



FACULTAD DE INGENIERÍA UNAM
DIVISIÓN DE EDUCACIÓN CONTINUA

"Tres décadas de orgullosa excelencia" 1971 - 2001

CURSOS INSTITUCIONALES

CONTROL DE CALIDAD EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Del 15 al 19 de octubre de 2001

APUNTES GENERALES

Biol. Ma. Teresa Adame González

D.G.C.O.H.

Octubre /2001

CONTROL DE CALIDAD EN EL TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL

Por

Biol. Ma. Teresa Adame González

CONTENIDO

I.	EL TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL.....	5
II.	LOS PROCESOS UNITARIOS DE UN TRATAMIENTO	5
II.1.	REACCION DE PRECIPITACIÓN.....	5
II.2.	SEPARACION DE SOLIDO - LIQUIDO	5
II.3.	SEPARACIÓN DE SOLIDOS Y GASES DISUELTOS.....	5
III.	DESCRIPCIÓN DEL TRATAMIENTO.....	6
III.1.	PRE-TRATAMIENTO	6
III.1.1.	<i>Cribado</i>	6
III.1.2.	<i>Trituración o desmenuzando</i>	6
III.1.3.	<i>Desarenadores</i>	6
III.1.4.	<i>Flotación</i>	6
III.2.	TRATAMIENTO PRIMARIO.....	6
III.2.1.	<i>Homogenización</i>	6
III.2.2.	<i>Neutralización - Métodos de neutralización</i>	6
III.2.3.	<i>Sedimentación. - Tanques de sedimentación primaria</i>	6
III.3.	TRATAMIENTO SECUNDARIO.....	6
III.3.1.	<i>Tratamiento físico-químico</i>	7
III.3.1.1.	Precipitación química.....	7
III.3.1.2.	Coagulación química	7
III.3.1.3.	Floculación.....	7
III.3.2.	<i>Tratamiento biológico</i>	7
III.3.2.1.	Tratamiento aerobio	7
III.3.2.2.	Tratamiento anaerobio	7
III.4.	TRATAMIENTO TERCIARIO	7
III.4.1.	<i>Desinfección</i>	7
III.4.2.	<i>Absorción con carbón activado</i>	7
III.4.3.	<i>Intercambio iónico</i>	7
III.4.4.	<i>Ósmosis inversa</i>	7
IV.	PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA Y SU SIGNIFICADO.....	7
IV.1.	FISICOS	8

Control de Calidad de Procesos en el Tratamiento de Aguas Residuales

IV.2.	QUIMICOS	8
IV.3.	ORGANICO - BIOLÓGICOS	8
IV.4.	BACTERIOLÓGICOS	8
IV.5.	RADIOLÓGICOS	8
V.	LEGISLACIÓN SOBRE DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES.....	8
V.1.	NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-001-ECOL-1996. QUE ESTABLECE LOS LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES DE CONTAMINANTES EN LAS DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES EN AGUAS Y BIENES NACIONALES..	8
	<i>Indice.....</i>	<i>10</i>
V.1.1.	1 OBJETIVO Y CAMPO DE APLICACIÓN.....	10
V.1.2.	2 REFERENCIAS.....	11
V.1.3.	3 DEFINICIONES	13
V.1.4.	4 ESPECIFICACIONES.....	21
V.1.5.	5 MÉTODOS DE PRUEBA	30
V.1.6.	6 VERIFICACIÓN	30
V.1.7.	7 GRADO DE CONCORDANCIA CON NORMAS Y RECOMENDACIONES INTERNACIONALES	31
V.1.8.	8 BIBLIOGRAFÍA.....	31
V.1.9.	9 OBSERVANCIA DE ESTA NORMA	34
V.2.	NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-002-ECOL-1996. QUE ESTABLECE LOS LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES DE CONTAMINANTES EN LAS DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES A LOS SISTEMAS DE ALCANTARILLADO URBANO O MUNICIPAL.....	49
V.2.1.	1 OBJETIVO Y CAMPO DE APLICACIÓN.....	51
V.2.2.	2 REFERENCIAS	52
V.2.3.	3 DEFINICIONES	53
V.2.4.	4 ESPECIFICACIONES.....	56
V.2.5.	5 MÉTODOS DE PRUEBA	63
V.2.6.	6 GRADO DE CONCORDANCIA CON NORMAS INTERNACIONALES. 63	
V.2.7.	7 BIBLIOGRAFÍA.....	64
V.2.8.	8 OBSERVANCIA DE ESTA NORMA	66
V.3.	NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-003-ECOL-1997 QUE ESTABLECE LOS LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES DE CONTAMINANTES PARA LAS	

Control de Calidad de Procesos en el Tratamiento de Aguas Residuales

AGUAS RESIDUALES TRATADAS QUE SE REUSEN EN SERVICIOS AL PÚBLICO.....	68
<i>V.3.1.</i> 1. OBJETIVO Y CAMPO DE APLICACIÓN.....	70
<i>V.3.2.</i> 2. REFERENCIAS.....	70
<i>V.3.3.</i> 3. DEFINICIONES.....	71
<i>V.3.4.</i> 4. ESPECIFICACIONES.....	74
<i>V.3.5.</i> 5. MUESTREO.....	75
<i>V.3.6.</i> 6. MÉTODOS DE PRUEBA.....	75
<i>V.3.7.</i> 7. GRADO DE CONCORDANCIA CON NORMAS Y LINEAMIENTOS INTERNACIONALES Y CON LAS NORMAS MEXICANAS TOMADAS COMO BASE PARA SU ELABORACIÓN.....	76
<i>V.3.8.</i> 8. BIBLIOGRAFÍA.....	76
<i>V.3.9.</i> 9. OBSERVANCIA DE ESTA NORMA.....	77
VI. REFERENCIAS.....	85

III.3.1. Tratamiento físico-químico

III.3.1.1. Precipitación química

III.3.1.2. Coagulación química

III.3.1.3. Floculación

III.3.2. Tratamiento biológico

III.3.2.1. Tratamiento aerobio

III.3.2.2. Tratamiento anaerobio

III.4. TRATAMIENTO TERCIARIO

Los tratamientos terciarios, cuando se aplican, consisten en los métodos de coagulación/floculación, sedimentación, filtración de arena y desinfección. En caso de aplicar la desinfección, se añade cloro para lograr un residuo total de 1 mcs, sea en la planta de tratamiento o en el punto de reutilización.

III.4.1. Desinfección

III.4.2. Absorción con carbón activad

III.4.3. Intercambio iónico

III.4.4. Ósmosis inversa

IV. PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA Y SU SIGNIFICADO

IV.1. FISICOS

IV.2. QUIMICOS

IV.3. ORGANICO - BIOLÓGICOS

IV.4. BACTERIOLÓGICOS

IV.5. RADIOLÓGICOS

V. LEGISLACIÓN SOBRE DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES

V.1. NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-001-ECOL-1996. QUE ESTABLECE LOS LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES DE CONTAMINANTES EN LAS DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES EN AGUAS Y BIENES NACIONALES.

JULIA CARABIAS LILLO, Secretaria de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, con fundamento en lo dispuesto por los artículos 32 bis fracciones I, IV y V de la Ley Orgánica de la Administración Pública Federal; 85, 86 fracciones I, III y VII, 92 fracciones II y IV y 119 de la Ley de Aguas Nacionales; 50. fracciones VIII y XV, 80. fracciones II y VII, 36, 37, 117, 118 fracción II, 119 fracción I inciso a), 123, 171 y 173 de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente; 38 fracción II, 40 fracción X, 41 45, 46 fracción II, y 47 de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización, he tenido a bien expedir la siguiente **Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales; y**

C O N S I D E R A N D O

Control de Calidad de Procesos en el Tratamiento de Aguas Residuales

Que en cumplimiento a lo dispuesto en la fracción I del artículo 47 de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización, el Proyecto de Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, se publicó en el Diario Oficial de la Federación el 24 de junio de 1996, a fin de que los interesados en un plazo de 90 días naturales presentaran sus comentarios al Comité Consultivo Nacional de Normalización para la Protección-Ambiental, sito en Av. Revolución 1425, mezaninne planta alta, Colonia Tlacopac, Código Postal 01040, de esta ciudad.

Que durante el plazo a que se refiere el considerando anterior y de conformidad con lo dispuesto en el artículo 45 del Ordenamiento Legal citado, estuvieron a disposición del público los documentos a que se refiere dicho precepto.

Que de acuerdo con lo que disponen las fracciones II y III del artículo 47 de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización, los comentarios presentados por los interesados fueron analizados en el seno del citado Comité, realizándose las modificaciones procedentes a dicha Norma; las respuestas a los comentarios de referencia fueron publicadas en el **Diario Oficial de la Federación** el 24 de diciembre de 1996.

Que habiéndose cumplido el procedimiento establecido en la Ley Federal sobre Metrología y Normalización para la elaboración de Normas Oficiales Mexicanas, el Comité Consultivo Nacional de Normalización para la Protección Ambiental, en sesión de fecha 30 de octubre de 1996, aprobó la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, por lo que he tenido a bien expedir la siguiente

**NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-001-ECOL-1996, QUE ESTABLECE
LOS LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES DE CONTAMINANTES EN LAS**

DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES EN AGUAS Y BIENES NACIONALES.

Indice

1. Objetivo y campo de aplicación
- 2 Referencias
- 3 Definiciones
- 4 Especificaciones
- 5 Métodos de prueba
- 6 Verificación
- 7 Grado de concordancia con normas y recomendaciones internacionales
- 8 Bibliografía
- 9 Observancia de esta Norma
10. Transitorio
11. Anexo I

V.1.1. 1. OBJETIVO Y CAMPO DE APLICACIÓN

Esta Norma Oficial Mexicana establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, con el objeto de proteger su calidad y posibilitar sus usos, y es de observancia obligatoria para los responsables de dichas descargas. Esta

Control de Calidad de Procesos en el Tratamiento de Aguas Residuales

Norma Oficial Mexicana no se aplica a las descargas de aguas provenientes de drenajes separados de aguas pluviales.

V.1.2. 2. REFERENCIAS

Norma Mexicana NMX-AA-003 Aguas residuales - Muestreo, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 25 de marzo de 1980.

Norma Mexicana NMX-AA-004 Aguas - Determinación de sólidos sedimentables en aguas residuales - Método del cono Imhoff, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 13 de septiembre de 1977.

Norma Mexicana NMX-AA-005 Aguas - Determinación de grasas y aceites - Método de extracción soxhlet, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 8 de agosto de 1980.

Norma Mexicana NMX-AA-006 Aguas - Determinación de materia flotante - Método visual con malla específica, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 5 de diciembre de 1973.

Norma Mexicana NMX-AA-007 Aguas - Determinación de la temperatura - Método visual con termómetro, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 23 de julio de 1980.

Norma Mexicana NMX-AA-008 Aguas - Determinación de pH - Método potenciométrico, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 25 de marzo de 1980.

Norma Mexicana NMX-AA-026 Aguas - Determinación de nitrógeno total - Método Kjeldahl, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 27 de octubre de 1980.

Norma Mexicana NMX-AA-028 Aguas - Determinación de demanda bioquímica de oxígeno - Método de incubación por diluciones, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 6 de julio de 1981.

Control de Calidad de Procesos en el Tratamiento de Aguas Residuales

Norma Mexicana NMX-AA-029 Aguas - Determinación de fósforo total - Métodos espectrofotométricos, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 21 de octubre de 1981.

Norma Mexicana NMX-AA-034 Aguas - Determinación de sólidos en agua - Método gravimétrico, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 3 de julio de 1981.

Norma Mexicana NMX-AA-042 Aguas - Determinación del número más probable de coliformes totales y fecales - Método de tubos múltiples de fermentación, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 22 de junio de 1987.

Norma Mexicana NMX-AA-046 Aguas - Determinación de arsénico en agua - Método espectrofotométrico, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 21 de abril de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-051 Aguas - Determinación de metales - Método espectrofotométrico de absorción atómica, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 22 de febrero de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-057 Aguas - Determinación de plomo - Método de la ditizona, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 29 de septiembre de 1981.

Norma Mexicana NMX-AA-058 Aguas - Determinación de cianuros - Método colorimétrico y titulométrico, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 14 de diciembre de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-060 Aguas - Determinación de cadmio - Método de la ditizona, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 26 de abril de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-064 Aguas - Determinación de mercurio - Método de la ditizona, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 3 de marzo de 1982.

Control de Calidad de Procesos en el Tratamiento de Aguas Residuales

Norma Mexicana NMX-AA-066 Aguas - Determinación de cobre - Método de la neocuproína, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 16 de noviembre de 1981.

Norma Mexicana NMX-AA-078 Aguas - Determinación de zinc - Métodos colorimétricos de la ditizona I, la ditizona II y espectrofotometría de absorción atómica, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 12 de julio de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-079 Aguas Residuales- Determinación de nitrógeno de nitratos (Brucina), publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 14 de abril de 1986.

Norma Mexicana NMX-AA-099 - Determinación de nitrógeno de nitritos- Agua potable, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 11 de febrero de 1987.

V.1.3. 3. **DEFINICIONES**

3.1 Aguas costeras

Son las aguas de los mares territoriales en la extensión y términos que fija el derecho internacional; así como las aguas marinas interiores, las lagunas y esteros que se comuniquen permanente o intermitentemente con el mar.

3.2 Aguas nacionales

Las aguas propiedad de la Nación, en los términos del párrafo quinto del Artículo 27 de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos.

3.3 Aguas residuales

Control de Calidad de Procesos en el Tratamiento de Aguas Residuales

Las aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas.

3.4 Aguas pluviales

Aquellas que provienen de lluvias, se incluyen las que provienen de nieve y granizo.

3.5 Bienes nacionales

Son los bienes cuya administración está a cargo de la Comisión Nacional del Agua en términos del artículo 113 de la Ley de Aguas Nacionales.

3.6 Carga contaminante

Cantidad de un contaminante expresada en unidades de masa por unidad de tiempo, aportada en una descarga de aguas residuales.

3.7 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.

3.8 Contaminantes básicos

Son aquellos compuestos y parámetros que se presentan en las descargas de aguas residuales y que pueden ser removidos o estabilizados mediante tratamientos convencionales. En lo que corresponde a esta Norma Oficial Mexicana sólo se consideran los siguientes: grasas y aceites, materia flotante, sólidos sedimentables, sólidos suspendidos totales, demanda bioquímica de oxígeno, nitrógeno total (suma de las concentraciones de nitrógeno Kjeldahl, de nitritos y de nitratos, expresadas como mg/litro de nitrógeno), fósforo total, temperatura y pH.

3.9 Contaminantes patógenos y parasitarios

Son aquellos 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 sólo se consideran los coliformes fecales y los huevos de helminto.

3.10 Cuerpo receptor

Son las corrientes, depósitos naturales de agua, presas, cauces, zonas marinas o bienes nacionales donde se descargan aguas residuales, así como los terrenos en donde se infiltran o inyectan dichas aguas cuando puedan contaminar el suelo o los acuíferos.

3.11 Descarga

Control de Calidad de Procesos en el Tratamiento de Aguas Residuales

Acción de verter, infiltrar, depositar o inyectar aguas residuales a un cuerpo receptor en forma continua, intermitente o fortuita, cuando éste es un bien del dominio público de la Nación.

3.12 Embalse artificial

Vaso de formación artificial que se origina por la construcción de un bordo o cortina y que es alimentado por uno o varios ríos o agua subterránea o pluvial.

3.13 Embalse natural

Vaso de formación natural que es alimentado por uno o varios ríos o agua subterránea o pluvial.

3.14 Estuario

Es el tramo del curso de agua bajo la influencia de las mareas que se extiende desde la línea de costa hasta el punto donde la concentración de cloruros en el agua es de 250 mg/l.

3.15 Humedales naturales.

Las zonas de transición entre los sistemas acuáticos y terrestres que constituyen áreas de inundación temporal o permanente, sujetas o no a la influencia de mareas, como pantanos, ciénegas y marismas, cuyos límites los constituyen el tipo de vegetación hidrófila de presencia permanente o estacional; las áreas donde el suelo es predominantemente hídrico; y las

áreas lacustres o de suelos permanentemente húmedos originadas por la descarga natural de acuíferos.

3.16 Límite máximo permisible

Valor o rango asignado a un parámetro, el cual no debe ser excedido en la descarga de aguas residuales.

3.17 Metales pesados y cianuros

Son aquellos que, en concentraciones por encima de determinados límites, pueden producir efectos negativos en la salud humana, flora o fauna. En lo que corresponde a esta Norma Oficial Mexicana sólo se consideran los siguientes: arsénico, cadmio, cobre, cromo, mercurio, níquel, plomo, zinc y cianuros.

3.18 Muestra compuesta

La que resulta de mezclar el número de muestras simples, según lo indicado en la Tabla 1. Para conformar la muestra compuesta, el volumen de cada una de las muestras simples deberá ser proporcional al caudal de la descarga en el momento de su toma.

T A B L A 1

FRECUENCIA DE MUESTREO		
HORAS POR DÍA QUE OPERA EL PROCESO GENERADOR DE LA	NÚMERO DE MUESTRAS SIMPLES	INTERVALO ENTRE TOMA DE MUESTRAS SIMPLES (HORAS)

Control de Calidad de Procesos en el Tratamiento de Aguas Residuales

		MÍNIMO N.E.	MÁXIMO N.E.
Menor que 4	minimo 2	-	-
De 4 a 8	4	1	2
Mayor que 8 y hasta 12	4	2	3
Mayor que 12 y hasta 18	6	2	3
Mayor que 18 y hasta 24	6	3	4

N.E. = No especificado.

3.19 Muestra simple.- La que se tome en el punto de descarga, de manera continua, en día normal de operación que refleje cuantitativa y cualitativamente el o los procesos más representativos

de las actividades que generan la descarga, durante el tiempo necesario para completar cuando menos, un volumen suficiente para que se lleven a cabo los análisis necesarios para conocer su composición, aforando el caudal descargado en el sitio y en el momento del muestreo.

El volumen de cada muestra simple necesario para formar la muestra compuesta se determina mediante la siguiente ecuación:

$$VMSi = VMC \times (Qi / Qt)$$

Donde:

VMSi = volumen de cada una de las muestras simples "i", litros.

VMC = volumen de la muestra compuesta necesario para realizar la totalidad de los análisis de laboratorio requeridos, litros.

Qi = caudal medido en la descarga en el momento de tomar la muestra simple, litros por segundo.

Qt = \sum Qi hasta Qn, litros por segundo

3.20 Parámetro

Variable que se utiliza como referencia para determinar la calidad física, química y biológica del agua.

3.21 Promedio diario (P.D.)

Es el valor que resulta del análisis de una muestra compuesta. En el caso del parámetro grasas y aceites, es el promedio ponderado en función del caudal, y la media geométrica para los coliformes fecales, de los valores que resulten del análisis de cada una de las muestras simples tomadas para formar la muestra compuesta. Las unidades de pH no deberán estar fuera del rango permisible, en ninguna de las muestras simples.

3.22 Promedio mensual (P.M.)

Es el valor que resulte de calcular el promedio ponderado en función del caudal, de los valores que resulten del análisis de al menos dos muestras compuestas (Promedio diario).

3.23 Riego no restringido

Control de Calidad de Procesos en el Tratamiento de Aguas Residuales

La utilización del agua residual destinada a la actividad de siembra, cultivo y cosecha de productos agrícolas en forma ilimitada como forrajes, granos, frutas, legumbres y verduras.

3.24 Riego restringido

La utilización del agua residual destinada a la actividad de siembra, cultivo y cosecha de productos agrícolas, excepto legumbres y verduras que se consumen crudas.

3.25 Río

Corriente de agua natural, perenne o intermitente, que desemboca a otras corrientes, o a un embalse natural o artificial, o al mar.

3.26 Suelo

Cuerpo receptor de descargas de aguas residuales que se utiliza para actividades agrícolas.

3.27 Tratamiento convencional

Son los procesos de tratamiento mediante los cuales se remueven o estabilizan los contaminantes básicos presentes en las aguas residuales.

3.28 Uso en riego agrícola

Control de Calidad de Procesos en el Tratamiento de Aguas Residuales

La utilización del agua destinada a la actividad de siembra, cultivo y cosecha de productos agrícolas y su preparación para la primera enajenación, siempre que los productos no hayan sido objeto de transformación industrial.

3.29 Uso público urbano

La utilización de agua nacional para centros de población o asentamientos humanos, destinada para el uso y consumo humano, previa potabilización.

