilustración 1.4 Clasificación de los procesos de tratamiento de aguas residuales	16
Ilustración 2.1 Espaciamiento de rejillas en canales	20
Ilustración 2.2 Sistema de cribado de barras con limpieza mecánica	21
Ilustración 2.3 Características geométricas y gasto a través de un vertedor proporcional	23
Ilustración 2.4 Diagrama de flujo de una PTAR con igualamiento en línea	25
Ilustración 2.5 Diagrama de flujo de una PTAR con igualamiento en paralelo	25
Ilustración 2.6 Régimen de funcionamiento hidráulico	26
Ilustración 2.7 Esquema de infiltración rápida	28
Ilustración 2.8 Esquema de infiltración rápida (continuación)	28
Ilustración 2.9 Infiltración lenta	31
Ilustración 2.10 Esquema del proceso de disposición sobre el suelo	32
Ilustración 3.1 Diagrama de flujo	44
Ilustración 4.1 Reactor de lodos activados	51
Ilustración 4.2 Proceso de lodos activados, alta tasa	55
Ilustración 4.3 Esquema de laguna facultativa	58
Ilustración 4.4 Esquema de zanja de oxidación	59
Ilustración 4.5 Diagrama de operación de un reactor biológico secuencial	60
Ilustración 4.6 Diagrama de funcionamiento	74
Ilustración 4.7 Esquema de tanque para lodos activados	74
Ilustración 4.8 Diagrama de un reactor de nitrificación independiente	75
Ilustración 4.9 Esquema del proceso	76
Ilustración 4.10 Equipo de sedimentación secundaria	79
Ilustración 4.11 Esquema de tanque de sedimentación circular	81
Ilustración 4.12 Esquema de tanque de sedimentación rectangular	83
Ilustración 5.1 Configuraciones de medios filtrantes (US EPA, 1971c)	97
Ilustración 5.2 Gráfico de distribución de tamaño de partículas	100
Ilustración 5.3 Diagrama de flujo	105
Ilustración 5.4 Tanque de carbón activado	107
Ilustración 6.1 Lagunas aireadas	113
Ilustración 6.2 Esquema de laguna aireada	113
Ilustración 6.3 Esquema de laguna facultativa	117
Ilustración 6.4 Humedal artificial de flujo superficial	120
Ilustración 6.5 Humedal artificial de flujo subsuperficial	120

Ilustración 7.1 Esquema de tanque de cloración	123
Ilustración 7.2 Esquema de tanque de cloración (continuación)	124
Ilustración 7.3 Tanque de ozonación	126
Ilustración 8.1 Relación de kt y S/S_o	132
Ilustración 8.2 Esquema de estabilización aerobia	133
Ilustración 8.3 Esquema de un digestor convencional en un proceso de un solo paso	134
Ilustración 8.4 Esquema de un proceso de estabilización en dos pasos	134
Ilustración 8.5 Diagrama para estabilización química de lodos	137
Ilustración 8.6 Esquema de tanque	139
Ilustración 8.7 Lecho de secado	143
Ilustración 8.8 Lecho de secado	144
Ilustración 8.9 Montículos en pilas para el composteo de lodos	148
Ilustración 8.10 Esquema de disposición de lodos en lagunas	150
Ilustración A.1 Secciones: 1) convergente de entrada; 2) garganta; 3) divergente de salida	236
Ilustración A.2 Coeficientes para diferentes geometrías de orificios	238

TABLAS

Tabla 1.1 Desarrollo histórico del tratamiento de las aguas residuales	1
Tabla 1.2 Normas Oficiales Mexicanas relacionadas con el tratamiento de las aguas residuales	4
Tabla 1.3 Límites máximos permisibles para contaminantes básicos según NOM-001- SEMARNAT -1996	5
Tabla 1.4 Comparación entre la DBO y la DQO	6
Tabla 1.5 Clasificación de los microorganismos según la condición	7
Tabla 1.6 Valores medios de los parámetros para bacterias heterótrofas	11
Tabla 1.7 Clasificación de los procesos de tratamiento de aguas residuales	15
Tabla 2.1 Características de las rejillas	21
Tabla 2.2 Criterios básicos de diseño	22
Tabla 2.3 Dimensiones para diseño de un desarenador	24
Tabla 2.4 Características del proceso y calidad del efluente	27
Tabla 2.5 Características del proceso y calidad del efluente	30
Tabla 2.6 Características del proceso y calidad del efluente	34
Tabla 3.1 Características típicas de filtros rociadores	39
Tabla 3.2 Adsorción en carbón activado de efluentes nitrificados y terciarios con cal	40
Tabla 3.3 Valores típicos de SK para condiciones normales de operación	41
Tabla 3.4 Características de filtros rociadores	41
Tabla 3.5 Criterios de diseño	42
Tabla 3.6 Porcentaje de remoción	43
Tabla 3.7 Parámetros típicos de diseño de filtros anaerobios	45
Tabla 4.1 Valores representativos de la relación Nr/No	49
Tabla 4.2 Generación de lodos	50
Tabla 4.3 Criterios típicos de diseño para una planta convencional de lodos activados	51
Tabla 4.4 Datos típicos del consumo de energía	51
Tabla 4.5 Generación de lodos biológicos	54
Tabla 4.6 Criterios típicos de diseño	54
Tabla 4.7 Eficiencia del equipo de aireación	55
Tabla 4.8 Criterios de diseño de las zanjas de oxidación	58
Tabla 4.9 Eficiencias del proceso	58
Tabla 4.10 Confiabilidad promedio en plantas de tratamiento con zanjas de oxidación	59
Tabla 4.11 Parámetros clave de diseño para tasas de carga convencionales	63
Tabla 4.12 Criterios hidráulicos para el diseño de los RAFA Fuente: (Chernicharo de Lemos, 2007)	69
Tabla 4.13 Criterios de diseño para RAFA que tratan agua residual doméstica	70