V.1.4. 4. ESPECIFICACIONES

4.1 La concentración de contaminantes básicos, metales pesados y cianuros para las descargas de aguas residuales a aguas y bienes nacionales, no debe exceder el valor indicado como límite máximo permisible en las Tablas 2 y 3 de esta Norma Oficial Mexicana. El rango permisible del potencial hidrógeno (pH) es de 5 a 10 unidades.

4.2 Para determinar la contaminación por patógenos se tomará como indicador a los coliformes fecales. El límite máximo permisible para las descargas de aguas residuales vertidas a aguas y bienes nacionales, así como las descargas vertidas a suelo (uso en riego agrícola) es de 1,000 y 2,000 como número más probable (NMP) de coliformes fecales por cada 100 ml para el promedio mensual y diario, respectivamente.

4.3 Para determinar la contaminación por parásitos se tomará como indicador los huevos de helminto. El límite máximo permisible para las descargas vertidas a suelo (uso en riego agrícola), es de un huevo de helminto por litro para riego no restringido, y de cinco huevos por litro para riego restringido, lo cual se llevará a cabo de acuerdo a la técnica establecida en el anexo 1 de esta Norma.

Control de Calidad de Procesos en el Tratamiento de Aguas Residuales

T A B L A 2

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA CONTAMINANTES BÁSICOS

PARÁMETROS <small>miligramos por litro, excepto cuando se especifique</small>	RÍOS				EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES				AGUAS COSTERAS				SUELO		LIMITES EN NATURALIDAD					
	Uso en riesgo agudo (A)		Uso público urbano (B)		Uso recreativo primario (C)		Uso recreativo secundario (D)		Uso público municipal (E)		Uso recreativo primario (F)		Uso recreativo secundario (G)		Uso en riesgo agudo (A)		LIMITES EN NATURALIDAD (B)			
	CM	CD	CM	CD	CM	CD	CM	CD	CM	CD	CM	CD	CM	CD	CM	CD	CM	CD		
Conductividad	NA	NA	15	15	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	
Color (PCU/NTE)	15	25	15	25	15	25	5	25	15	25	5	25	15	25	15	25	15	25	15	
Materia orgánica (M.O.)	0	0	0	0	1.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	500	20	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Óxido de nitrógeno (NO ₃ -N)	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	NA	NA	1	2
Óxido de cobre (Cu)	1.0	200	2.0	125	0	0	2.0	125	0	0	1.0	200	1.0	125	1.0	125	NA	NA	75	125
Óxido de hierro (Fe) (mg/l)	1.0	0	5	1.0	0	0	1.0	1.0	1.0	0	1.0	200	1.0	1.0	2.0	1.0	NA	NA	75	150
Sólidos totales	10	100	10	100	10	25	10	100	1	2	NA	NA	NA	NA	10	25	NA	NA	NA	NA

Control de Calidad de Procesos en el Tratamiento de Aguas Residuales

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	100
---	---	---	---	---	---	---	---	---	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	-----

(1) Instantaneo

(2) Muestra Simple Promedio Ponderado

(3) Ausente segun el Metodo de Prueba definido en la NMX-AA 006

P D = Promedio Diario, P M = Promedio Mensual

N A = No es aplicable

(A), (B) y (C) Tipo de Cuerpo Receptor segun la Ley Federal de Derechos

T A B L A 3

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA METALES PESADOS Y CROMIOS																							
PARÁMETROS (1)	RÍOS						EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES				AGUAS CONTINGENTES						BUQUE		LIMPIEZA NATURALES (2)				
	Cromo hexavalente (3)		Cromo trivalente (3)		Cromo total (3)		Cadmio (3)		Cobalto (3)		Cobalto (3)		Cromo hexavalente (3)		Cromo trivalente (3)		Cromo total (3)		Cromo hexavalente (3)		Cromo total (3)		
	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.	P.M.	P.D.	

Control de Calidad de Procesos en el Tratamiento de Aguas Residuales

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA METALES PESADOS Y CIANUROS																					
PARAMETROS (*)	RÍOS						EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES				AGUAS COSTERAS						BUZOS		HUMEDALES NATURALES (H)		
	Lago de Chapala (L)		Lago de Xico (X)		Lagos de otros sistemas (O)		Lago de Chapala (L)		Lago de Xico (X)		Lago de Chapala (L)		Lago de Xico (X)		Lago de Chapala (L)		Lago de Xico (X)				
(miligramos por litro)	Cadmio (Cd)		Cromo (Cr)		Cobalto (Co)		Cobalto (Co)		Cobalto (Co)		Cobalto (Co)		Cobalto (Co)		Cobalto (Co)		Cobalto (Co)		Cobalto (Co)		
Asesorio	0.2	0.1	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.1	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.1	0.1	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1	0.2
Cadmio	0.2	0.1	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.1	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.1	0.1	0.2	0.05	0.1	0.1	0.2	
Cromo	10	10	10	10	10	20	20	10	10	20	10	20	20	10	10	20	20	10	10	10	20
Cobalto	10	10	10	10	10	10	10	10	1	10	1	10	10	10	10	10	1	10	10	10	10
Cobalto	1	1.2	0.4	1.0	0.5	1.0	1	0.5	0.5	2.0	0.5	1.0	1	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	0.5	1.0	
Mercurio	0.01	0.02	0.005	0.01	0.005	0.01	0.01	0.02	0.005	0.01	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01	0.02	0.005	0.01	0.005	0.01	
Níquel	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	4
Plomo	0.1	1	0.2	0.1	0.2	0.1	0.1	1	0.2	0.1	0.2	0.5	0.5	1	0.2	0.1	5	10	0.2	0.4	
Zinc	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	

(*) Medidos de manera total.

Control de Calidad de Procesos en el Tratamiento de Aguas Residuales

P.D. = Promedio Diario P.M. = Promedio Mensual N.A. = No es aplicable

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

4.4. Al responsable de la descarga de aguas residuales que antes de la entrada en vigor de esta Norma Oficial Mexicana se le hayan fijado condiciones particulares de descarga, podrá optar por cumplir los límites máximos permisibles establecidos en esta Norma, previo aviso a la Comisión Nacional del Agua.

4.5. Los responsables de las descargas de aguas residuales vertidas a aguas y bienes nacionales deben cumplir con la presente Norma Oficial Mexicana de acuerdo con lo siguiente:

a) Las descargas municipales tendrán como plazo límite las fechas de cumplimiento establecidas en la Tabla 4. El cumplimiento es gradual y progresivo, conforme a los rangos de población. El número de habitantes corresponde al determinado en el XI Censo Nacional de Población y Vivienda, correspondiente a 1990, publicado por el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.

b) Las descargas no municipales tendrán como plazo límite hasta las fechas de cumplimiento establecidas en la Tabla 5. El cumplimiento es gradual y progresivo, dependiendo de la mayor carga contaminante, expresada como demanda bioquímica de oxígeno₅ (DBO₅) o sólidos suspendidos totales (SST), según las cargas del agua residual, manifestadas en la solicitud de permiso de descarga, presentada a la Comisión Nacional del Agua.

T A B L A 4

DESCARGAS MUNICIPALES	
FECHA DE CUMPLIMIENTO A PARTIR DE:	RANGO DE POBLACIÓN
1 de enero de 2000	mayor de 50,000 habitantes
1 de enero de 2005	de 20,001 a 50,000 habitantes
1 de enero de 2010	de 2,501 a 20,000 habitantes

T A B L A 5

DESCARGAS NO MUNICIPALES

FECHA DE CUMPLIMIENTO A PARTIR DE:	CARGA CONTAMINANTE	
	DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO ₅ t/d (toneladas/día)	SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES t/d (toneladas/día)
1 de enero de 2000	mayor de 3.0	mayor de 3.0
1 de enero de 2005	de 1.2 a 3.0	de 1.2 a 3.0
1 de enero de 2010	menor de 1.2	menor de 1.2

4.6 Las fechas de cumplimiento establecidas en las Tablas 4 y 5 de esta Norma Oficial Mexicana podrán ser adelantadas por la Comisión Nacional del Agua para un cuerpo receptor en específico, siempre y cuando exista el estudio correspondiente que valide tal modificación.

4.7. Los responsables de las descargas de aguas residuales municipales y no municipales, cuya concentración de contaminantes en cualquiera de los parámetros básicos, metales pesados y cianuros, que rebasen los límites máximos permisibles señalados en las Tablas 2 y 3 de esta Norma Oficial Mexicana, multiplicados por cinco, para cuerpos receptores tipo B (ríos, uso público urbano), quedan obligados a presentar un programa de las acciones u obras a realizar para el control de la calidad del agua de sus descargas a la Comisión Nacional del Agua, en un plazo no mayor de 180 días naturales, a partir de la publicación de esta Norma en el Diario Oficial de la Federación.

Los demás responsables de las descargas de aguas residuales municipales y no municipales, que rebasen los límites máximos permisibles de esta norma, quedan obligados a presentar un programa de las acciones u obras a realizar para el control de la calidad de sus descargas a la Comisión Nacional del Agua, en las fechas establecidas en las Tablas 6 y 7.

Lo anterior, sin perjuicio del pago de derechos a que se refiere la Ley Federal de Derechos y a las multas y sanciones que establecen las leyes y reglamentos en la materia.

T A B L A 6

DESCARGAS MUNICIPALES	
RANGO DE POBLACIÓN	FECHA LÍMITE PARA PRESENTAR PROGRAMA DE ACCIONES
mayor de 50,000 habitantes	30 de junio de 1997
de 20,001 a 50,000 habitantes	31 de diciembre de 1998
de 2,501 a 20,000 habitantes	31 de diciembre de 1999

T A B L A 7

CARGA CONTAMINANTE DE LAS DESCARGAS NO MUNICIPALES	
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO₅ Y/O SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES t/d (toneladas/día)	FECHA LÍMITE PARA PRESENTAR PROGRAMA DE ACCIONES
mayor de 3.0	30 de junio de 1997
de 1.2 a 3.0	31 de diciembre de 1998
menor de 1.2	31 de diciembre de 1999

4.8 El responsable de la descarga queda obligado a realizar el monitoreo de las descargas de aguas residuales para determinar el promedio diario y mensual. La periodicidad de análisis y reportes se indican en la Tabla 8 para descargas de tipo municipal y en la Tabla 9 para descargas no municipales. En situaciones que justifiquen un mayor control, como protección de fuentes de abastecimiento de agua para consumo humano, emergencias hidroecológicas o procesos productivos fuera de control, la Comisión Nacional del Agua podrá modificar la periodicidad de análisis y reportes. Los registros del monitoreo deberán mantenerse para su consulta por un período de tres años posteriores a su realización.

T A B L A 8

RANGO DE POBLACIÓN	FRECUENCIA DE MUESTREO Y ANÁLISIS	FRECUENCIA DE REPORTE
mayor de 50,000 habitantes	MENSUAL	TRIMESTRAL
de 20,001 a 50,000 habitantes	TRIMESTRAL	SEMESTRAL
de 2,501 a 20,000 habitantes	SEMESTRAL	ANUAL

T A B L A 9

DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO₅ t/d (toneladas/día)	SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES t/d (toneladas/día)	FRECUENCIA DE MUESTREO Y ANÁLISIS	FRECUENCIA DE REPORTE
mayor de 3.0	mayor de 3.0	MENSUAL	TRIMESTRAL
de 1.2 a 3.0	de 1.2 a 3.0	TRIMESTRAL	SEMESTRAL
menor de 1.2	menor de 1.2	SEMESTRAL	ANUAL

4.9 El responsable de la descarga estará exento de realizar el análisis de alguno o varios de los parámetros que se señalan en la presente Norma Oficial Mexicana, cuando demuestre que, por las características del proceso productivo o el uso que le dé al agua, no genera o concentra los contaminantes a exentar, manifestándolo ante la Comisión Nacional del Agua, por escrito y bajo protesta de decir verdad. La autoridad podrá verificar la veracidad de lo manifestado por el usuario. En caso de falsedad el responsable quedará sujeto a lo dispuesto en los ordenamientos legales aplicables.

4.10 En el caso de que el agua de abastecimiento registre alguna concentración promedio mensual de los parámetros referidos en los puntos 4.1, 4.2 y 4.3 de la presente Norma Oficial Mexicana, la suma de esta

concentración al límite máximo permisible promedio mensual, es el valor que el responsable de la descarga está obligado a cumplir, siempre y cuando lo notifique por escrito a la Comisión Nacional del Agua.

4.11 Cuando se presenten aguas pluviales en los sistemas de drenaje y alcantarillado combinado, el responsable de la descarga tiene la obligación de operar su planta de tratamiento y cumplir con los límites máximos permisibles de esta Norma Oficial Mexicana, o en su caso con sus condiciones particulares de descarga, y podrá a través de una obra de desvío derivar el caudal excedente. El responsable de la descarga tiene la obligación de reportar a la Comisión Nacional del Agua el caudal derivado.

4.12 El responsable de la descarga de aguas residuales que, como consecuencia de implementar un programa de uso eficiente y/o reciclaje del agua en sus procesos productivos, concentre los contaminantes en su descarga, y en consecuencia rebase los límites máximos permisibles establecidos en la presente Norma, deberá solicitar ante la Comisión Nacional del Agua se analice su caso particular, a fin de que ésta le fije condiciones particulares de descarga.

V.1.5. 5. MÉTODOS DE PRUEBA

Para determinar los valores y concentraciones de los parámetros establecidos en esta Norma Oficial Mexicana, se deberán aplicar los métodos de prueba indicados en el punto 2 de esta Norma Oficial Mexicana. El responsable de la descarga podrá solicitar a la Comisión Nacional del Agua, la aprobación de métodos de prueba alternos. En caso de aprobarse, dichos métodos podrán ser autorizados a otros responsables de descarga en situaciones similares.

Para la determinación de huevos de helminto se deberán aplicar las técnicas de análisis y muestreo que se presentan en el Anexo 1 de esta Norma Oficial Mexicana.

V.1.6. 6. VERIFICACIÓN

La Comisión Nacional del Agua llevará a cabo muestreos y análisis de las descargas de aguas residuales, de manera periódica o aleatoria, con objeto de verificar el cumplimiento de los límites máximos permisibles establecidos para los parámetros señalados en la presente Norma Oficial Mexicana.

V.1.7. 7. GRADO DE CONCORDANCIA CON NORMAS Y RECOMENDACIONES INTERNACIONALES

7.1 No hay normas equivalentes, las disposiciones de carácter interno que existen en otros países no reúnen los elementos y preceptos de orden técnico y jurídico que en esta Norma Oficial Mexicana se integran y complementan de manera coherente, con base en los fundamentos técnicos y científicos reconocidos internacionalmente.

V.1.8. 8. BIBLIOGRAFÍA

- 8.1** APHA, AWWA, WPCF, 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. USA. (Métodos normalizados para el análisis del agua y aguas residuales. 19ª Edición. E.U.A.).
- 8.2** Code of Federal Regulations. Title 40. Parts 100 to 149; 400 to 424; and 425 to 629. Protection of Environment 1992. USA. (Código de Normas Federales. Título 40. Partes 100 a 149; 400 a 424; y 425 a 629. Protección al Ambiente. E.U.A.)
- 8.3** Ingeniería sanitaria y de aguas residuales, 1988. Gordon M. Fair; John Ch. Geyer, Limusa, México.
- 8.4** Industrial Water Pollution Control, 1989. 2nd Edition. USA. (Control de la contaminación industrial del agua Eckenfelder W.W. Jr. 2ª Edición Mcgraw-Hill International Editions. E.U.A.)
- 8.5** Manual de Agua para Usos Industriales, 1988. Sheppard T. Powell. Ediciones Ciencia y Técnica, S.A. 1ª edición. Volúmenes 1 al 4. México.
- 8.6** Manual de Agua, 1989. Frank N. Kemmer, John McCallion Ed. Mcgraw-Hill. Volúmenes 1 al 3. México.
- 8.7** U.S.E.P.A. Development Document for Effluent Limitation Guidelines And New Source Performance Standard For The 1974 (Documento de Desarrollo de La U.S.E.P.A. para guías de límites de efluentes y estándares de evaluación de nuevas fuentes para 1974).

- 8.8** Water Treatment Chemicals. An Industrial Guide, 1991. (Tratamiento químico del agua. Una guía industrial) Flick, Ernest W. Noyes Publications. E.U.A.
- 8.9** Water Treatment Handbook, 1991. (Manual de tratamiento de agua. Degremont 6ª Edición Vol. I y II. E.U.A.)
- 8.10** Wastewater Engineering Treatment. Disposal, Reuse, 1991. 3rd Edition. USA. (Ingeniería en el tratamiento de aguas residuales. Disposición y reuso. Metcalf And Eddy. Mcgraw-Hill International Editions. 3ª Edición. E.U.A.)
- 8.11** Estudio de Factibilidad del Saneamiento del Valle de México. Informe Final. Dic. 1995. Comisión Nacional del Agua, Departamento del Distrito Federal, Estado de Hidalgo y Estado de México.
- 8.12** Guía Para el Manejo, Tratamiento y Disposición de Lodos Residuales de Plantas de Tratamiento Municipales. Comisión Nacional del Agua, Subdirección General de Infraestructura Hidráulica Urbana e Industrial. México, 1994.
- 8.13** Sistemas Alternativos de Tratamiento de Aguas Residuales y Lodos Producidos. Comisión Nacional del Agua, Subdirección General de Infraestructura Hidráulica Urbana e Industrial. México, 1994.
- 8.14** Impact of Wastewater Reuse on Groundwater In The Mezquital Valley, Hidalgo State, Mexico. Overseas Development Administration. Phase 1, Report - February 1995.
- 8.15** Evaluación de la Toxicidad de Descargas Municipales. Comisión Nacional del Agua. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Noviembre de 1993.
- 8.16** Tratabilidad del Agua Residual Mediante el Proceso Primario Avanzado. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1994-1995.
- 8.17** Estudio de la Desinfección del Efluente Primario Avanzado. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1994-1995.
- 8.18** Formación y Migración de Compuestos Organoclorados a través de Columnas Empaquetadas con Suelo de la Zona de Tula-Mezquital-Actopan. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1995-1996.

- 8.19 Estudio de Calidad y Suministro del Agua para Consumo Doméstico del Valle del Mezquital. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1995-1996.
- 8.20 Estudio de Impacto Ambiental Asociado al Proyecto de Saneamiento del Valle de México. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1995-1996.
- 8.21 Proyecto de Normatividad Integral para Mejorar la Calidad del Agua en México. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1995-1996.
- 8.22 Estudio de Disponibilidad de Agua en México en Función del Uso, Calidad y Cantidad. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1995.
- 8.23 Cost - Effective Water Pollution Control in The Northern Border Of Mexico. Institute For Applied Environmental Economics (Tme), 1995.
- 8.24 XI Censo General de Población y Vivienda. INEGI / CONAPO 1990
- 8.25 Normas Oficiales Mexicanas para descargas de Aguas Residuales a Cuerpos Receptores: NOM-001-ECOL/1993 a NOM-033-ECOL/1993, publicadas en el **Diario Oficial de la Federación el 18 de octubre de 1993**; NOM-063-ECOL/1994 a NOM-065-ECOL/1994 publicadas en el **Diario Oficial de la Federación el 5 de enero de 1995**; NOM-066-ECOL/1994 a NOM-068-ECOL-1994, publicadas en el **Diario Oficial de la Federación el 6 de enero de 1995**; NOM-069- ECOL/1994 y NOM-070- ECOL /1994, publicadas en el **Diario Oficial de la Federación el 9 de enero de 1995**; y NOM-071-ECOL-1994 a NOM-073-ECOL-1994, publicadas en el **Diario Oficial de la Federación el 11 de enero de 1995**.
- 8.26 Criterios Ecológicos de Calidad del Agua. SEMARNAP. Instituto de Ecología. México, D.F.
- 8.27 Catálogo Oficial de Plaguicidas Control Intersectorial para el Control del Proceso y Uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas. SARH, SEDESOL, SSA y SECOFI. México, D.F. 1994.
- 8.28 Indicadores Socioeconómicos e Índice de Marginación Municipal 1990. CONAPO/CNA.
- 8.29 Bases para el Manejo Integral de la Cantidad y Calidad del Agua en México. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1995.
- 8.30 Manejando las Aguas Residuales en Zonas Urbanas Costeras. Reporte 1993. EUA. Comité Sobre el Manejo de las Aguas Residuales en

Zonas Urbanas Costeras. Consejo de Ciencia y Tecnología sobre Agua. Comisión de Sistemas Técnicos e Ingeniería. Consejo Nacional de Investigación.

- 8.31** NMX-AA-087-1995-SCFI. Análisis de Agua.- Evaluación de Toxicidad Aguda con *Daphnia magna* Straus (Crustacea-Cladocera).- Método de Prueba).
- 8.32** NMX-AA-110-1995-SCFI. Análisis de Agua.- Evaluación de Toxicidad Aguda con *Artemia franciscana* Kellogs (Crustacea-Anostraca).- Método de Prueba.
- 8.33** NMX-AA-112-1995-SCFI. Análisis de Agua y Sedimento.- Evaluación de Toxicidad aguda con *Photobacterium phosphoreum*.- Método de Prueba.

V.1.9. 9. OBSERVANCIA DE ESTA NORMA

9.1 La vigilancia del cumplimiento de la presente Norma Oficial Mexicana corresponde a la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, por conducto de la Comisión Nacional del Agua, y a la Secretaría de Marina en el ámbito de sus respectivas atribuciones, cuyo personal realizará los trabajos de inspección y vigilancia que sean necesarios. Las violaciones a la misma se sancionarán en los términos de la Ley de Aguas Nacionales y su Reglamento, Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, la Ley Federal sobre Metrología y Normalización y demás ordenamientos jurídicos aplicables.

9.2 La presente Norma Oficial Mexicana entrará en vigor al día siguiente de su publicación en el **Diario Oficial de la Federación**.

9.3 Se abrogan las normas oficiales mexicanas que a continuación se indican:

Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de las centrales termoeléctricas convencionales.

Norma Oficial Mexicana NOM-002-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria productora de azúcar de caña.

Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de refinación de petróleo y petroquímica.

Norma Oficial Mexicana NOM-004-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de fabricación de fertilizantes excepto la que produzca ácido fosfórico como producto intermedio.

Norma Oficial Mexicana NOM-005-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de fabricación de productos plásticos y polímeros sintéticos.

Norma Oficial Mexicana NOM-006-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de fabricación de harinas.

Norma Oficial Mexicana NOM-007-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de la cerveza y de la malta.

Norma Oficial Mexicana NOM-008-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de fabricación de asbestos de construcción.

Norma Oficial Mexicana NOM-009-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria elaboradora de leche y sus derivados.

Norma Oficial Mexicana NOM-010-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de las industrias de manufactura de vidrio plano y de fibra de vidrio.

Norma Oficial Mexicana NOM-011-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de productos de vidrio prensado y soplado.

Norma Oficial Mexicana NOM-012-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria huleira.

Norma Oficial Mexicana NOM-013-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria del hierro y del acero.

Norma Oficial Mexicana NOM-014-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria textil.

Norma Oficial Mexicana NOM-015-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de la celulosa y el papel.

Norma Oficial Mexicana NOM-016-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de bebidas gaseosas.

Norma Oficial Mexicana NOM-017-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de acabados metálicos.

Norma Oficial Mexicana NOM-018-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de laminación, extrusión y estiraje de cobre y sus aleaciones.

Norma Oficial Mexicana NOM-019-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de impregnación de productos de aserradero

Norma Oficial Mexicana NOM-020-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de asbestos textiles, materiales de fricción y selladores.

Norma Oficial Mexicana NOM-021-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria del curtido y acabado en pieles.

Norma Oficial Mexicana NOM-022-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de matanza de animales y empacado de cárnicos.

Norma Oficial Mexicana NOM-023-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de envasado de conservas alimenticias.

Norma Oficial Mexicana NOM-024-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria elaboradora de papel a partir de celulosa virgen.

Norma Oficial Mexicana NOM-025-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria elaboradora de papel a partir de fibra celulósica reciclada.

Norma Oficial Mexicana NOM-026-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de restaurantes o de hoteles.

Norma Oficial Mexicana NOM-027-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria del beneficio del café.

Norma Oficial Mexicana NOM-028-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de preparación y envasado de conservas de pescados y mariscos y de la industria de producción de harina y aceite de pescado.

Norma Oficial Mexicana NOM-029-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de hospitales.

Norma Oficial Mexicana NOM-030-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de jabones y detergentes.

Norma Oficial Mexicana NOM-032-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales de origen urbano o municipal para su disposición mediante riego agrícola.

Norma Oficial Mexicana NOM-033-ECOL-1993, que establece las condiciones bacteriológicas para el uso de las aguas residuales de origen urbano o municipal o de la mezcla de éstas con la de los cuerpos de agua, en el riego de hortalizas y productos hortofrutícolas. Publicadas en el **Diario Oficial de la Federación** el 18 de octubre de 1993.

La nomenclatura de las Normas Oficiales Mexicanas antes citadas está en términos del Acuerdo por el que se reforma la nomenclatura de 58 Normas Oficiales Mexicanas en materia de Protección Ambiental, publicado en el **Diario Oficial de la Federación** el 29 de noviembre de 1994.

Asimismo se abrogan las siguientes normas oficiales mexicanas:

Norma Oficial Mexicana NOM-063-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria vinícola.

Norma Oficial Mexicana NOM-064-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de la destilería.

Norma Oficial Mexicana NOM-065-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de las industrias de pigmentos y colorantes. Publicadas en el **Diario Oficial de la Federación** el 5 de enero de 1995.

Norma Oficial Mexicana NOM-066-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de la galvanoplastia.

Norma Oficial Mexicana NOM-067-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de los sistemas de alcantarillado o drenaje municipal.

Norma Oficial Mexicana NOM-068-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de aceites y grasas

comestibles de origen animal y vegetal, publicadas en el **Diario Oficial de la Federación el 6 de enero de 1995**.

Norma Oficial Mexicana NOM-069-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de componentes eléctricos y electrónicos.

Norma Oficial Mexicana NOM-070-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de preparación, conservación y envasado de frutas, verduras y legumbres en fresco y/o congelados, publicadas en el **Diario Oficial de la Federación el 9 de enero de 1995**.

Norma Oficial Mexicana NOM-071-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de productos químicos inorgánicos.

Norma Oficial Mexicana NOM-072-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de las industrias de fertilizantes fosfatados, fosfatos, polifosfatos, ácido fosfórico, productos químicos inorgánicos fosfatados, exceptuando a los fabricantes de ácido fosfórico por el proceso de vía húmeda.

Norma Oficial Mexicana NOM-073-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de las industrias farmacéutica y farmoquímica, publicadas en el **Diario Oficial de la Federación el 11 de enero de 1995**.

T R A N S I T O R I O

ÚNICO. A partir de la entrada en vigor de esta Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, el responsable de la descarga de aguas residuales:

- 1) Que cuente con planta de tratamiento de aguas residuales, está obligado a operar y mantener dicha infraestructura de saneamiento, cuando su descarga no cumpla con los límites máximos permisibles de esta Norma.

Puede optar por cumplir con los límites máximos permisibles establecidos en esta Norma Oficial Mexicana, o los establecidos en sus condiciones particulares de descarga, previa notificación a la Comisión Nacional del Agua.

En el caso de que la calidad de la descarga que se obtenga con dicha infraestructura no cumpla con los límites máximos permisibles establecidos en esta Norma Oficial Mexicana, debe presentar a la Comisión Nacional del Agua, en los plazos establecidos en las Tablas 6 y 7, su programa de acciones u obras a realizar para cumplir en las fechas establecidas en las Tablas 4 y 5, según le corresponda.

Los que no cumplan, quedarán sujetos a lo dispuesto en la Ley Federal de Derechos.

En el caso de que el responsable de la descarga opte por cumplir con los límites máximos permisibles establecidos en esta Norma Oficial Mexicana y que descargue una mejor calidad de agua residual que la establecida en esta Norma, puede gozar de los beneficios e incentivos que para tal efecto establece la Ley Federal de Derechos.

- 2) Que se hubiere acogido a los Decretos Presidenciales que otorgan facilidades administrativas y fiscales a los usuarios de Aguas Nacionales y sus Bienes Públicos inherentes, publicados en el Diario Oficial de la Federación el 11 de octubre de 1995, en la materia, quedará sujeto a lo dispuesto en los mismos y en lo conducente a la Ley Federal de Derechos.
- 3) No debe descargar concentraciones de contaminantes mayores a las que descargó durante los últimos tres años o menos, si empezó a descargar posteriormente, de acuerdo con sus registros y/o con los informes presentados ante la Comisión Nacional del Agua en ese periodo si su descarga tiene concentraciones mayores a las establecidas como límite máximo permisible en esta Norma. Los responsables que no cumplan con esta especificación, quedarán sujetos a lo dispuesto en la Ley Federal de Derechos.
- 4) Que establezca una nueva instalación industrial, posterior a la publicación de esta Norma Oficial Mexicana en el Diario Oficial de la Federación, no podrá acogerse a las fechas de cumplimiento establecidas en la Tabla 5 de esta Norma y debe cumplir con los límites máximos permisibles para su descarga, 180 días calendario después de iniciar la operación del proceso generador, debiendo notificar a la Comisión Nacional del Agua dicha fecha.

- 5) Que incremente su capacidad o amplíe sus instalaciones productivas, posterior a la publicación de esta Norma Oficial Mexicana en el Diario Oficial de la Federación, éstas nuevas descargas no podrán acogerse a las fechas de cumplimiento establecidas en la Tabla 5 de esta Norma y debe cumplir con los límites máximos permisibles para éstas, 180 días calendario después de iniciar la operación del proceso generador, debiendo notificar a la Comisión Nacional del Agua dicha fecha.
- 6) Que no se encuentre en alguno de los supuestos anteriores, deberá cumplir con los límites máximos permisibles establecidos en esta Norma Oficial Mexicana, sujeto a lo dispuesto en la Ley Federal de Derechos, en lo conducente.

México., Distrito Federal, a los once días del mes de diciembre de mil novecientos noventa y seis. La Secretaria de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, Julia Carabias Lillo.- Rúbrica.

ANEXO 1

TÉCNICA PARA LA DETERMINACIÓN Y CUANTIFICACIÓN DE HUEVOS DE HELMINTO

1. OBJETIVO

Determinar y cuantificar huevos de helminto en lodos, afluentes y efluentes tratados.

2. CAMPO DE APLICACIÓN

Es aplicable para la cuantificación de huevos de helminto en muestras de lodos, afluentes y efluentes de plantas de tratamiento.

3. DEFINICIONES

3.1 Helminto: término designado a un amplio grupo de organismos que incluye a todos los gusanos parásitos (de humanos, animales y vegetales) y de vida libre, con formas y tamaños variados.

3.2 Platyhelminetos: gusano dorsoventralmente aplanado, algunos de interés médico son: *Taenia solium*, *Hymenolepis nana* e *H. diminuta*, entre otros.

3.3 Nemathelminetos: gusanos de cuerpo alargado y forma cilíndrica. Algunas especies enteroparásitas de humanos y animales son: *Ascaris lumbricoides*, *Toxocara canis*, *Enterobius vermicularis* y *Trichuris trichiura*, entre otros.

3.4 Método difásico: técnica de concentración que utiliza la combinación de dos reactivos no miscibles y donde las partículas (huevos, detritus), se orientan en función de su balance hidrofílico-lipofílico.

3.5 Método de flotación: técnica de concentración donde las partículas de interés permanecen en la superficie de soluciones cuya densidad es mayor. Por ejemplo la densidad de huevos de helminto se encuentra entre 1.05 a 1.18, mientras que los líquidos de flotación se sitúan entre 1.1 a 1.4.

4. FUNDAMENTO

Utiliza la combinación de los principios del método difásico y del método de flotación, obteniendo un rendimiento de un 90%, a partir de muestras artificiales contaminadas con huevos de helminto de *Ascaris*.

5. EQUIPO

Centrífuga: Con intervalos de operación de 1000 a 2500 revoluciones por minuto

Periodos de operación de 1 a 3 minutos

Temperatura de operación 20 a 28 °C

Bomba de vacío: Adaptada para control de velocidad de succión

1/3 hp

Microscopio óptico: Con iluminación Köheler

Aumentos de 10 a 100X; Platina móvil; Sistema de microfotografía

Agitador de tubos: Automático

- Adaptable con control de velocidad

Parrilla eléctrica: Con agitación

Hidrómetro: Con intervalo de medición de 1.1 a 1.4 g/cm³

Temperatura de operación: 0 a 4 °C

6. REACTIVOS

- Sulfato de zinc heptahidratado
- Acido sulfúrico
- Eter etílico
- Etanol
- Agua destilada
- Formaldehido

6.1 Solución de sulfato de zinc, gravedad específica de 1.3

- Fórmula
- Sulfato de zinc 800 g
- Agua destilada 1.000 ml

Preparación

Disolver 800 g de sulfato de zinc en 1,000 ml de agua destilada y agitar en la parrilla eléctrica hasta homogeneizar, medir la densidad con hidrómetro. Para lograr la densidad deseada agregar reactivo o agua según sea el caso.

6.2 Solución de alcohol-ácido

- Fórmula
- Acido sulfúrico 0.1 N 650 ml
- Etanol 350 ml

Preparación

Homogeneizar 650 ml del ácido sulfúrico al 0.1 N, con 350 ml del etanol para obtener un litro de la solución alcohol-ácida. Almacenarla en recipiente hermético.

7. MATERIAL

- Garrafrones de 8 litros
- Tamiz de 160 μ m (micras) de poro
- Probetas graduadas (1 litro y 50 ml)
- Gradillas para tubos de centrifuga de 50 ml
- Pipetas de 10 ml de plastico
- Aplicadores de madera
- Recipientes de plástico de 2 litros
- Guantes de plástico
- Vasos de precipitado de 1 litro
- Bulbo de goma

- Magneto
- Cámara de conteo Doncaster
- Celda Sedgwick-Rafter

8. CONDICIONES DE LA MUESTRA

1. Se transportarán al laboratorio en hieleras con bolsas refrigerantes o bolsas de hielo.
2. Los tiempos de conservación en refrigeración y transporte deben reducirse al mínimo
3. Si no es posible refrigerar la muestra líquida, debe fijarse con 10 ml de formaldehído al 4% o procesarse dentro de las 48 horas de su toma.
4. Una muestra sólida debe refrigerarse y procesarse en el menor tiempo posible.

9. INTERFERENCIAS

La sobreposición de estructuras y/o del detritus no eliminado en el sedimento, puede dificultar su lectura, en especial cuando se trata de muestras de lodo. En tal caso, es importante dividir el volumen en alicuotas que se consideren adecuadas.

10. PRECAUCIONES

1. Durante el procesado de la muestra, el analista debe utilizar guantes de plástico para evitar riesgo de infección.
2. Lavar y desinfectar el área de trabajo, así como el material utilizado por el analista.

11. PROCEDIMIENTO

12.

- 1** Muestreo
 - a)** Preparar recipientes de 8 litros, desinfectándolos con cloro, enjuagándolos con agua potable a chorro y con agua destilada.
 - b)** Tomar 5 litros de la muestra (ya sea del afluente o efluente).
 - c)** En el caso de que la muestra se trate de lodo, preparar en las mismas condiciones recipientes de plástico de 1 litro con boca ancha.
 - d)** Tomar X gramos de materia fresca (húmeda) que corresponda a 10 g de materia seca.

- 2.** Concentrado y centrifugado de la muestra
 - a)** La muestra se deja sedimentar durante 3 horas o toda la noche
 - b)** El sobrenadante se aspira por vacío sin agitar el sedimento.
 - c)** Filtrar el sedimento sobre un tamiz de 160 μ m (micras), enjuagando también el recipiente donde se encontraba originalmente la muestra y lavar enseguida con 5 litros de agua (potable o destilada)
 - d)** Recibir el filtrado en los mismos recipientes de 8 litros.
 - e)** En caso de tratarse de lodos, la muestra se filtrará y enjuagará en las mismas condiciones iniciando a partir del inciso c.
 - f)** Dejar sedimentar durante 3 horas o toda la noche.
 - g)** Aspirar el sobrenadante al máximo y depositar el sedimento en una botella de centrifuga de 250 ml, incluyendo de 2 a 3 enjuagues del recipiente de 8 litros.
 - h)** Centrifugar a 400 g por 3 minutos (1,400 - 2,000 rpm por 3 minutos, según la centrifuga).
 - i)** Decantar el sobrenadante por vacío (asegurarse de que exista la pastilla) y resuspender la pastilla en 150 ml de $ZnSO_4$ con una densidad de 1.3.
 - j)** Homogeneizar la pastilla con el agitador automático, o aplicador de madera.

- k)** Centrifugar a 400 g por 3 minutos (1,400 - 2,000 rpm por 3 minutos).
- l)** Recuperar el sobrenadante virtiéndolo en un frasco de 2 litros y diluir cuando menos en un litro de agua destilada.
- m)** Dejar sedimentar 3 horas o toda la noche.
- n)** Aspirar al máximo el sobrenadante por vacío y resuspender el sedimento agitando. verter el líquido resultante en 2 tubos de centrifuga de 50 ml y lavar de 2 a 3 veces con agua destilada el recipiente de 2 litros.
- ñ)** Centrifugar a 480 g por 3 minutos (2,000 - 2,500 rpm por 3 minutos, según la centrifuga).
- o)** Reagrupar las pastillas en un tubo de 50 ml y centrifugar a 480 g por minutos (2,000 - 2,500 rpm por 3 minutos).
- p)** Resuspender la pastilla en 15 ml de solución de alcohol-ácido (H_2SO_4 0.1 N) + C_2H_5OH a 33-35% y adicionar 10 ml de éter etílico.
- q)** Agitar suavemente y abrir de vez en cuando los tubos para dejar escapar el gas (considerar que el éter es sumamente inflamable y tóxico).
- r)** Centrifugar a 660 g por 3 minutos (2,500 - 3,000 rpm por 3 minutos, según la centrifuga)
- r)** Aspirar al máximo el sobrenadante para dejar menos de 1 ml de líquido, homogeneizar la pastilla y proceder a cuantificar.

3. Identificación y cuantificación de la muestra

- a)** Distribuir todo el sedimento en una celda de Sedgwick-Rafter o bien en una cámara de conteo de Doncaster.
- b)** Realizar un barrido total al microscopio.

12. CÁLCULOS

- 1** Para determinar los rpm de la centrifuga utilizada, la fórmula es:

$$r \text{ p m} = \sqrt{\frac{K \text{ g}}{r}}$$

Donde:

g: fuerza relativa de centrifugación

K: constante cuyo valor es 89,456

r: radio de la centrífuga (spindle to the centre of the bracker) en cm

La fórmula para calcular g es:

$$g = \frac{r(\text{rpm})^2}{K}$$

1. Para expresar los resultados en número de huevecillos por litro es importante tomar en cuenta el volumen y tipo de la muestra analizada.

13. FORMATO

No aplica.

14. BIBLIOGRAFÍA

1. APHA, AWWA, WPCF. 1992 Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th ed., Washington.
2. CETESB, São Paulo. 1989 Helminhos e Protozoários Patogénicos Contagem de Ovos e Cistos em Amostras Ambientais.
3. Schwartzbrod, J., 1996 Traitement des Eaux Usees de Mexico en Vue d'une Reutilisation a des Fins Agricoles. Reunión de Expertos para el

Análisis del Proyecto de Saneamiento del Valle de México. Instituto de Ingeniería UNAM, 86 p.

V.2. NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-002-ECOL-1996, QUE ESTABLECE LOS LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES DE CONTAMINANTES EN LAS DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES A LOS SISTEMAS DE ALCANTARILLADO URBANO O MUNICIPAL.

(PUBLICADA EN EL DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN EL 3 DE JUNIO DE 1998).

JULIA CARABIAS LILLO, Secretaria de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, con fundamento en lo dispuesto por los artículos 32 Bis fracciones I, IV y V de la Ley Orgánica de la Administración Pública Federal; 5o. fracción V, 6o, 7o. 8o. fracciones II, VII y XII. 36, 37, 37 Bis, 117, 118 fracción II, 119, 119 Bis, 121, 122, 123, 171 y 173 de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente; 38 fracción II, 40 fracción X, 41, 45, 46 y 47 fracciones III y IV de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización, he tenido a bien expedir la siguiente Norma Oficial Mexicana NOM-002-ECOL-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal; y

C O N S I D E R A N D O

Que con fecha 18 de octubre de 1993, se publicó en el Diario Oficial de la Federación la Norma Oficial Mexicana NOM-CCA-031-ECOL/1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales provenientes de la industria, actividades agroindustriales, de servicios y el tratamiento de aguas residuales a los sistemas de drenaje y alcantarillado urbano o municipal. De conformidad con el Acuerdo mediante el cual se modifica la nomenclatura de 58 normas oficiales mexicanas en materia de protección ambiental publicado en el referido órgano informativo el 29 de noviembre de 1994, se cambió la nomenclatura de la norma en cuestión, quedando como norma oficial mexicana NOM-031-ECOL-1993.