Tabla 4.14 Criterios de diseño para el proceso de lodos activados con nitrificación	71
Tabla 4.15 Criterios de diseño	73
Tabla 4.16 Criterios de diseño	76
Tabla 4.17 Eficiencia en función de la temperatura	76
Tabla 4.18 Parámetros de diseño de sedimentadores secundarios	77
Tabla 4.19 Criterios de diseño	79
Tabla 4.20 Criterios de diseño	80
Tabla 4.21 Parámetros de diseño	80
Tabla 4.22 Parámetros para distintos tipos de filtros	82
Tabla 4.23 Criterios de diseño	83
Tabla 5.1 Consideraciones generales para el proceso de filtración	87
Tabla 5.2 Concentraciones de efluentes promedio en un día, filtración normal de efluentes secundarios	89
Tabla 5.3 Características de los medios para el uso de filtros dobles y múltiples	101
Tabla 5.4 Ejemplo de diseño de filtración efluente secundario	102
Tabla 5.5 Criterios de diseño	105
Tabla 5.6 Parámetros de diseño	106
Tabla 5.7 Remoción esperada del proceso	106
Tabla 6.1 Criterios típicos de diseño	110
Tabla 6.2 Eficiencia del equipo de aireación	111
Tabla 6.3 Valores típicos de requerimientos de energía por unidad de volumen	111
Tabla 6.4 Consumos típicos del proceso	112
Tabla 6.5 Valores para la Ecuación 6.2	116
Tabla 6.6 Valores para la Ecuación 6.3	116
Tabla 6.7 Valores para la Ecuación 6.3 (continuación)	116
Tabla 6.8 Valores para la Ecuación 6.4	116
Tabla 6.9 Valores típicos para diseño	117
Tabla 7.1 Dosis típicas para desinfección	122
Tabla 7.2 Coliformes remanentes	122
Tabla 7.3 Resultados reportados de desinfección por ozonación	125
Tabla 8.1 Fuentes de sólidos y de lodos en el tratamiento de aguas residuales	127
Tabla 8.2 Criterios de diseño	131
Tabla 8.3 Criterios de diseño	135
Tabla 8.4 Eficiencias de diseño	136
Tabla 8.5 Eficiencias del proceso	137
Tabla 8.6 Carga de sólidos en espesadores	138
Tabla 8.7 Criterios de diseño para filtros al vacío	141
Tabla 8.8 Criterios de diseño para filtros a presión	141
Tabla 8.9 Criterios típicos de diseño, para varios tipos de lodos	143

Tabla 8.10 Criterios de diseño para el composteo de lodos en hileras	147
Tabla 8.11 Condiciones que debe cumplir el terreno	153
Tabla 9.1 Composición típica de las aguas crudas de origen doméstico	156
Tabla 9.2 Incremento típico de minerales en aguas residuales domésticas	157
Tabla 9.3 Promedio de aguas residuales municipales por tamaño de población	158
Tabla 9.4 Aportación promedio de contaminantes por habitante (gr/hab d)	158
Tabla 9.5 Características de las aguas residuales de tres zonas de la Ciudad de México	159
Tabla 9.6 Criterios de calidad para aguas de riego agrícola – productos que se consumen cocidos (en mg/L salvo que se indique de otra forma)	165
Tabla 9.7 Criterios de calidad para aguas de riego agrícola productos que se consumen crudos (en mg/L salvo que se indique de otra forma)	166
Tabla 9.8 Clasificación de agua para riego	167
Tabla 9.9 Clasificación de aguas en función de la relación de adsorción de sodio (continuación)	168
Tabla 9.10 Criterios de calidad del agua para uso industrial – enfriamiento de un solo paso (en mg/L salvo que se indique de otra forma)	168
Tabla 9.11 Criterios de calidad del agua para uso industrial – enfriamiento con recirculación (en mg/L salvo que se indique de otra forma)	169
Tabla 9.12 Criterios de calidad del agua para uso industrial alimentación de calderas (en mg/L salvo que se indique de otra forma)	170
Tabla 9.13 Criterios de calidad del agua para uso industrial – alimentos y similares (en mg/L salvo que se indique de otra forma)	172
Tabla 9.14 Criterios de calidad del agua para uso industrial – en productos de papel y similares	173
Tabla 9.15 Criterios de calidad del agua para uso industrial en productos químicos y similares	174
Tabla 9.16 Criterios de calidad del agua para uso industrial – productos del petróleo (en mg/L salvo que se indique de otra forma)	175
Tabla 9.17 Criterios de calidad del agua para uso industrial metal – mecánico (en mg/L salvo que se indique de otra forma)	175
Tabla 9.18 Esperanza de vida en el agua	176
Tabla 9.19 Criterios de calidad del agua para uso recreativo con contacto directo (en mg/L salvo que se indique de otra forma)	178
Tabla 9.20 Criterios de calidad del agua para uso recreativo sin contacto directo (en mg/L salvo que se indique de otra forma)	179
Tabla 9.21 Criterios de calidad para agua de uso municipal riego de áreas verdes, limpieza de calles e hidrantes (en mg/L salvo que se indique de otra forma)	180
Tabla 9.22 Criterios de calidad para agua usada en la acuicultura – agua fría (en mg/L salvo que se indique de otra forma)	182
Tabla 9.23 Criterios de calidad para agua usada en la acuicultura – agua caliente (en mg/L salvo que se indique de otra forma)	183
Tabla 9.24 Criterios de calidad de fuentes superficiales de suministro de agua potable (en mg/L salvo que se indique otra forma)	184