Que durante la aplicación de la referida norma se detectaron algunos problemas de carácter técnico, por lo que se tuvo la necesidad de llevar a cabo un análisis de la misma por parte del Instituto Nacional de Ecología en coordinación con la Comisión Nacional del Agua, autoridades locales y con los diversos sectores involucrados en su cumplimiento. Llegándose a la conclusión de que era necesario reformular la norma en comento procediéndose a elaborar una nueva norma oficial mexicana que la sustituyera, tomando en consideración puntos de vista socio-económicos, la infraestructura existente de los sistemas de alcantarillado, la determinación de parámetros prioritarios, el tamaño de poblaciones y la compatibilidad con otras normas en la materia, y que las disposiciones establecidas sean operativas y su cumplimiento sea gradual y progresivo.

Que en cumplimiento a lo dispuesto en la fracción I del artículo 47 de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización, el Proyecto de Norma Oficial Mexicana NOM-002-ECOL-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado, se publicó en el **Diario Oficial de la Federación** el 9 de enero de 1997, a fin de que los interesados en un plazo de 90 días naturales presentaran sus comentarios al Comité Consultivo Nacional de Normalización para la Protección Ambiental, sito en avenida Revolución 1425, mezanine planta alta, colonia Tlacopac. Delegación Álvaro Obregón, código postal 01040, de esta ciudad.

Que durante el plazo a que se refiere el considerando anterior y de conformidad con lo dispuesto en el artículo 45 del ordenamiento legal citado, estuvieron a disposición del público los documentos a que se refiere dicho precepto.

Que de acuerdo con lo que disponen las fracciones II y III del artículo 47 de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización, los comentarios presentados por los interesados fueron analizados en el seno del citado Comité, realizándose las modificaciones procedentes a dicha Norma; las respuestas a los comentarios de referencia fueron publicadas en el **Diario Oficial de la Federación** el 3 de abril de 1998.

Que habiéndose cumplido el procedimiento establecido en la Ley Federal sobre Metrología y Normalización para la elaboración de Normas Oficiales Mexicanas, el Comité Consultivo Nacional de Normalización para la Protección Ambiental, en sesión de fecha 9 de diciembre de 1997, aprobó la Norma Oficial Mexicana NOM-002-ECOL-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, por lo que he tenido a bien expedir la siguiente

**NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-002-ECOL-1996, QUE ESTABLECE
LOS LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES DE CONTAMINANTES EN LAS
DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES A LOS SISTEMAS DE
ALCANTARILLADO URBANO O MUNICIPAL.**

Í N D I C E

1. Objetivo y campo de aplicación
2. Referencias
3. Definiciones
4. Especificaciones
5. Métodos de prueba
6. Grado de concordancia con normas internacionales
7. Bibliografía
8. Observancia de esta norma
9. Transitorios

V.2.1. 1. OBJETIVO Y CAMPO DE APLICACIÓN

Esta Norma Oficial Mexicana establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal con el fin de prevenir y controlar la contaminación de las aguas y bienes nacionales, así como proteger la infraestructura de dichos sistemas, y es de observancia obligatoria para los responsables de dichas descargas. Esta norma no se aplica a la descarga de las aguas residuales domésticas, pluviales, ni a las generadas por la industria, que sean distintas a las aguas residuales de proceso y conducidas por drenaje separado.

V.2.2. 2. REFERENCIAS

Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 6 de enero de 1997.

Norma Mexicana NMX-AA-003 Aguas residuales - Muestreo, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 25 de marzo de 1980.

Norma Mexicana NMX-AA-004 Aguas - Determinación de sólidos sedimentables en aguas residuales - Método del cono Imhoff, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 15 de septiembre de 1977.

Norma Mexicana NMX-AA-005 Aguas - Determinación de grasas y aceites - Método de extracción soxhlet, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 8 de agosto de 1980.

Norma Mexicana NMX-AA-006 Aguas - Determinación de materia flotante - Método visual con malla específica, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 5 de diciembre de 1973.

Norma Mexicana NMX-AA-007 Aguas - Determinación de la temperatura - Método visual con termómetro, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 23 de julio de 1980.

Norma Mexicana NMX-AA-008 Aguas - Determinación de pH - Método potenciométrico, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 27 de octubre de 1980.

Norma Mexicana NMX-AA-044 Aguas - Análisis de agua - Determinación de Cromo Hexavalente - Método colorimétrico, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 6 de enero de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-046 Aguas - Determinación de arsénico en agua - publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 21 de abril de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-051 Aguas - Determinación de metales - Método espectrofotométrico de absorción atómica, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 22 de febrero de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-057 Aguas - Determinación de plomo - Método colorimétrico de la ditizona, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 29 de septiembre de 1981.

Norma Mexicana NMX-AA-058 Aguas - Determinación de cianuros - Método colorimétrico y titulométrico, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 14 de diciembre de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-060 Aguas - Determinación de cadmio - Método de la ditizona, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 26 de abril de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-064 Aguas - Determinación de mercurio - Método de la ditizona, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 3 de marzo de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-066 Aguas - Determinación de cobre- Método de la neocuproína, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 10 de marzo de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-076 Aguas - Determinación de níquel, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 4 de mayo de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-078 Aguas - Determinación de zinc, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 7 de diciembre de 1982.

V.2.3. 3. DEFINICIONES

3.1 Aguas pluviales

Aquellas que provienen de las lluvias, se incluyen las que provienen de nieve y el granizo.

3.2 Aguas residuales

Las aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas.

3.3 Aguas residuales de proceso

Las resultantes de la producción de un bien o servicio comercializable.

3.4 Aguas residuales domésticas

Las provenientes del uso particular de las personas y del hogar.

3.5 Autoridad competente

Los Gobiernos de los Estados, del Distrito Federal, y de los Municipios, por sí o a través de sus organismos públicos que administren el agua.

3.6 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 descargas 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.

3.7 Contaminantes

Son aquellos parámetros o compuestos que, en determinadas concentraciones, pueden producir efectos negativos en la salud humana y en el medio ambiente, dañar la infraestructura hidráulica o inhibir los procesos de tratamiento de las aguas residuales.

3.8 Descarga

Acción de verter aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.

3.9 Instantáneo

Es el valor que resulta del análisis de laboratorio a una muestra de agua residual tomada de manera aleatoria o al azar en la descarga.

3.10 Límite máximo permisible

Valor o rango asignado a un parámetro, el cual no debe ser excedido en la descarga de aguas residuales.

3.11 Muestra compuesta

La que resulta de mezclar el número de muestras simples, según lo indicado en la especificación 4.10 de esta Norma Oficial Mexicana.

3.12 Muestra simple

La que se tome en el punto de descarga, de manera continua, en día normal de operación que refleje cuantitativa y cualitativamente el o los procesos más representativos de las actividades que generan la descarga, durante el tiempo necesario para completar cuando menos, el volumen suficiente para que se lleven a cabo los análisis necesarios para conocer su composición, aforando el caudal descargado en el sitio y en el momento del muestreo.

3.13 Parámetro

Variable que se utiliza como referencia para determinar la calidad física, química y biológica del agua.

3.14 Promedio diario (P.D)

Es el valor que resulta del análisis de una muestra compuesta, tomada en un día representativo del proceso generador de la descarga.

3.15 Promedio mensual (P.M.)

Es el valor que resulte de calcular el promedio ponderado en función del caudal de los valores que resulten del análisis de laboratorio practicados al menos a dos muestras compuestas, tomadas en días representativos de la descarga en un período de un mes.

3.16 Punto de descarga

Es el sitio seleccionado para la toma de muestras, en el que se garantiza que fluye la totalidad de las aguas residuales de la descarga.

3.17 Sistema de alcantarillado urbano o municipal

Es el conjunto de obras y acciones...que permiten la prestación de un servicio público de alcantarillado, incluyendo el saneamiento, entendiendo como tal la conducción, tratamiento, alejamiento y descarga de las aguas residuales.

V.2.4. 4. ESPECIFICACIONES

4.1 Los límites máximos permisibles para contaminantes de las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, no deben ser superiores a los indicados en la Tabla 1. Para las grasas y aceites es el promedio ponderado en función del caudal, resultante de los análisis practicados a cada una de las muestras simples.

TABLA 1

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES			
PARÁMETROS (miligramos por litro, excepto cuando se especifique otra)	Promedio Mensual	Promedio Diario	Instantáneo
Grasas y Aceites	50	75	100

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES			
PARÁMETROS (miligramos por litro, excepto cuando se especifique otra)	Promedio Mensual	Promedio Diario	Instantáneo
Sólidos Sedimentables (mililitros por litro)	5	7.5	10
Arsénico total	0.5	0.75	1
Cadmio total	0.5	0.75	1
Cianuro total	1	1.5	2
Cobre total	10	15	20
Cromo hexavalente	0.5	0.75	1
Mercurio total	0.01	0.015	0.02
Níquel total	4	6	8
Plomo total	1	1.5	2
Zinc total	6	9	12

4.2 Los límites máximos permisibles establecidos en la columna instantáneo, son únicamente valores de referencia, en el caso de que el valor de cualquier análisis exceda el instantáneo, el responsable de la descarga queda obligado a presentar a la autoridad competente en el tiempo y forma que establezcan los ordenamientos legales locales, los promedios diario y mensual, así como los resultados de laboratorio de los análisis que los respaldan.

4.3 El rango permisible de pH (potencial hidrógeno) en las descargas de aguas residuales es de 10 (diez) y 5.5 (cinco punto cinco) unidades, determinado para cada una de las muestras simples. Las unidades de

pH no deberán estar fuera del intervalo permisible, en ninguna de las muestras simples.

4.4 El límite máximo permisible de la temperatura es de 40 °C. (cuarenta Grados Celsius), medida en forma instantánea a cada una de las muestras simples. Se permitirá descargar con temperaturas mayores, siempre y cuando se demuestre a la autoridad competente por medio de un estudio sustentado, que no daña al sistema del mismo.

4.5. La materia flotante debe estar ausente en las descargas de aguas residuales, de acuerdo al método de prueba establecido en la Norma Mexicana NMX-AA-006, referida en el punto 2 de esta Norma Oficial Mexicana.

4.6. Los límites máximos permisibles para los parámetros demanda bioquímica de oxígeno y sólidos suspendidos totales, que debe cumplir el responsable de la descarga a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, son los establecidos en la Tabla 2 de la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996 referida en el punto 2 de esta norma, o a las condiciones particulares de descarga que corresponde cumplir a la descarga municipal.

4.7. El responsable de la descarga de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal que no dé cumplimiento a lo establecido en el punto 4.6, podrá optar por remover la demanda bioquímica de oxígeno y sólidos suspendidos totales, mediante el tratamiento conjunto de las aguas residuales en la planta municipal, para lo cual deberá de:

- a) Presentar a la autoridad competente un estudio de viabilidad que asegure que no se generará un perjuicio al sistema de alcantarillado urbano o municipal.
- b) Sufragar los costos de inversión, cuando así se requiera, así como los de operación y mantenimiento que le correspondan de acuerdo con su

caudal y carga contaminante de conformidad con los ordenamientos jurídicos locales aplicables.

4.8. No se deben descargar o depositar en los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, materiales o residuos considerados peligrosos, conforme a la regulación vigente en la materia.

4.9 La autoridad competente podrá fijar condiciones particulares de descarga a los responsables de las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado, de manera individual o colectiva, que establezcan lo siguiente:

- c) Nuevos límites máximos permisibles de descarga de contaminantes.
- d) Límites máximos permisibles para parámetros adicionales no contemplados en esta Norma.

Dicha acción deberá estar justificada por medio de un estudio técnicamente sustentado presentado por la autoridad competente o por los responsables de la descarga.

4.10 Los valores de los parámetros en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal a que se refiere esta norma, se obtendrán de análisis de muestras compuestas, que resulten de la mezcla de las muestras simples, tomadas éstas en volúmenes proporcionales al caudal medido en el sitio y en el momento del muestreo, de acuerdo con la Tabla 2.

Tabla 2 FRECUENCIA DE MUESTREO

HORAS POR DIA QUE OPERA EL PROCESO GENERADOR DE LA DESCARGA	NÚMERO DE MUESTRAS SIMPLES	INTERVALO MÁXIMO ENTRE TOMA DE MUESTRAS SIMPLES (HORAS)	
		MÍNIMO	MÁXIMO
Menor que 4	Mínimo 2	-	-
De 4 a 8	4	1	2
Mayor que 8 y hasta 12	4	2	3
Mayor que 12 y hasta 18	6	2	3
Mayor que 18 y hasta 24	6	3	4

Para conformar la muestra compuesta, el volumen de cada una de las muestras simples debe ser proporcional al caudal de la descarga en el momento de su toma y se determina mediante la siguiente ecuación.

$$VMSi = VMC \times \frac{Qi}{Qt}$$

Donde:

VMSi = volumen de cada una de las muestras simples "i", litros.

VMC = volumen de la muestra compuesta necesario para realizar la totalidad de los análisis de laboratorio requeridos, litros.

Qi = caudal medido en la descarga en el momento de tomar la muestra simple, litros por segundo.

Qt = Σ Qi hasta Qn, litros por segundo

En el caso de que en el período de operación del proceso o realización de la actividad generadora de la descarga, ésta no se presente en forma

continua, el responsable de dicha descarga deberá presentar a consideración de la autoridad competente la información en la que se describa su régimen de operación y el programa de muestreo para la medición de los contaminantes.

4.11 Los responsables de las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal deben cumplir los límites máximos permisibles establecidos en esta Norma, en las fechas establecidas en la Tabla 3. De esta manera, el cumplimiento es gradual y progresivo, conforme al rango de población, tomando como referencia el XI Censo General de Población y Vivienda, 1990.

TABLA 3

FECHA DE CUMPLIMIENTO A PARTIR DE:	RANGO DE POBLACIÓN
1° de enero de 1999	mayor de 50,000 habitantes
1° de enero de 2004	de 20,001 a 50,000 habitantes
1° de enero de 2009	de 2,501 a 20,000 habitantes

4.12 Las fechas de cumplimiento establecidas en la Tabla 3 de esta Norma, para el o los responsables de descargas individuales o colectivas, pueden ser modificadas por la autoridad competente, cuando:

- a) El sistema de alcantarillado urbano o municipal cuente con una o varias plantas de tratamiento en operación y la o las descargas causen efectos nocivos a la misma, el responsable de la descarga queda obligado a presentar a la autoridad competente en un plazo no mayor de 180 (ciento ochenta) días a partir de la fecha de publicación de esta norma, un programa de acciones en el cual se establezca en tiempo y forma el cumplimiento de esta Norma Oficial Mexicana
- b) La autoridad competente, previo a la publicación de esta norma, haya suscrito formalmente compromisos financieros y contractuales

para construir y operar la o las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales

- c) La Comisión Nacional del Agua oficialmente establezca emergencias hidroecológicas o prioridades en materia de saneamiento, y en consecuencia se modifique la fecha de cumplimiento establecida en la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, referida en el punto 2 de esta norma, para su descarga correspondiente.
- d) Exista previo a la publicación de esta norma, reglamentación estatal o municipal que establezca fechas de cumplimiento para los responsables de las descargas a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.

4.13 Cuando la autoridad competente determine modificar las fechas de cumplimiento, deberá notificarlo a los responsables de las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, conforme a los procedimientos legales locales correspondientes.

4.14 Los responsables de las descargas tienen la obligación de realizar los análisis técnicos de las descargas de aguas residuales, con la finalidad de determinar el promedio diario o el promedio mensual, analizando los parámetros señalados en la Tabla 1 de la presente Norma Oficial Mexicana. Asimismo, deben conservar sus registros de análisis técnicos por lo menos durante tres años posteriores a la toma de muestras.

4.15 El responsable de la descarga podrá quedar exento de realizar el análisis de alguno o varios de los parámetros que se señalan en esta Norma, cuando demuestre a la autoridad competente que, por las características del proceso productivo, actividades que desarrolla o el uso que le dé al agua, no genera o concentra los contaminantes a exentar, manifestándolo ante la autoridad competente, por escrito y bajo protesta de decir verdad. La autoridad competente podrá verificar la veracidad de lo manifestado por el responsable. En caso de falsedad, el responsable quedará sujeto a lo dispuesto en los ordenamientos legales locales aplicables.

4.16 El responsable de la descarga, en los términos que lo establezca la legislación local, queda obligado a informar a la autoridad competente, de cualquier cambio en sus procesos productivos o actividades, cuando con ello modifique la calidad o el volumen del agua residual que le fueron autorizados en el permiso de descarga correspondiente.

4.17 El responsable de la descarga de aguas residuales que, como consecuencia de implantar o haber implantado un programa de uso eficiente y/o reciclaje del agua en sus procesos productivos, concentre los contaminantes en su descarga, y en consecuencia rebase los límites máximos permisibles establecidos en la presente Norma, deberá solicitar ante la autoridad competente se analice su caso particular, a fin de que ésta le fije condiciones particulares de descarga

4.18 En el caso de que el agua de abastecimiento registre alguna concentración promedio diario o mensual de los parámetros referidos en el punto 4.1 de esta Norma, la suma de esta concentración al límite máximo permisible correspondiente, es el valor que el responsable de la descarga está obligado a cumplir, siempre y cuando lo demuestre y notifique por escrito a la autoridad competente.

V.2.5. 5. MÉTODOS DE PRUEBA

Para determinar los valores y concentraciones de los parámetros establecidos en esta Norma Oficial Mexicana, se pueden aplicar los métodos de prueba referidos en las normas mexicanas señaladas en el punto 2 de esta Norma. El responsable de la descarga puede solicitar a la autoridad competente, la aprobación de métodos alternos. En caso de aprobarse, dichos métodos quedarán autorizados para otros responsables de descarga en situaciones similares

V.2.6. 6. GRADO DE CONCORDANCIA CON NORMAS INTERNACIONALES.

No hay normas equivalentes, las disposiciones de carácter interno que existen en otros países no reúnen los elementos y preceptos de orden técnico y jurídico que en esta Norma se integran y complementan de manera coherente, con base en los fundamentos técnicos y científicos reconocidos internacionalmente.

V.2.7. 7. BIBLIOGRAFÍA

- 7.1** APHA, AWWA, WPCF, 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. USA. (Métodos normalizados para el análisis del agua y aguas residuales. 19ª Edición. E.U.A.).
- 7.2** Code of Federal Regulations. Title 40. Parts 100 to 149; 400 to 424; and 425 to 629. Protection of Environment 1992 . USA. (Código de Normas Federales. Título 40. Partes 100 a 149; 400 a 424; y 425 a 629. Protección al Ambiente 1993. E.U.A.)
- 7.3** Ingeniería sanitaria y de aguas residuales, 1988. Gordon M. Fair, John Ch. Geyer, Limusa, México.
- 7.4** Industrial Water Pollution Control, 1989. 2nd Edition. USA. (Control de la contaminación industrial del agua Eckenfelder W.W. Jr. 2ª Edition Mcgraw-Hill International Editions. E.U.A.)
- 7.5** Manual de Agua para Usos Industriales, 1988. Sheppard T. Powell. Ediciones Ciencia y Técnica, S.A. 1ª edición. Volúmenes 1 al 4. México.
- 7.6** Manual de Agua, 1989. Frank N. Kemmer, John McCallion Ed. Mcgraw-Hill. Volúmenes 1 al 3. México.
- 7.7** U.S.E.P.A. Development Document for Effluent Limitation Guidelines And New Source Performance Standard For The 1974 (Documento de Desarrollo de La U.S.E.P.A. para guías de límites de efluentes y estándares de evaluación de nuevas fuentes para 1974).
- 7.8** Water Treatment Chemicals. An Industrial Guide, 1991. (Tratamiento químico del agua. Una guía industrial) Flick, Ernest W. Noyes Publications. E.U.A.
- 7.9** Water Treatment Handbook, 1991. (Manual de tratamiento de agua. Degremont 6ª Edition Vol. I Y II. E.U.A.)
- 7.10** Wastewater Engineering Treatment. Disposal, Reuse, 1991. 3ª Edition. USA. (Ingeniería en el tratamiento de aguas residuales. Disposición y reuso. Metcalf And Eddy. Mcgraw-Hill International Editions. 3ª Edición. E.U.A.)
- 7.11** Estudio de Factibilidad del Saneamiento del Valle de México. Informe Final. Dic. 1995. Comisión Nacional del Agua, Departamento del Distrito Federal, Estado de Hidalgo y Estado de México.

- 7.12** Guía Para el Manejo, Tratamiento y Disposición de Lodos Residuales de Plantas de Tratamiento Municipales. Comisión Nacional del Agua, Subdirección General de Infraestructura Hidráulica Urbana e Industrial. México, 1994.
- 7.13** Sistemas Alternativos de Tratamiento de Aguas Residuales y Lodos Producidos. Comisión Nacional del Agua, Subdirección General de Infraestructura Hidráulica Urbana e Industrial. México, 1994.
- 7.14** Impact of Wastewater Reuse on Groundwater In The Mezquital Valley, Hidalgo State, Mexico. Overseas Development Administration. Phase 1, Report - February 1995.(Impacto del reuso de las aguas residuales en aguas subterráneas, en el Valle del Mezquital, Estado de Hidalgo, México. Administración para el Desarrollo Exterior. Fase 1, Informe Febrero 1995).
- 7.15** Evaluación de la Toxicidad de Descargas Municipales. Comisión Nacional del Agua. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Noviembre de 1993.
- 7.16** Proyecto de Normatividad Integral para Mejorar la Calidad del Agua en México. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1995-1996.
- 7.17** Estudio de Disponibilidad de Agua en México en Función del Uso, Calidad y Cantidad Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1995.
- 7.18** Cost - Effective Water Pollution Control in The Northern Border Of Mexico. Institute For Applied Environmental Economics (Tme), 1995. (Costo-efectividad del Control de la Contaminación del Agua en la Frontera Norte de México. Instituto de la Economía Ambiental Aplicada-1995).
- 7.19** XI Censo General de Población y Vivienda. INEGI / CONAPO 1990
- 7.20** Criterios Ecológicos de Calidad del Agua. SEDUE. México, D.F. 1989.
- 7.21** Catálogo Oficial de Plaguicidas Control Intersectorial para el Control del Proceso y Uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas. SARH, SEDESOL, SSA y SECOFI. México, D.F. 1994.
- 7.22** Indicadores Socioeconómicos e Índice de Marginación Municipal 1990. CONAPO/CNA

- 7.23** Bases para el Manejo Integral de la Cantidad y Calidad del Agua en México. Instituto de Ingeniería, UNAM. 1995.
- 7.24** Administración de las Aguas Residuales en Zonas Urbanas Costeras. Reporte 1993. EUA. Comité Sobre el Manejo de las Aguas Residuales en Zonas Urbanas Costeras. Consejo de Ciencia y Tecnología sobre Agua. Comisión de Sistemas Técnicos e Ingeniería. Consejo Nacional de Investigación.
- 7.25** NMX - AA - 087 - 1995 - SCFI. Análisis de Agua.- Evaluación de Toxicidad Aguda con *Daphnia Magna* Straus (Crustacea-Cladocera).- Método de Prueba).
- 7.26** NMX - AA - 110 - 1995 - SCFI. Análisis de Agua.- Evaluación de Toxicidad aguda con *Artemia Franciscana* Kellogs (Crustacea-Anostraca).- Método de Prueba.
- 7.27** NMX - AA - 112 - 1995 - SCFI . Análisis de Agua y Sedimento.- Evaluación de Toxicidad aguda con *Photobacterium Phosphoreum*.- Método de Prueba.
- 7.28** Operation of Wastewater Treatment Plants.-Manual of Practice No. 11.-Second Printing 1985. Water Pollution Control Federation. Washington. D.C. (Operación de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales.- Manual de Prácticas No. 11.- Segunda Edición 1985). Federación del Control de la Contaminación del Agua).

V.2.8. 8. OBSERVANCIA DE ESTA NORMA

8.1. La vigilancia del cumplimiento de esta Norma Oficial Mexicana corresponde a los Gobiernos Estatales, Municipales y del Distrito Federal, en el ámbito de sus respectivas competencias, cuyo personal realizará los trabajos de verificación, inspección y vigilancia que sean necesarios. Las violaciones a la misma se sancionarán en los términos de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, y demás ordenamientos jurídicos aplicables.

8.2. La presente Norma Oficial Mexicana entrará en vigor al día siguiente de su publicación en el Diario Oficial de la Federación.

La presente Norma Oficial Mexicana abroga a su similar NOM-CCA-031-ECOL/1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales provenientes de la industria, actividades agroindustriales, de servicios y el tratamiento de aguas residuales a los sistemas de drenaje y alcantarillado urbano o municipal, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 18 de octubre de 1993.

T R A N S I T O R I O S

PRIMERO.- A partir de la fecha de entrada en vigor de esta Norma Oficial Mexicana NOM-002-ECOL-1996, el responsable de la descarga a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal que cuente con planta de tratamiento de aguas residuales está obligado a operar y mantener dicha infraestructura de saneamiento, cuando su descarga no cumpla con los límites máximos permisibles de esta Norma.

En el caso de que la calidad de la descarga que se obtenga con dicha infraestructura no cumpla con los límites máximos permisibles de esta norma, el responsable de la descarga debe presentar a la autoridad competente su programa de acciones u obras a realizar para cumplir en las fechas establecidas en el punto 4.11 de esta Norma, según le corresponda.

SEGUNDO.- Las fechas de cumplimiento establecidas en la Tabla 3 de esta Norma Oficial Mexicana, no serán aplicables, cuando se trate de instalaciones nuevas o de incrementos en la capacidad o ampliación de las instalaciones existentes en fecha posterior a la entrada en vigor del presente instrumento, el responsable de la descarga deberá cumplir con los límites máximos permisibles establecidos en la presente Norma Oficial Mexicana, en un período no mayor de 180 (ciento ochenta) días naturales posteriores al inicio de la actividad u operación del proceso generador, debiendo notificar a la autoridad competente dicha fecha.

TERCERO.- En tanto se alcanzan las fechas de cumplimiento establecidos en la Tabla 3 y en el caso de que las descargas a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal contengan concentraciones de contaminantes superiores a los límites máximos permisibles establecidos en la presente Norma Oficial Mexicana, el responsable de la descarga no

podrá descargar concentraciones de contaminantes mayores a las que descargó durante los últimos tres años, de acuerdo con sus registros y los informes presentados ante la autoridad competente.

México., Distrito Federal, a los seis días del mes de abril de mil novecientos noventa y ocho.

**LA SECRETARIA DE MEDIO AMBIENTE, RECURSOS NATURALES Y
PESCA**

JULIA CARABIAS LILLO

06 DE ABRIL DE 1998

13:05 HORAS

V.3. NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-003-ECOL-1997 QUE ESTABLECE LOS LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES DE CONTAMINANTES PARA LAS AGUAS RESIDUALES TRATADAS QUE SE REUSEN EN SERVICIOS AL PÚBLICO.

(Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 21 de septiembre de 1998)

JULIA CARABIAS LILLO, Secretaria de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, con fundamento en lo dispuesto en los artículos 32 Bis fracciones I, IV y V de la Ley Orgánica de la Administración Pública Federal; 5° fracciones V y XI, 6o, 36, 37, 37 Bis, 117, 118 fracción I, 119, 121, 126, 171 y 173 la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente; 118 fracción III y 122 de la Ley General de Salud; 38 fracción II, 40 fracción X, 41, 45, 46 y 47 fracciones III y IV de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización, y

C O N S I D E R A N D O

Que en cumplimiento a lo dispuesto en la fracción I del artículo 47 de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización, el Proyecto de Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público, se publicó en el **Diario Oficial de la Federación** el 14 de enero de 1998, a fin de que los interesados en un plazo de 60 días naturales presentaran sus comentarios al Comité Consultivo Nacional de Normalización para la Protección Ambiental, sito en avenida Revolución 1425, Mezaninne planta alta, colonia Tlacopac, Delegación Álvaro Obregón, código postal 01040, de esta ciudad.

Que durante el plazo a que se refiere el considerando anterior y de conformidad con lo dispuesto en el artículo 45 del ordenamiento legal citado, estuvieron a disposición del público los documentos a que se refiere dicho precepto.

Que de acuerdo con lo que disponen las fracciones II y III del artículo 47 de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización, los comentarios presentados por los interesados fueron analizados en el seno del citado Comité, realizándose las modificaciones procedentes a dicha Norma; las respuestas a los comentarios de referencia fueron publicadas en el **Diario Oficial de la Federación** el 14 de agosto de 1998.

Que habiéndose cumplido el procedimiento establecido en la Ley Federal sobre Metrología y Normalización para la elaboración de Normas Oficiales Mexicanas, el Comité Consultivo Nacional de Normalización para la Protección Ambiental, en sesión de fecha 22 de abril de 1998, aprobó la Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público, por lo que he tenido a bien expedir la siguiente:

NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-003-ECOL-1997, QUE ESTABLECE LOS LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES DE CONTAMINANTES PARA LAS AGUAS RESIDUALES TRATADAS QUE SE REUSEN EN SERVICIOS AL PÚBLICO.

Í N D I C E

1. . Objetivo y campo de aplicación

2. Referencias
3. Definiciones
4. Especificaciones
5. Muestreo
6. Métodos de prueba
7. Grado de concordancia con normas y recomendaciones internacionales y con las normas mexicanas tomadas como base para su elaboración.
8. Bibliografía
9. Observancia de esta Norma

V.3.1. 1. OBJETIVO Y CAMPO DE APLICACIÓN

Esta Norma Oficial Mexicana establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público, con el objeto de proteger el medio ambiente y la salud de la población, y es de observancia obligatoria para las entidades públicas responsables de su tratamiento y reuso.

En el caso de que el servicio al público se realice por terceros, éstos serán responsables del cumplimiento de la presente Norma, desde la producción del agua tratada hasta su reuso o entrega, incluyendo la conducción o transporte de la misma.

V.3.2. 2. REFERENCIAS

Norma Mexicana NMX-AA-003 Aguas residuales-Muestreo, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 25 de marzo de 1980.

Norma Mexicana NMX-AA-005 Aguas-Determinación de grasas y aceites-Método de extracción solhlet, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 8 de agosto de 1980.

Norma Mexicana NMX-AA-006 Aguas-Determinación de materia flotante.- Método visual con malla específica, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 5 de diciembre de 1973.

Norma Mexicana NMX-AA-028 Aguas-Determinación de demanda bioquímica de oxígeno.- Método de incubación por diluciones, publicada en **Diario Oficial de la Federación** el 6 de julio de 1981.

Norma Mexicana NMX-AA-034 Aguas-Determinación de sólidos en agua.- Método gravimétrico, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 3 de julio de 1981.

Norma Mexicana NMX-AA-42 Aguas -Determinación del número más probable de coliformes totales y fecales. - Método de tubos múltiples de fermentación, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 22 de junio de 1987.

Norma Mexicana NMX-AA-102-1987 Calidad del Agua- Detección y enumeración de organismos coliformes, organismos coliformes termotolerantes y *Escherichia coli* presuntiva.-Método de filtración en membrana, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 28 de agosto de 1987.

Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 6 de enero de 1997 y su aclaración, publicada en el citado Órgano Informativo el 30 de abril de 1997.

V.3.3. 3. **DEFINICIONES**

3.1 Aguas residuales

Las aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas.

3.2 Aguas crudas

Son las aguas residuales sin tratamiento.

3.3 Aguas residuales tratadas

Son aquéllas que mediante procesos individuales o combinados de tipo físicos, químicos, biológicos u otros, se han adecuado para hacerlas aptas para su reuso en servicios al público.

3.4 Contaminantes básicos

Son aquellos compuestos o parámetros que pueden ser removidos o estabilizados mediante procesos convencionales. En lo que corresponde a esta Norma Oficial Mexicana sólo se consideran los siguientes: grasas y aceites, materia flotante, demanda bioquímica de oxígeno y sólidos suspendidos totales.

3.5 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 sólo se consideran los coliformes fecales medidos como NMP o UFC/100 ml (número más probable o unidades formadoras de colonias por cada 100 mililitros) y los huevos de helminto medidos como h/l (huevos por litro).

3.6 Entidad pública.

Los Gobiernos de los Estados, del Distrito Federal, y de los Municipios, por sí o a través de sus organismos públicos que administren el agua.

3.7 Lago artificial recreativo

Es el vaso de formación artificial alimentado con aguas residuales tratadas con acceso al público para paseos en lancha, prácticas de remo y canotaje donde el usuario tenga contacto directo con el agua.

3.8 Lago artificial no recreativo

Es el vaso de formación artificial alimentado con aguas residuales tratadas que sirve únicamente de ornato, como lagos en campos de golf y parques a los que no tiene acceso el público.

3.9 Límite máximo permisible

Valor o rango asignado a un parámetro, que no debe ser excedido por el responsable del suministro de agua residual tratada.

3.10 Promedio mensual (P.M.)

Es el valor que resulta del promedio de los resultados de los análisis practicados a por lo menos dos muestras simples en un mes.

Para los coliformes fecales es la media geométrica; y para los huevos de helminto, demanda bioquímica de oxígeno₅, sólidos suspendidos totales, metales pesados y cianuros y grasas y aceites, es la media aritmética.

3.11 Reuso en servicios al público con contacto directo

Es el que se destina a actividades donde el público usuario esté expuesto directamente o en contacto físico. En lo que corresponde a esta Norma Oficial Mexicana se consideran los siguientes reusos: llenado de lagos y canales artificiales recreativos con paseos en lancha, remo, canotaje y esquí; fuentes de ornato, lavado de vehículos, riego de parques y jardines.

3.12 Reuso en servicios al público con contacto indirecto u ocasional

Es el que se destina a actividades donde el público en general esté expuesto indirectamente o en contacto físico incidental y que su acceso es restringido, ya sea por barreras físicas o personal de vigilancia. En lo que corresponde a esta Norma Oficial Mexicana se consideran los siguientes reusos: 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.

V.3.4. 4. ESPECIFICACIONES

4.1 Los límites máximos permisibles de contaminantes en aguas residuales tratadas son los establecidos en la Tabla 1 de esta Norma Oficial Mexicana.

T A B L A 1
LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES DE CONTAMINANTES

TIPO DE REUSO	PROMEDIO MENSUAL				
	Coliformes Fecales NMP/100 ml	Huevos de Helminto (h/l)	Grasas y Aceites mg/l	DBO ₅ mg/l	SST mg/l
SERVICIOS AL PÚBLICO CON CONTACTO DIRECTO	240	≤ 1	15	20	20
SERVICIOS AL PÚBLICO CON CONTACTO INDIRECTO U OCASIONAL	1,000	≤ 5	15	30	30

4.2 La materia flotante debe estar ausente en el agua residual tratada, de acuerdo al método de prueba establecido en la Norma Mexicana NMX-AA-006, referida en el punto 2 de esta Norma Oficial Mexicana.

4.3 El agua residual tratada reusada en servicios al público no deberá contener concentraciones de metales pesados y cianuros mayores a los límites máximos permisibles establecidos en la columna que corresponde a embalses naturales y artificiales con uso en riego agrícola de la Tabla 3 de la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, referida en el punto 2 de esta Norma.

4.4 Las entidades públicas responsables del tratamiento de las aguas residuales que reusen en servicios al público, tienen la obligación de realizar el monitoreo de las aguas tratadas en los términos de la presente Norma Oficial Mexicana y de conservar al menos durante los últimos tres años los registros de la información resultante del muestreo y análisis, al momento en que la información sea requerida por la autoridad competente.

V.3.5. 5. MUESTREO

Los responsables del tratamiento y reuso de las aguas residuales tratadas, tienen la obligación de realizar los muestreos como se establece en la Norma Mexicana NMX-AA-003, referida en el punto 2 de esta Norma Oficial Mexicana. La periodicidad y número de muestras será:

5.1 Para los coliformes fecales, materia flotante, demanda bioquímica de oxígeno₅, sólidos suspendidos totales y grasa y aceites, al menos 4 (cuatro) muestras simples tomadas en días representativos mensualmente.

5.2 Para los huevos de helminto, al menos 2 (dos) muestras compuestas tomadas en días representativos mensualmente.

5.3 Para los metales pesados y cianuros, al menos 2 (dos) muestras simples tomadas en días representativos anualmente.

V.3.6. 6. MÉTODOS DE PRUEBA

Para determinar los valores y concentraciones de los parámetros establecidos en esta Norma Oficial Mexicana, se deben aplicar los métodos de prueba indicados en las Normas Mexicanas a que se refiere el punto 2 de esta Norma. Para coliformes fecales, el responsable del tratamiento y reuso del agua residual, podrá realizar los análisis de laboratorio de acuerdo con la NMX-AA-102-1987, siempre y cuando demuestre a la autoridad competente que los resultados de las pruebas guardan una estrecha correlación o son equivalentes a los obtenidos mediante el método de tubos múltiples que se establece en la NMX-AA-42-1987. El responsable del tratamiento y reuso del agua residual puede solicitar a la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, la aprobación de métodos de prueba alternos. En caso de aprobarse, éstos pueden ser aplicados por otros responsables en situaciones similares. Para la

determinación de huevos de helminto se deben aplicar las técnicas de análisis que se señalan en el anexo 1 de esta Norma.

V.3.7. 7. GRADO DE CONCORDANCIA CON NORMAS Y LINEAMIENTOS INTERNACIONALES Y CON LAS NORMAS MEXICANAS TOMADAS COMO BASE PARA SU ELABORACIÓN

7.1 No hay normas equivalentes, las disposiciones de carácter interno que existen en otros países no reúnen los elementos y preceptos de orden técnico y jurídico que en esta Norma Oficial Mexicana se integran y complementan de manera coherente, con base en los fundamentos técnicos y científicos reconocidos internacionalmente; tampoco existen normas mexicanas que hayan servido de base para su elaboración.

V.3.8. 8. BIBLIOGRAFÍA

8.1 APHA, AWWA, WPCF, 1994. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 19th Edition. U.S.A. (Métodos normalizados para el análisis del agua y aguas residuales 19a. Edición. E.U.A.)

8.2 Code of Federal Regulations 40. Protection of Environmental 1992: (Código de Normas Federales 40. Protección al Ambiente) E.U.A.

8.3 Ingeniería sanitaria y de aguas residuales, 1988. Gordon M. Fair, John Ch. Gerey, Limusa, México.

8.4 Manual de agua, 1989. Frank N. Kemmer, John McCallion Ed. McGraw-Hill. Volúmenes 1 al 3. México.

8.5 Development Document for Effluent Limitation Guidelines and New Source Performance Standard for the 1974. (Documento de desarrollo de la U.S.E.P.A. para guías de límites de efluentes y estándares de evaluación de nuevas fuentes para 1974).

8.6 Water Treatment Handbook. 1991. Degremont 6th Edition Vol. I y II. U.S.A. (Manual de tratamiento de agua 1991) 6a. Edición Vol. I y II. E.U.A.

8.7 Wastewater Engineering Treatment. Disposal and Reuse, 1991. 3rd. Edition. U.S.A. (Ingeniería en el tratamiento de aguas residuales. Disposición y reuso) Metcalf and Eddy. McGraw-Hill International Editions. 3a. Edición. E.U.A.

8.8 Municipal Wastewater Reuse-Selected Readings on Water Reuse - United States Environmental Protection Agency - EPA 430/09-91-022 September, 1991. (Reuso de aguas residuales municipales-lecturas selectivas sobre el reuso del agua-Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América- EPA 430/09-91-022 septiembre 1991).

V.3.9. 9. OBSERVANCIA DE ESTA NORMA

9.1 La vigilancia del cumplimiento de esta Norma Oficial Mexicana corresponde a la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, a través de la Comisión Nacional del Agua, y a la Secretaría de Salud, en el ámbito de sus respectivas atribuciones, cuyo personal realizará los trabajos de inspección y vigilancia que sean necesarios. Las violaciones a la misma se sancionarán en los términos de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, la Ley General de Salud y demás ordenamientos jurídicos aplicables.

9.2 La presente Norma Oficial Mexicana entrará en vigor al día siguiente de su publicación en el Diario Oficial de la Federación. Las plantas de tratamiento de aguas residuales referidas en esta Norma que antes de su entrada en vigor ya estuvieran en servicio y que no cumplan con los límites máximos permisibles de contaminantes establecidos en ella, tendrán un plazo de un año para cumplir con los lineamientos establecidos en la presente Norma.

México, Distrito Federal, a los diecisiete días del mes de julio de mil novecientos noventa y ocho.

**LA SECRETARIA DE MEDIO AMBIENTE RECURSOS NATURALES Y
PESCA.**

JULIA CARABIAS LILO

A N E X O 1

TÉCNICA PARA LA DETERMINACIÓN Y CUANTIFICACIÓN DE HUEVOS DE HELMINTO

1. OBJETIVO

Determinar y cuantificar huevos de helminto en lodos, afluentes y efluentes tratados.

2. CAMPO DE APLICACIÓN

Es aplicable para la cuantificación de huevos de helminto en muestras de lodos, afluentes y efluentes de plantas de tratamiento.