Tabla 9.25 Criterios de calidad para recarga superficial de acuíferos en la ciudad de Phoenix, EUA. (En mg/L salvo que se indique de otra forma)	185
Tabla 9.26 Criterios de calidad de agua renovada para la recarga superficial de acuíferos (en mg/L salvo que se indique otra forma)	186
Tabla 9.27 Criterios de calidad para agua potable en los EUA (en mg/L salvo que se indique de otra forma)	187
Tabla 9.28 Contaminantes por regularse en la Ley de Agua Potable de los EUA	188
Tabla 9.29 Resumen criterios de calidad para las diferentes opciones de reúso	189
Tabla 10.1 Factores importantes que deben de ser considerados en la selección, evaluación de operaciones y procesos unitarios de tratamiento	194
Tabla 10.2 Remoción esperada de contaminantes por proceso unitario de tratamiento	195
Tabla 10.3 Relación de plantas de tratamiento empleadas en el análisis de variabilidad de eficiencias de remoción de contaminantes, para los diversos procesos analizados	197
Tabla 10.4 Características de las aguas residuales tratadas en algunas de las plantas de la Tabla 4.5 (concentraciones en mg/L, salvo que se indique otra)	198
Tabla 10.5 Tratamiento primario eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	200
Tabla 10.6 Lodos activados y aireación extendida eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	203
Tabla 10.7 Nitrificación en medias suspendidas, eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	205
Tabla 10.8 Filtros rociadores eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	207
Tabla 10.9 Discos biológicos eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	208
Tabla 10.10 Coagulación-sedimentación (sales de fierro) eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	209
Tabla 10.11 Coagulación-sedimentación (adición de cal) eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	210
Tabla 10.12 Coagulación-sedimentación (adición de sulfatos de aluminio) eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	210
Tabla 10.13 Coagulación-sedimentación (cal y sales de fierro) eficiencias medidas de remoción y análisis de deconfiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	211
Tabla 10.14 Filtración después de tratamiento secundario, eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	213
Tabla 10.15 Filtración después de tratamiento físico-químico, eficiencias medidas de remoción y análisis de deconfiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	214

Tabla 10.16 Adsorción en carbón activado, eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	216
Tabla 10.17 Torres de separación de amoníaco, eficiencias medidas de remoción (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	218
Tabla 10.18 Intercambio iónico selectivo, eficiencias medidas de remoción (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	219
Tabla 10.19 Osmosis inversa, comportamiento promedio del proceso para diferentes afluentes (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	221
Tabla 10.20 Osmosis inversa, eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	222
Tabla 10.21 Unidades de dosificación para cloración	222
Tabla 10.22 Inactivación de virus mediante cloración	223
Tabla 10.23 Inactivación de virus mediante ozonación (*)	224
Tabla 10.24 Remoción promedio de haloformos	228
Tabla 10.25 Remoción de plaguicidas en carbón activado	228
Tabla 10.26 Solubilidad de los metales pesados	229
Tabla 10.27 Remoción promedio de DQO y COT	229
Tabla 10.28 Adsorción en carbón activado de efluentes terciarios con cal eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	230
Tabla 10.29 Adsorción en carbón activado de efluentes nitrificados y terciarios con cal eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	231
Tabla A.1 Gasto de agua a través de un medidor Parshall con descarga libre en L/s	235
Tabla A.2 Criterios para un canal Parshall	237
Tabla A.3 Coeficientes de flujo para orificios circulares (Hamilton Smith, Jr.)	238
Tabla A.4 Gasto de agua a través de un orificio con descarga libre (L/s)	239
Tabla A.5 Gasto de agua a través de un orificio con descarga libre (L/s). Coeficientes de flujo de Hamilton Smith	240