3. DEFINICIONES

3.1 Helminto: término designado a un amplio grupo de organismos que incluye a todos los gusanos parásitos (de humanos, animales y vegetales) y de vida libre, con formas y tamaños variados.

3.2 Platyhelminetos: gusano dorsoventralmente aplanado, algunos de interés médico son: *Taenia solium*, *Hymenolepis nana* e *H. diminuta*, entre otros.

3.3 Nematelminetos: gusanos de cuerpo alargado y forma cilíndrica. Algunas especies enteroparásitas de humanos y animales son: *Ascaris lumbricoides*, *Toxocara canis*, *Enterobius vermicularis* y *Trichuris trichiura*, entre otros.

3.4 Método difásico: técnica de concentración que utiliza la combinación de dos reactivos no miscibles y donde las partículas (huevos, detritus), se orientan en función de su balance hidrofílico-lipofílico.

3.5 Método de flotación: técnica de concentración donde las partículas de interés permanecen en la superficie de soluciones cuya densidad es mayor. Por ejemplo la densidad de huevos de helminto se encuentra entre 1.05 a 1.18, mientras que los líquidos de flotación se sitúan entre 1.1 a 1.4.

4. FUNDAMENTO

Utiliza la combinación de los principios del método difásico y del método de flotación, obteniendo un rendimiento de un 90%, a partir de muestras artificiales contaminadas con huevos de helminto de Ascaris.

5. EQUIPO

Centrífuga: Con intervalos de operación de 1000 a 2500 revoluciones por minuto

Periodos de operación de 1 a 3 minutos

Temperatura de operación 20 a 28 °C

Bomba de vacío: Adaptada para control de velocidad de succión 1/3 hp

Microscopio óptico: Con iluminación Köheler

Aumentos de 10 a 100X; Platina móvil; Sistema de microfotografía

Agitador de tubos: Automático

Adaptable con control de velocidad

Parrilla eléctrica: Con agitación

Hidrómetro: Con intervalo de medición de 1.1 a 1.4 g/cm³

Temperatura de operación: 0 a 4 °C

6. REACTIVOS

- Sulfato de zinc heptahidratado
- Acido sulfúrico
- Eter etílico
- Etanol
- Agua destilada
- Formaldehído

6.1 Solución de sulfato de zinc, gravedad específica de 1.3

- Fórmula
- Sulfato de zinc 800 g
- Agua destilada 1,000 ml

PREPARACIÓN

Disolver 800 g de sulfato de zinc en 1,000 ml de agua destilada y agitar en la parrilla eléctrica hasta homogeneizar, medir la densidad con hidrómetro. Para lograr la densidad deseada agregar reactivo o agua según sea el caso.

6.2 Solución de alcohol-ácido

- Fórmula
- Acido sulfúrico 0.1 N 650 ml
- Etanol 350 ml

PREPARACIÓN

Homogeneizar 650 ml del ácido sulfúrico al 0.1 N, con 350 ml del etanol para obtener un litro de la solución alcohol-ácida. Almacenarla en recipiente hermético.

7. MATERIAL

- Garrafrones de 8 litros
- Tamiz de 160 mm (micras) de poro
- Probetas graduadas (1 litro y 50 ml)
- Gradillas para tubos de centrifuga de 50 ml
- Pipetas de 10 ml de plástico
- Aplicadores de madera
- Recipientes de plástico de 2 litros
- Guantes de plástico
- Vasos de precipitado de 1 litro
- Bulbo de goma
- Magneto
- Cámara de conteo Doncaster
- Celda Sedgwich-Rafter

8. CONDICIONES DE LA MUESTRA

- 1** Se transportarán al laboratorio en hieleras con bolsas refrigerantes o bolsas de hielo.
- 2** Los tiempos de conservación en refrigeración y transporte deben reducirse al mínimo
- 3** Si no es posible refrigerar la muestra líquida, debe fijarse con 10 ml de formaldehído al 4% o procesarse dentro de las 48 horas de su toma.

- 4 Una muestra sólida debe refrigerarse y procesarse en el menor tiempo posible.

9. INTERFERENCIAS

La sobreposición de estructuras y/o del detritus no eliminado en el sedimento, puede dificultar su lectura, en especial cuando se trata de muestras de lodo. En tal caso, es importante dividir el volumen en alícuotas que se consideren adecuadas.

10. PRECAUCIONES

- 1 Durante el procesado de la muestra, el analista debe utilizar guantes de plástico para evitar riesgo de infección.
- 2 Lavar y desinfectar el área de trabajo, así como el material utilizado por el analista.

11. PROCEDIMIENTO

- 1 Muestreo
 - a) Preparar recipientes de 8 litros, desinfectándolos con cloro, enjuagándolos con agua potable a chorro y con agua destilada.
 - b) Tomar 5 litros de la muestra (ya sea del afluente o efluente).
 - c) En el caso de que la muestra se trate de lodo, preparar en las mismas condiciones recipientes de plástico de 1 litro con boca ancha.
 - d) Tomar X gramos de materia fresca (húmeda) que corresponda a 10 g de materia seca.
- 2 Concentrado y centrifugado de la muestra
 - a) La muestra se deja sedimentar durante 3 horas o toda la noche.
 - b) El sobrenadante se aspira por vacío sin agitar el sedimento.

- c)** Filtrar el sedimento sobre un tamiz de 160 mm (micras), enjuagando también el recipiente donde se encontraba originalmente la muestra y lavar enseguida con 5 litros de agua (potable o destilada). ...
- d)** Recibir el filtrado en los mismos recipientes de 8 litros.
- e)** En caso de tratarse de lodos, la muestra se filtrará y enjuagará en las mismas condiciones iniciando a partir del inciso c.
- f)** Dejar sedimentar durante 3 horas o toda la noche.
- g)** Aspirar el sobrenadante al máximo y depositar el sedimento en una botella de centrifuga de 250 ml, incluyendo de 2 a 3 enjuagues del recipiente de 8 litros.
- h)** Centrifugar a 400 g por 3 minutos (1,400 - 2,000 rpm por 3 minutos, según la centrifuga).
- i)** Decantar el sobrenadante por vacío (asegurarse de que exista la pastilla) y resuspender la pastilla en 150 ml de $ZnSO_4$ con una densidad de 1.3.
- j)** Homogeneizar la pastilla con el agitador automático, o aplicador de madera.
- k)** Centrifugar a 400 g por 3 minutos (1,400 - 2,000 rpm por 3 minutos).
- l)** Recuperar el sobrenadante vertiéndolo en un frasco de 2 litros y diluir cuando menos en un litro de agua destilada.
- m)** Dejar sedimentar 3 horas o toda la noche.
- n)** Aspirar al máximo el sobrenadante por vacío y resuspender el sedimento agitando, verter el líquido resultante en 2 tubos de centrifuga de 50 ml y lavar de 2 a 3 veces con agua destilada el recipiente de 2 litros.
- o)** Centrifugar a 480 g por 3 minutos (2,000 - 2,500 rpm por 3 minutos, según la centrifuga).
- p)** Reagrupar las pastillas en un tubo de 50 ml y centrifugar a 480 g por minutos (2,000 - 2,500 rpm por 3 minutos).
- q)** Resuspender la pastilla en 15 ml de solución de alcohol-ácido (H_2SO_4 0.1 N) + C_2H_5OH a 33-35% y adicionar 10 ml de éter etílico.

- r) Agitar suavemente y abrir de vez en cuando los tubos para dejar escapar el gas (considerar que el éter es sumamente inflamable y tóxico).
- s) Centrifugar a 660 g por 3 minutos (2,500 - 3,000 rpm por 3 minutos, según la centrifuga).
- t) Aspirar al máximo el sobrenadante para dejar menos de 1 ml de líquido, homogeneizar la pastilla y proceder a cuantificar.

3 Identificación y Cuantificación de la Muestra

- a) Distribuir todo el sedimento en una celda de Sedgwich-Rafter o bien en una cámara de conteo de Doncaster.
- b) Realizar un barrido total al microscopio.

12. CÁLCULOS

- 1 Para determinar los rpm de la centrifuga utilizada, la fórmula es:

$$rpm \sqrt{\frac{K_g}{r}}$$

Donde:

- g:** fuerza relativa de centrifugación
- K:** constante cuyo valor es 89,456
- r:** radio de la centrifuga (spindle to the centre of the bracker) en cm

La fórmula para calcular g es:

$$g = \frac{r(\text{rpm})^2}{K}$$

- 2 Para expresar los resultados en número de huevecillos por litro es importante tomar en cuenta el volumen y tipo de la muestra analizada.

13. FORMATO

No aplica.

14. BIBLIOGRAFÍA

- 1 APHA, AWWA, WPCF, 1992 Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th ed., Washington. (Métodos normalizados para el análisis del agua y aguas residuales, 19^a. Edición E.U.A.)
- 2 CETESB, São Paulo, 1989 Helintos e Protozoários Patogénicos Contagem de Ovos e Cistos em Amostras Ambientais.
- 3 Schwartzbrod, J., 1996 Traitement des Eaux Usees de Mexico en Vue d'une Reutilisation a des Fins Agricoles. Reunión de Expertos para el Análisis del Proyecto de Saneamiento del Valle de México. Instituto de Ingeniería UNAM, 86 p.

VI. REFERENCIAS

1. NATIONAL RESEARCH COUNCIL ACADEMIA DE LA INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA, A.C. ACADEMIA NACIONAL DE INGENIERÍA, A.C. 1995. EL SUMINISTRO DE AGUA DE LA CIUDAD DE MÉXICO, MEJORANDO LA SUSTENTABILIDAD. NATIONAL ACADEMY PRESS, WASHINGTON, D.C.



**FACULTAD DE INGENIERÍA UNAM
DIVISIÓN DE EDUCACIÓN CONTINUA**

"Tres décadas de orgullosa excelencia" 1971 - 2001

CURSOS INSTITUCIONALES

CONTROL DE CALIDAD DE PROCESOS EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Del 15 al 19 de octubre de 2001

ANEXOS

Biol. Ma. Teresa Adame González

D.G.C.O.H.

Octubre /2001

1 PRETRATAMIENTO

El objetivo del tratamiento de las aguas residuales es la remoción de sustancias contaminantes a fin de evitar efectos negativos en la calidad de los cuerpos de agua receptores, y para lograr que la calidad del agua sea la adecuada para las necesidades de los usuarios.

La etapa inicial del tratamiento se denomina pretratamiento, y se usa para homogenizar el influente de la planta, separar grasas y aceites, eliminar sólidos de tamaño muy grueso tales como basura y material sedimentable mayor de 10 micras

Algunos autores clasifican el tratamiento de acuerdo a los contaminantes que se separan, en primario, secundario y terciario. El tratamiento primario se usa para remover sólidos suspendidos, ajustar pH y romper emulsiones. El secundario remueve materia orgánica biodegradable, entre el 80 y 95% del total. El terciario elimina sustancias orgánicas resistentes al tratamiento biológico, como detergentes, plaguicidas, nutrientes, metales pesados y microorganismos patógenos.

También el tratamiento de los lodos forma parte del tratamiento del agua residual y consiste en digerir o acondicionar los sólidos separados en el pretratamiento y en las fases primaria, secundaria y terciaria, hasta obtener un residuo inerte.

En la Figura 1 se presenta un diagrama de los procesos más comúnmente utilizados en el tratamiento de aguas residuales, desde la separación de sólidos gruesos, sólidos suspendidos, materia orgánica, nutrientes, eliminación de bacterias y microorganismos patógenos, trazas de compuestos orgánicos e inorgánicos, incluyendo el tratamiento de los lodos que se generan en cada uno de los procesos anteriores. Este diagrama muestra la complejidad que puede llegar a tenerse en un tratamiento completo de las aguas residuales.

En el caso de elegir un tratamiento para la remoción de contaminantes biodegradables se tienen varias alternativas para seleccionar el que más convenga de acuerdo al caudal, eficiencia esperada y costos, a manera de ejemplo se presentan en la Tabla 1 las eficiencias esperadas en diversos tipos de tratamiento biológico

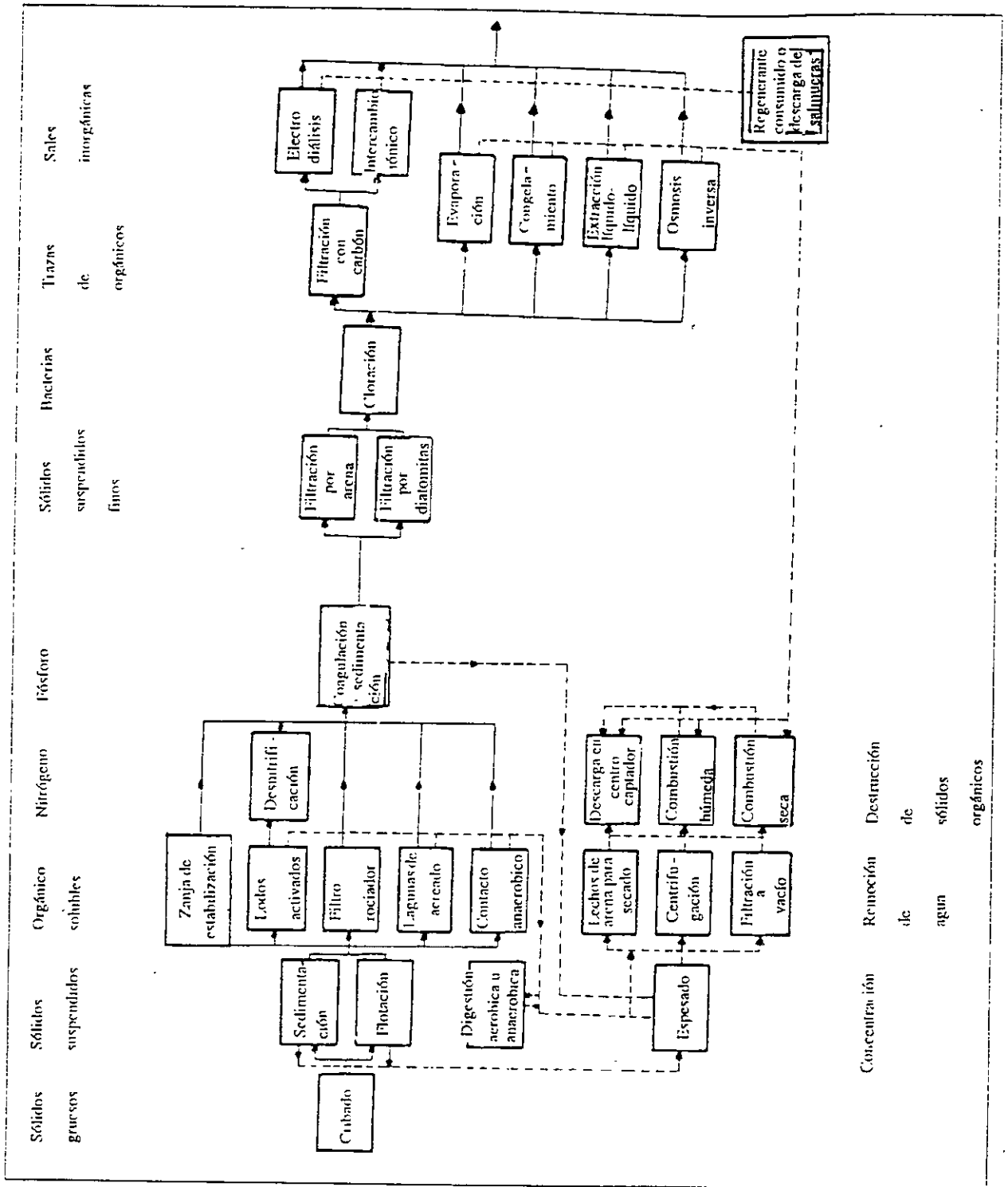


Figura 1: Alternativas de operaciones unitarias para tratamiento primario, secundario y terciario de efluentes residuales.

Tabla 1
Eficiencias esperadas en los tratamientos de aguas residuales

Tipo de tratamiento	Reducción % DBO5
Pretratamiento	15 - 20
Sedimentación	25 - 40
Tanques Sépticos	15 - 25
Tanques Imhoff	25 - 40
Sedimentación + Filtros rociadores	80 - 95
Sedimentación + Filtros de arena	90 - 95
Sedimentación + Lodos activados convencionales	85 - 95
Estabilización por contacto (biofilm)	85 - 90
Lagunas de estabilización	85 - 95
Zanjas de oxidación	90 - 95

Tratamiento de las aguas residuales industriales

El tratamiento de las aguas residuales industriales se puede realizar mediante las siguientes alternativas:

a) **Tratamiento combinado.** Se refiere al tratamiento de las descargas industriales con aguas residuales de origen doméstico. De esta manera se unen esfuerzos entre la industria y el municipio y se aprovechan las ventajas de economía a escala lo cual significa menor costo de tratamiento por inversión inicial, operación y mantenimiento.

Otra ventaja del tratamiento conjunto para las descargas industriales es la capacidad amortiguadora de los desechos domésticos.

b) **Tratamiento separado.** Este tratamiento se refiere a la conveniencia de tratar las descargas de una misma industria en forma separada cuando las características de sus contaminantes requieren de un tratamiento especial. Puede ser total o parcial dependiendo de las condiciones particulares de las descargas.

c) **Compensación, homogenización y dosificación.** Esta opción se aplica a las industrias que dependen del suministro de materias primas y de las jornadas de trabajo y que por lo tanto no tienen una producción continua y tampoco sus aguas residuales tienen un flujo constante.

La homogenización se realiza mediante tanques de retención para lograr un efluente de características uniformes en cuanto a caudal, pH, DBO, sólidos suspendidos, etc. El volumen del tanque varía de acuerdo al gasto de la descarga y está en función de los ciclos de operación que pueden ser de 2 horas o más, el tanque deberá almacenar el flujo de un ciclo de operación. También varían según el tipo de contaminantes,

por ejemplo en las aguas residuales con concentraciones de dieltrín puede ser necesario un tanque de retención para un tiempo prolongado (uno a dos meses) suficiente para permitir la degradación del contaminante hasta una concentración que permita descargar el agua a un cuerpo receptor.

La dosificación sirve para controlar el flujo de la descarga hacia el alcantarillado. Se puede descargar en proporción directa en relación con el caudal de los desechos domésticos para lograr una dilución si la descarga industrial contiene contaminantes tóxicos. O bien, descargar en proporción inversa en relación al caudal de los desechos domésticos si la descarga industrial contiene elevada DBO, para no sobrecargar la planta de tratamiento

.1 Pretratamiento en la fuente

Algunas veces las aguas residuales industriales contienen sustancias que son inaceptables en la planta de tratamiento y se deben controlar en la propia fuente para no afectar los procesos de tratamiento. Los casos más comunes son los siguientes:

- a) Desechos altamente volátiles, interfieren con la transferencia de oxígeno.
 - b) Desechos con alto contenido de sólidos sedimentables inertes o disueltos, como los lodos de ablandamiento de agua, cloruros o sulfato de sodio.
 - c) Sustancias de descomposición anaerobia. Ocasionalmente problemas de olores, corrosión y requieren preaeración.
 - d) Ácidos o álcalis concentrados. Generalmente soluciones de más del 0.5% expresadas como ácido sulfúrico y compuestos alcalinos en la misma proporción, se deben neutralizar antes de descargarse al drenaje, hasta valores de 6 a 9 de pH.
 - e) Grasas y emulsiones. Interfieren con la transferencia de oxígeno y pueden taponar la tubería.
 - f) Desechos tóxicos que interfieren con los procesos de tratamiento biológico o representan peligro para la salud de los operadores. Como ejemplo tenemos los cianuros, se encuentran presentes en las aguas residuales de las industrias metalúrgicas, de galvanoplastia, fabricación de gas, humos coke e industrias químicas. Se puede formar el ácido cianhídrico por acción de un pH ácido en presencia de cianuros. Otras sustancias malolientes como el bióxido de azufre y el óxido nitroso producidas o descargadas deben evitarse.
- Los metales como cobre, fierro, cromo, zinc y los fenoles pueden ejercer una alta demanda de cloro e interferir con los procesos biológicos.
- g) Detergentes no biodegradables. Producen espuma e interfieren con la transferencia de oxígeno.
 - h) Descargas violentas y cargas orgánicas excesivas requieren regulación o pretratamiento en la fuente.

.2 Pretratamiento

Fundamentalmente el pretratamiento o tratamiento preliminar consiste en eliminar materias gruesas, tales como arenas, basuras y otros residuos de las aguas residuales, que puedan dañar o interferir el adecuado funcionamiento de los procesos posteriores, o dañar el equipo de bombeo. Las operaciones unitarias comunes en el pretratamiento son: cribado, triturado, desarenadores, flotación. Los dos primeros tienen aplicación común en el tratamiento de aguas residuales domésticas, pero es posible aplicarlos en algunas descargas de aguas residuales industriales, sobre todo cuando el drenaje es combinado con las aguas residuales de servicio y el agua de lluvia.

En el pretratamiento, la flotación se usa para eliminar grasas y aceites de las aguas residuales.

Algunos autores clasifican las operaciones unitarias que se efectúan antes de un tratamiento secundario en un sólo capítulo, en el que incluyen, además de las operaciones antes mencionadas, la sedimentación primaria, neutralización y homogenización.

En esta ocasión se separan estos temas en dos capítulos, pretratamiento y tratamiento primario, incluyendo en el último, los temas de sedimentación primaria, neutralización y homogenización.

2.1 Cribado

Se usa para eliminar troncos, ramas, trapos, basura y cualquier material que pueda dañar el equipo o taponar las tuberías. En general se emplean rejas para basura, rejillas y desmenuzadores. Las características de cada uno se presentan en la Tabla 2.

Tabla 2
Tipos de dispositivos para cribado

Tipos	Tamaño común	Propósito
Rejas para basura	5-10	Protege las bombas y equipo de los objetos grandes (troncos, trapos, botes, etc.)
Rejillas	1.5-5	Parecidas a las rejas con aberturas más pequeñas para separar materiales más pequeños
Tamices	0.22-0.32	Protegen las boquillas de los filtros percoladores
Desmenuzadores	0.75-2	Reducir el tamaño de los materiales mediante trituración o corte, sin removerlos de las aguas residuales.

Rejas

Las rejas están formadas por barras metálicas verticales o inclinadas, de sección circular, rectangular o trapezoidal, espaciadas a intervalos iguales y colocadas transversalmente a la dirección de escurrimiento. Se usan precediendo a estaciones de bombeo, desarenadores, tanques de sedimentación primaria y con pasos laterales de desmenuzadores. Se ha adoptado como regla que deben instalarse con un ángulo de 30 a 60° respecto a la vertical.

Los sólidos retenidos pueden ser retirados en forma manual o mecánica, dependiendo del equipo que se use.

La cantidad de material cribado por una reja está en función de la abertura entre sus barras, ésta deberá ser del tamaño adecuado para que proteja el equipo que se encuentra posteriormente (bombas, desarena-

dores, dosificadores, etc.). A menor abertura se retiene una mayor cantidad de materia, pero se tienen problemas de disminución de la carga hidráulica, principalmente. Las rejillas pueden ser de limpieza manual o de limpieza automática.

Rejas de limpieza manual. Generalmente se usan en pequeñas instalaciones de tratamiento procediendo al sistema de bombeo. Actualmente son poco utilizadas en los pretratamientos debido a que la tendencia es reducir la mano de obra, además los sistemas mecánicos de limpieza ofrecen mejores ventajas, en lo que se refiere a disminuir los rebosamientos que se producen por el atascamiento.

Los barrotos de este tipo de rejas son de 1 cm de ancho por 5 cm de profundidad, soldados a las barras de separación, fuera del recorrido de las púas del rastrillo. Generalmente tienen una pendiente mínima de 45° con el fin de hacer más fácilmente accesible el servicio y disminuir los riesgos de obstrucción. En la figura .2 se tiene un diagrama de una reja de limpieza manual.

El canal donde se coloca la reja debe ser recto y perpendicular a ella, para tener una distribución uniforme de los sólidos en la sección transversal al flujo y sobre la reja. Se debe proporcionar una superficie de reja suficiente para la acumulación de basura entre los tiempos de limpieza.

La velocidad límite en este trayecto debe ser de 0.45 m/s para evitar que los sólidos más pesados sedimenten en este canal.

Rejas de limpieza mecánica. Son rejas manufacturadas por empresas especializadas, su limpieza puede ser por la parte anterior o posterior de ella, dependiendo del modelo.

El modelo de limpieza frontal tiene problemas cuando los sólidos se aglomeran obstruyendo el mecanismo que se encuentra ubicado frente a la reja.

En cambio los modelos con limpieza por la cara posterior, fueron ideados para eliminar los atascamientos debidos a obstrucciones al pie de la reja.

Las rejas con sistema de limpieza mecánica tienen una pendiente de 60° respecto a la vertical, puesto que de esta forma, el rastrillo de limpieza que se desliza sobre las barras, disminuye la probabilidad de obstrucción.

Los rastrillos pueden estar montados en cadenas sin fin o accionados por medio de varillas con movimiento ascendente cuando la varilla desciende.

Los sólidos recolectados en las rejas son triturados e incorporados al agua residual para su eliminación en los posteriores tratamientos, o se comprimen con prensas para incinerarse o enterrarse.

En la Figura .3 se muestra un sistema de reja con limpieza automática.

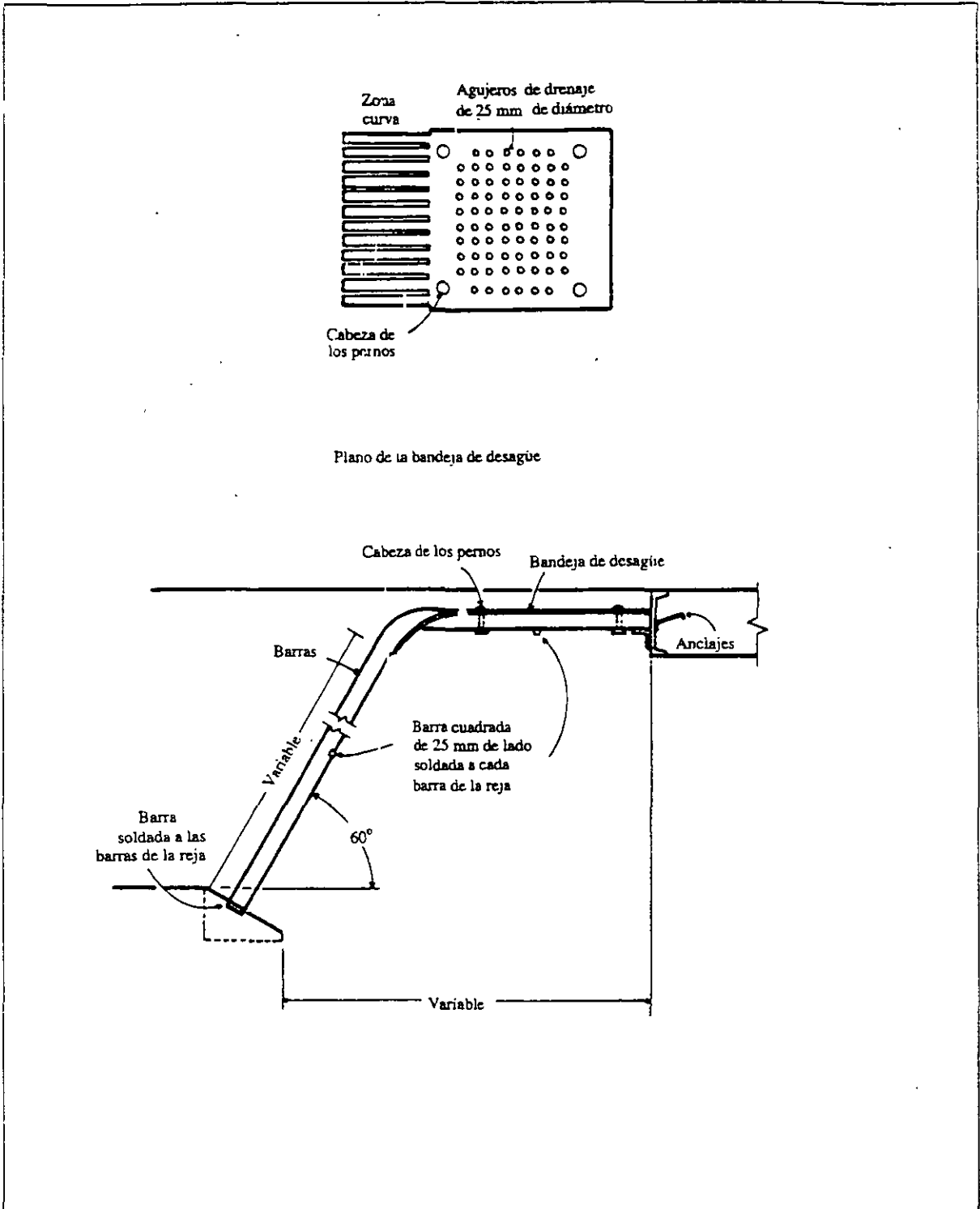


Figura .2: Reja de limpieza manual.

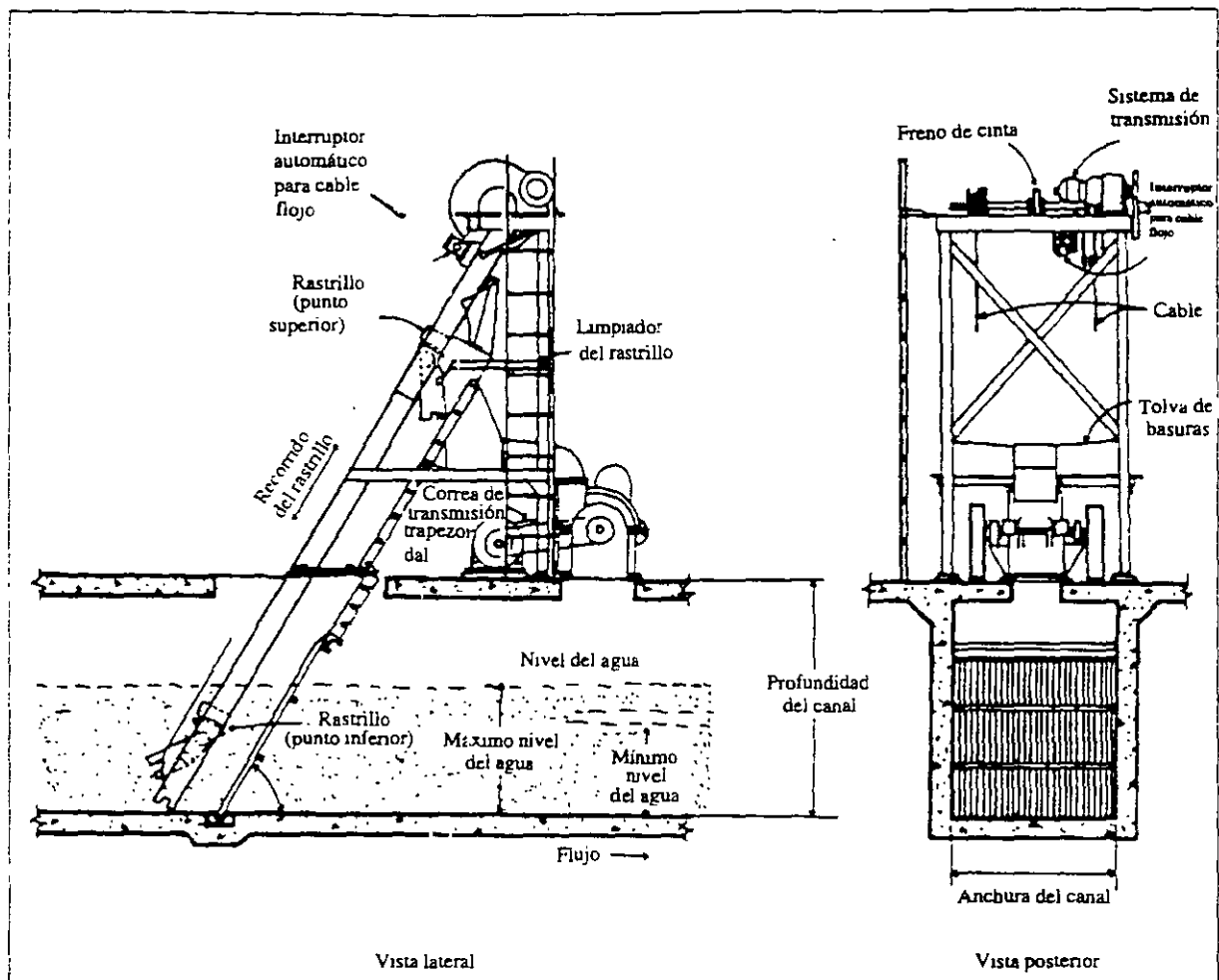


Figura 3: Sección transversal y vista posterior de una reja de limpieza automática (de Link-Belt).

Parámetros de diseño. El diseño de las rejas y rejillas depende de las características de los materiales a eliminar y al sistema de limpieza.

En las rejas de limpieza manual con rastrillo, el caudal medio visible debe obtener una velocidad entre 0.3 – 0.75 m/s. La forma de las barras dependerá de su longitud y de la carga que deba soportar tanto de las aguas residuales como de la limpieza. El diseño debe ser en función del dimensionamiento de la cámara donde serán colocadas con el fin de evitar torbellinos, que dificulten el buen funcionamiento del sistema.

La cámara de la reja debe ser de longitud suficiente para evitar la formación de remolinos cerca de la reja y además para que no haya sedimentación de partículas, tener unas dimensiones que eviten velocidades inferiores de 0.6 para aguas que contienen arenillas y 0.3 para otros tipos de sólidos de menor densidad

Para el diseño de las rejas pueden establecerse las ecuaciones siguientes:

$$a_0 = (1/100)(n + 1)(d_1 - D_b) \quad (1)$$

$$A_r = a_0 L_r \quad (2)$$

$$Q_m = A_r V_N = a_0 L_r V_N \quad (3)$$

siendo:

a_0 anchura de la reja.

n número de barras

d_1 separación entre las barras.

D_b espesor o diámetro de las barras.

A_r superficie mojada de la reja aguas arriba.

L_r longitud sumergida de la reja.

Q_m caudal medio

V_N velocidad supuesta.

De las ecuaciones anteriores se tiene:

$$L_r = Q^{1/n} (a_0 V_N) \quad (4)$$

$$h_r = L_r \operatorname{sen} \alpha \quad (5)$$

$$V_c = Q^{1/n} (h_r a_0) \quad (6)$$

$$\Delta H = (0.5 V_N^{2/3}) + (V_N^2 - V_c^2) \quad (7)$$

siendo:

V_c velocidad calculada.

h_r nivel de agua arriba de la reja.

α ángulo de inclinación.

Δh pérdida de carga hidráulica.

g aceleración de la gravedad.

El procedimiento de cálculo es el siguiente:

1. Suponer un número de barras (n), con un espesor o diámetro (D_b) y con una separación (d_1). Calcular el ancho de la reja (a_0) mediante la ecuación (1).
2. Fijar V_n . Calcular la longitud sumergida de la reja (L_r) mediante la ecuación (4). Calcular la superficie mojada de la reja aguas arriba (A_r) mediante la ecuación (2).
3. Fijar el ángulo de inclinación (α). Calcular el nivel aguas arriba de la reja (h_r) mediante la ecuación (5).
4. Calcular V_c mediante la ecuación (6) y comprobar si está dentro de los límites de 0.3 a 0.6 m/s recomendados. En caso contrario, repetir los cálculos, partiendo de unos supuestos diferentes a los utilizados anteriormente.
5. Calcular finalmente h , mediante la ecuación (7).

Los parámetros de diseño más importantes para las rejillas de limpieza manual son los siguientes:

Velocidad. La velocidad (V) a través de las rejillas no debe ser ni muy baja para prevenir caídas de presión excesivas, ni muy alta para no forzar el paso de la materia cribada a través de las barras. Los valores aceptados son de 60 cm/seg de flujo normal (promedio) y de 90 cm/seg de flujo máximo. Esta velocidad está en función del canal y del área efectiva de paso en la rejilla, medidos desde el fondo del canal hasta la superficie del líquido.

$$\text{Área efectiva } A = Q/V$$

V = velocidad de flujo en m/seg

Q = gasto de diseño en m^3/seg

A = área proyectada de las aberturas en m^2

– La elevación entre el fondo del canal de la rejilla y el fondo del canal de entrada (H), se hace de 8 a 15 cm aproximadamente, para contrarrestar la caída de presión a través de la rejilla.

– Con el área efectiva necesaria, basada en el flujo y la velocidad, se puede dimensionar el canal para acomodar la rejilla, seleccionando anchura y profundidad apropiadas. Para obras pequeñas se elige una profundidad de 0.4 m.

- El canal deberá ser recto, con una velocidad de flujo promedio de 45 cm/seg. El tirante de agua se debe mantener tan bajo como sea posible para evitar pérdidas de carga.

- El ángulo de inclinación en rejillas con limpieza manual, generalmente es de 30 a 60° de la posición horizontal; con limpieza mecánica se instalan con ángulos mayores.

- Longitud de las rejillas. La longitud se calcula para tener 25 cm arriba del nivel máximo del agua.

- Material de las barras. Comúnmente se emplean soleras de acero.

En lo que concierne al diseño de rejillas con limpieza mecánica; puesto que éstas son fabricadas por empresas especializadas, el proyectista solamente deberá elegir el tipo de rejillas, las dimensiones del canal, el intervalo de variación de la profundidad del flujo en el canal, la separación de las barras y el método de limpieza de la reja.

Rejillas.

Las rejillas son equipo de cribado, similar a las rejillas, y su función es también la de separación de sólidos, la diferencia es su tamaño de abertura, la cual es más pequeña (1.5-5 cm) que la que tienen las rejillas (5-10 cm).

Estas son usadas en los casos en que se requiera separar materia más fina de la que pueden separar las rejillas. Pueden ser usadas en combinación con las rejillas en caso de que sea necesario.

Tamices.

Existe un tipo de rejillas con aberturas de 22-32 mm (malla 6-60), son conocidas como cribas o tamices. Estos forman parte de equipos patentados consistentes en placas de metal perforadas, como discos, tambores rotatorios o placas metálicas encadenadas en bandas sin fin.

Estas cribas pueden utilizarse en lugar de una sedimentación en lugares donde no haya suficiente espacio para un tanque de sedimentación, y en lugares donde se desee remover sólo una pequeña cantidad de la materia suspendida para la disposición final del efluente.

En la Figura 4, se muestra un tamiz tipo tambor.

Los tamices modernos son de tipo tambor o disco, provistos de una tela de malla fina de acero inoxidable o de un material poroso. Se encuentran en el mercado en dimensiones entre 1.2-5.4 m de diámetro.

En algunas plantas de tratamiento de agua municipal, se han utilizado este tipo de tamices, colocados para la protección de las boquillas de los filtros percoladores.

También se han utilizado en plantas industriales para el tamizado de las aguas residuales de fábricas de envasado, conservas, curtidos, papelería, textiles, etc.

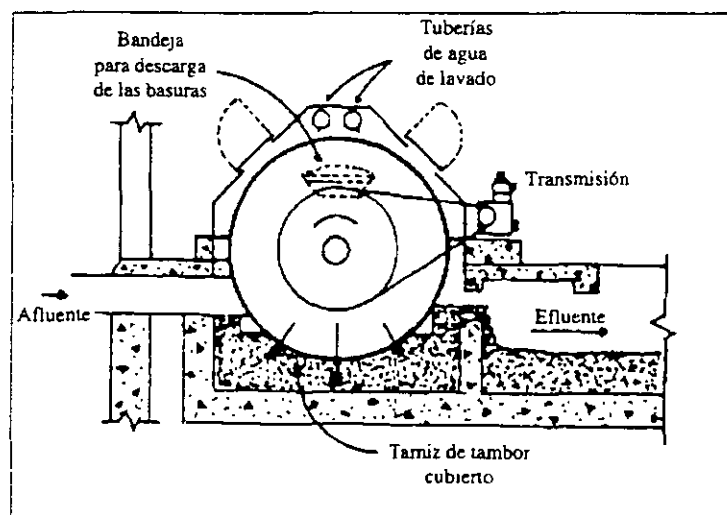


Figura 4: Tamiz tipo tambor.

.2.2 Trituración o desmenuzado

Los desmenuzadores son dispositivos que fragmentan o trituran el material retenido en las rejillas, sin eliminarlo del agua residual.

En algunos casos, el material grueso que se encuentra en las aguas residuales, no puede ser descargado directamente al drenaje, teniendo que ser tratado previamente con trituradores.

Estos equipos son fabricados por compañías especializadas, siendo la Chicago Pump. Co. la que desarrolló el primer modelo.

En la figura .5, se muestra un triturador.

Es conveniente usar los trituradores a continuación de un desarenador, para alargar la vida útil del equipo y reducir el desgaste de las superficies cortantes y de aquellas zonas de los mecanismos donde haya espacios libres entre las partes móviles y las fijas. Estos equipos son generalmente instalados en los depósitos de regulación de las estaciones de bombeo, para proteger las bombas de las obstrucciones causadas por los trapos, objetos grandes, etc.

En su instalación es importante colocar un by-pass para cuando se exceda el caudal o haya fallas mecánicas o eléctricas.

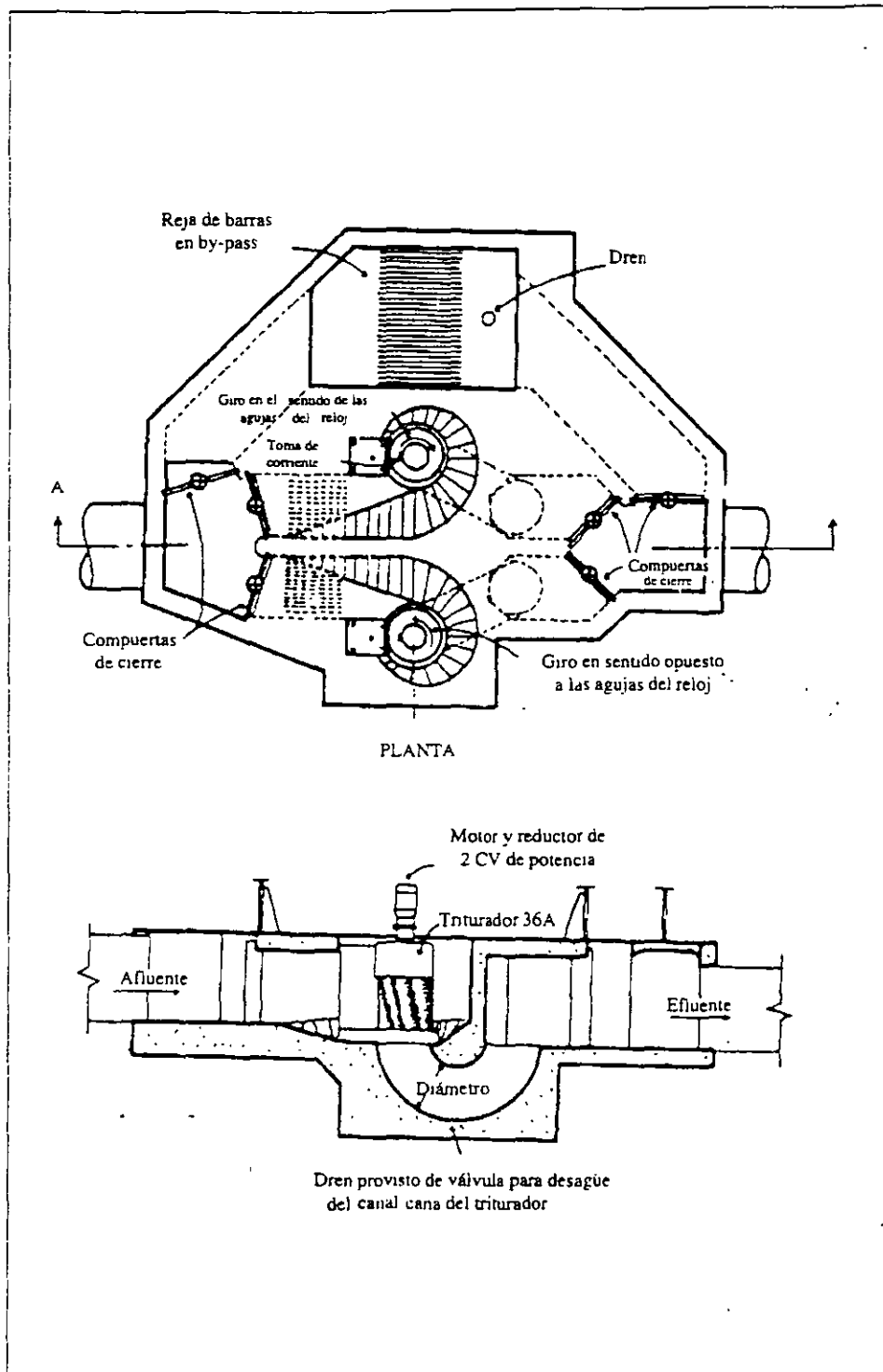


Figura .5: Planta y sección transversal de una instalación de trituración. (de Chicago Pump, Co.).

.2.3. Desarenadores

Se emplean para separar materiales más pesados que la materia orgánica putrescible (arena, grava, cenizas y otros). Protegen las bombas y otros equipos del desgaste debido a la abrasión, evitan que estos materiales se acumulen en los tanques eludiendo obstrucciones y taponamientos.

Su forma es generalmente la de grandes canales, la velocidad de la corriente en ellos disminuye lo suficiente (0.3 m/s) para que los sólidos orgánicos pesados se depositen, manteniéndose en suspensión los sólidos orgánicos ligeros e inorgánicos finos (menores de 0.2 mm).

La limpieza de los desarenadores puede ser en forma manual o mecánica, para este último tipo, son usados rastrillos o cangilones estando en operación el desarenador.

- Desarenadores de circulación horizontal o cámaras simples.
- Desarenadores de circulación vertical ascendente o con aereación.

Desarenadores de cámaras simples

Los desarenadores de cámaras simples son los más utilizados para las aguas residuales industriales, pues son de fácil construcción y mantenimiento. Están formados por atarjeas de poca profundidad, con velocidad de circulación de 0.3 m/s. Los tiempos de retención son entre 20-60 segundos.

Las cámaras simples son canales rectangulares donde se controla la velocidad del agua para permitir la sedimentación de las arenas hasta el fondo del canal, y dejar que los sólidos orgánicos ligeros pasen a las siguientes unidades de tratamiento.

Las cámaras desarenadoras utilizan el principio de la sedimentación diferencial. Por medio del control de la velocidad del flujo de las aguas residuales es posible controlar el tamaño y la densidad de las partículas a remover. La práctica indica que la remoción de partículas de 0.2 mm de diámetro o mayores, con una gravedad específica de 2.65, le dan una protección adecuada al equipo. Para su remoción es necesario proporcionar suficiente tiempo de retención para que las partículas se asienten desde la superficie hasta el fondo.

En este tipo de sedimentadoras, el flujo atraviesa el desarenador en dirección horizontal, controlando la velocidad rectilínea del flujo por medio de las dimensiones de la instalación o el uso de secciones de control provistas de vertederos especiales situados en el extremo de aguas bajo del tanque.

El diseño de este tipo de desarenadores debe ser de tal forma que bajo las condiciones más adversas, la partícula más ligera de arena alcance el fondo del canal antes de llegar a la salida.

En las Figuras .6 se muestra el diseño de una cámara desarenadora de flujo horizontal. La Fig. (a) con el corte transversal y la Figura (b) con la instalación de una doble cámara.

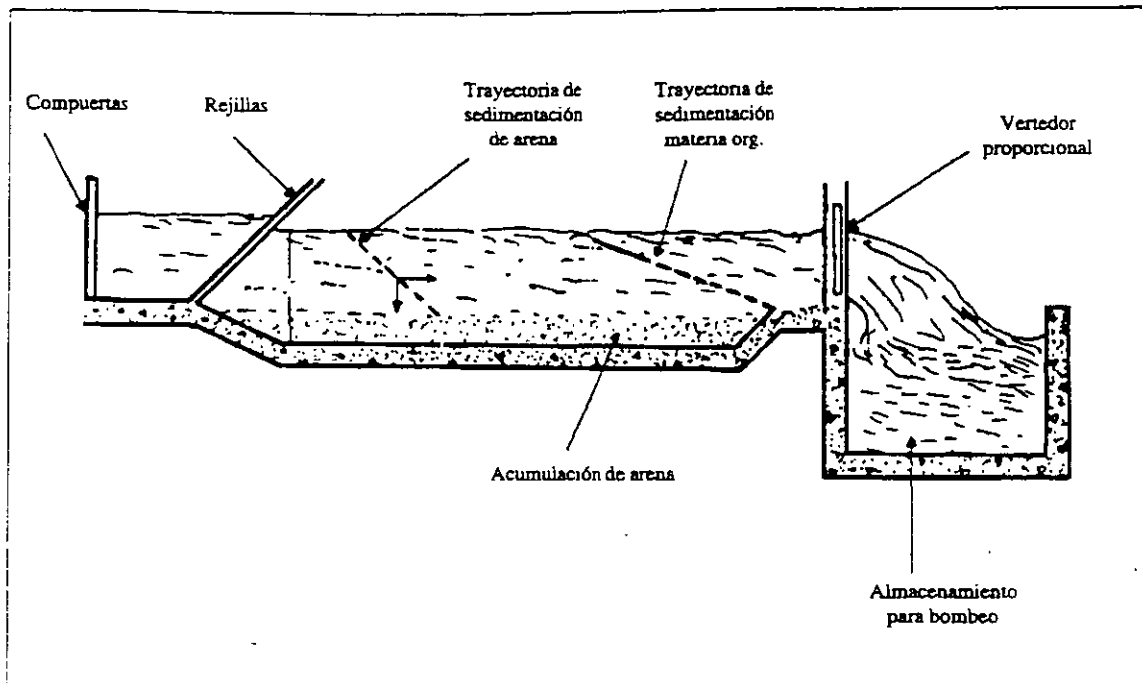


Figura .6 (a) Cámara desarenadora.

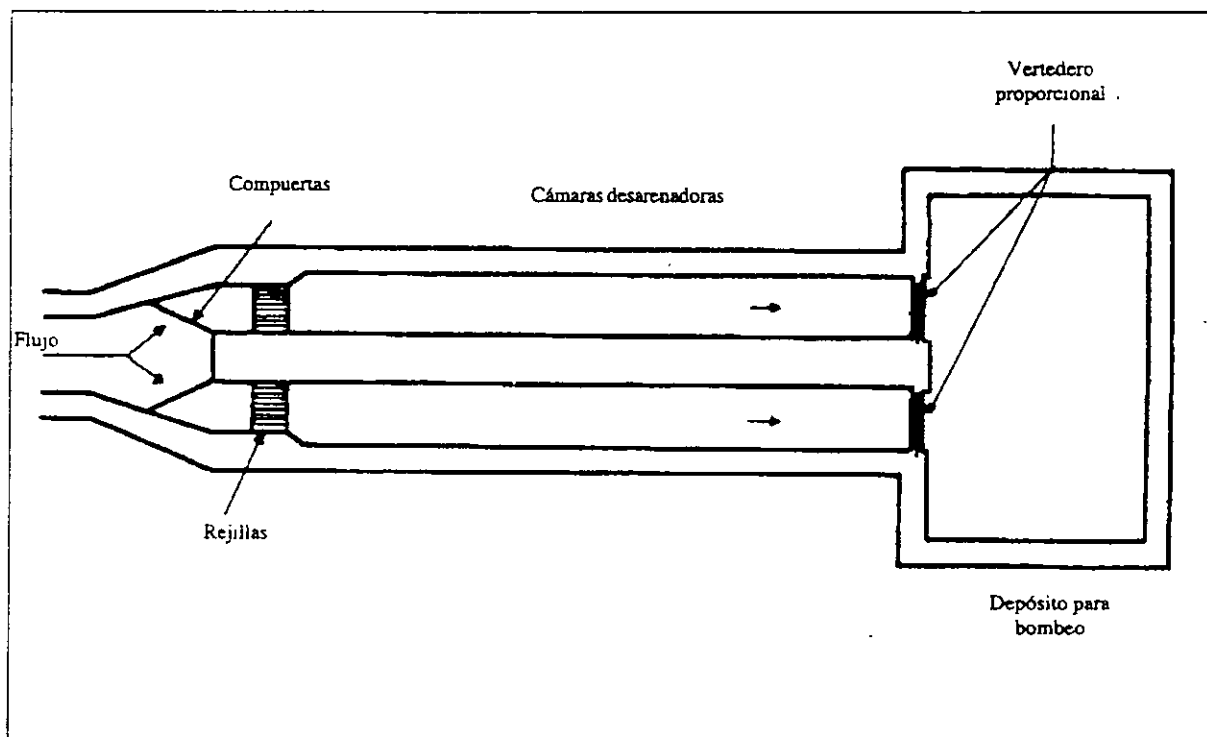


Figura .6 (b).

La longitud del canal se diseña en función de la profundidad requerida para tener la velocidad adecuada de sedimentación y la sección de control. Deberá usarse una longitud adicional máxima de 50% de la longitud teórica para prever la turbulencia producida a la entrada y salida del desarenador.

Normalmente los desarenadores se diseñan para la eliminación de partículas retenidas en malla 65 (0.21 mm de diámetro) Son recomendables velocidades de 1.1 m/min para partículas de malla 65 y de 0.75 m/min para las de malla 100 (0.5 mm de diámetro).

La velocidad de sedimentación está en función de la temperatura, como ejemplo tenemos algunos datos de velocidad y temperatura para partícula de 0.2 mm de diámetro o mayores, con una gravedad específica de 2.65.

Temperatura °C	Velocidad cm/seg
0	1.4
10	2/1
20	2.7
30	3.2

Control de la velocidad. Este control se puede lograr mediante una nueva área en la sección transversal del canal, ya sea empleando un vertedor proporcional o un canal Parshall instalado corriente abajo de la cámara.

Algunas características de estos dispositivos son las siguientes: el vertedor proporcional favorece el control de la velocidad que se dispone de carga hidráulica suficiente. El canal Parshall no necesita mucha carga como los vertedores, pero se quiere mayor espacio y su costo también es mayor.

Vertedor proporcional. El principio básico del vertedor proporcional es que el gasto a través de él varía directamente, esto es, que el control de flujo va directamente relacionado con la forma del vertedor.

El vertedor debe mantener la velocidad constante a 30 cm/seg en el canal desarenador. Las ecuaciones de diseño son:

$$Q = 2b \sqrt{2ag} (h + \frac{2}{3}a);$$

$$Q_1 = \frac{2}{3}(b) \sqrt{2g} [(h + a)^{3/2} - h^{3/2}]$$

$$X = b[(1 - \frac{2}{3})\tan^{-1}\sqrt{\frac{h}{a}}]$$

$$H = h + \frac{2}{3}a$$

Siendo: Q = flujo de agua residual, m³/seg

b = mitad del ancho del vertedor, m

a = altura de la parte rectangular del vertedor en metros

h = altura del vertedor, m

Q_1 = flujo del agua residual de la parte rectangular del vertedor, m³/seg

H = altura total del vertedor, incluyendo la parte rectangular de la base, m.

Diseño de cámaras desarenadoras

Los parámetros que se deben tomar en cuenta para su diseño, son:

V = Velocidad de flujo 30 cm/seg.

u = velocidad de sedimentación de las arenas, 2.7 cm/seg (para 20 °C y partículas con 0.2 mm de diámetro y $\rho = 2.65$).

A = área hidráulica de la cámara, $A = Q/V$

H = tirante hidráulico, $H = Q/V (1/W)$

W = ancho de la cámara, 0.6 m (mínimo recomendable).

L = largo teórico de la cámara, $L = H/u (V)$

Para efectos de limpieza y mantenimiento se deben considerar doubles cámaras desarenadoras.

Ejemplo. Diseño de una cámara desarenadora para un gasto máximo de 150 lps.

$V = 30$ cm/seg.

$u = 2.7$ cm/seg

A partir de estos datos se hacen los siguientes cálculos

Área hidráulica de la cámara $A = Q/V = 0.15/0.3 = 0.5 \text{ m}^2$

Ancho de la cámara $W = 0.6 \text{ m}$

Tirante hidráulico $H = Q/V (1/W) = 0.5 (1/0.6) = 0.83 \text{ m}$

Largo teórico de la cámara $L = H/u (V)$
 $= (0.83/0.027) (0.3)$
 $L = 9.26 \text{ m}$

Largo de diseño, $L' = 1.4L = 12.96 \text{ m}$ ó $L' = 13 \text{ m}$

Acumulación de arenas

Suponiendo que se acumulan de 0.01 a 0.06 m³/ 1000 m³ de agua residual tratados.

Si se calcula para 0.03 m³ de arena por cada 1000 m³ de agua residual, se tiene:

$$0.03 \text{ m}^3 (0.15 \text{ m}^3/\text{s } 1000\text{m}^3) (86400 \text{ s/d}) = 0.3888 \text{ m}^3/\text{día}$$

Ejemplo: para el vertedor proporcional.

Se definen valores para los parámetros indicados en la Figura 7.

Suponiendo:

$$a = 2.5 \text{ cm}$$

$$b = 30 \text{ cm} = 0.30 \text{ m}$$

$$H = 0.83 \text{ m}$$

$$h = 0.83 - 2/3 (0.025) = 0.81$$

Con los datos anteriores se calcula el caudal máximo del vertedor.

$$Q = 2 (0.30) \sqrt{2(0.025) 1.98 (0.81 + \frac{2}{3} (0.025))}$$

$$Q = 0.6 \sqrt{0.099 (0.8266)}$$

$$Q = 0.156 \text{ m}^3/\text{s}$$

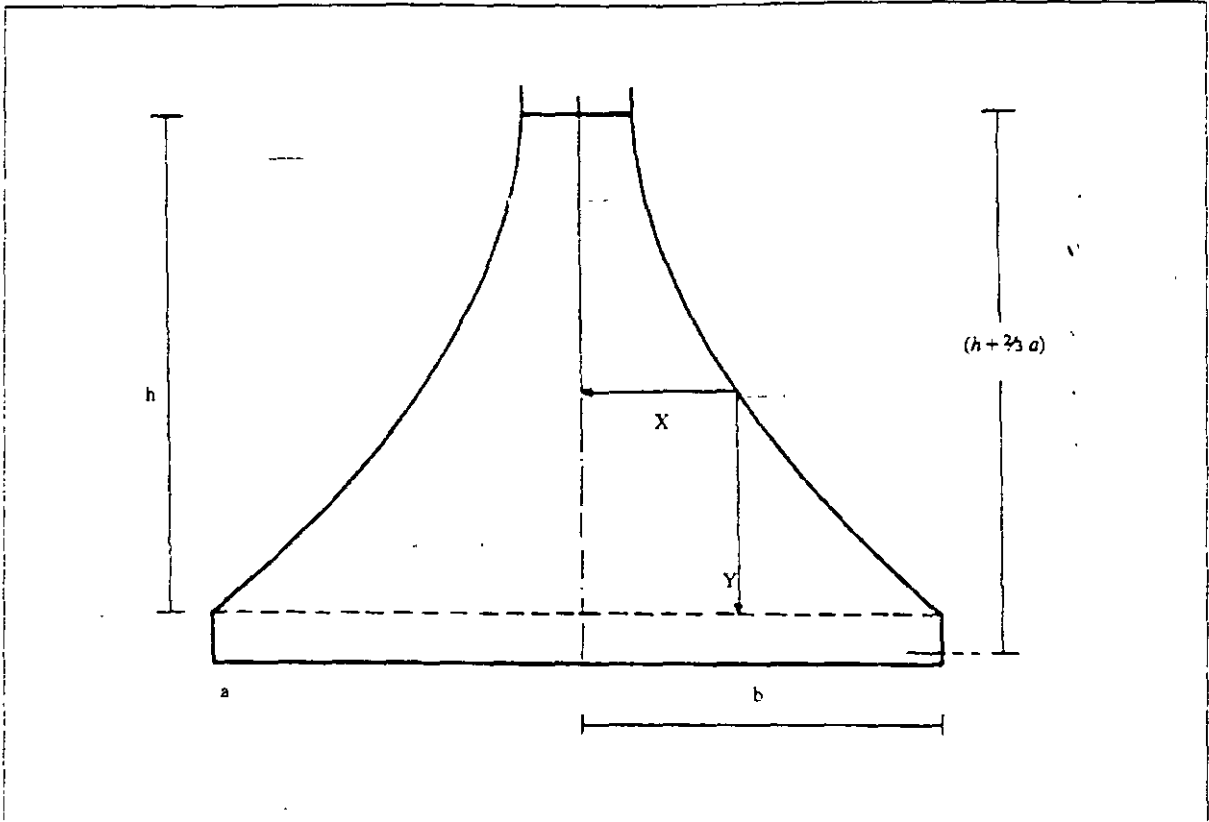


Figura .7: Vertedor proporcional.

Desarenadores aireados

Los tanques aireados como el que se muestra en la Figura .8 cuentan con dispositivos de aireación para provocar, mediante el control de la cantidad de aire inducido, que se mantenga en suspensión la materia orgánica y sedimenten las arenas. Estas unidades requieren de compresores de aire y equipo asociado, cuyas características y especificaciones son proporcionadas por los proveedores.

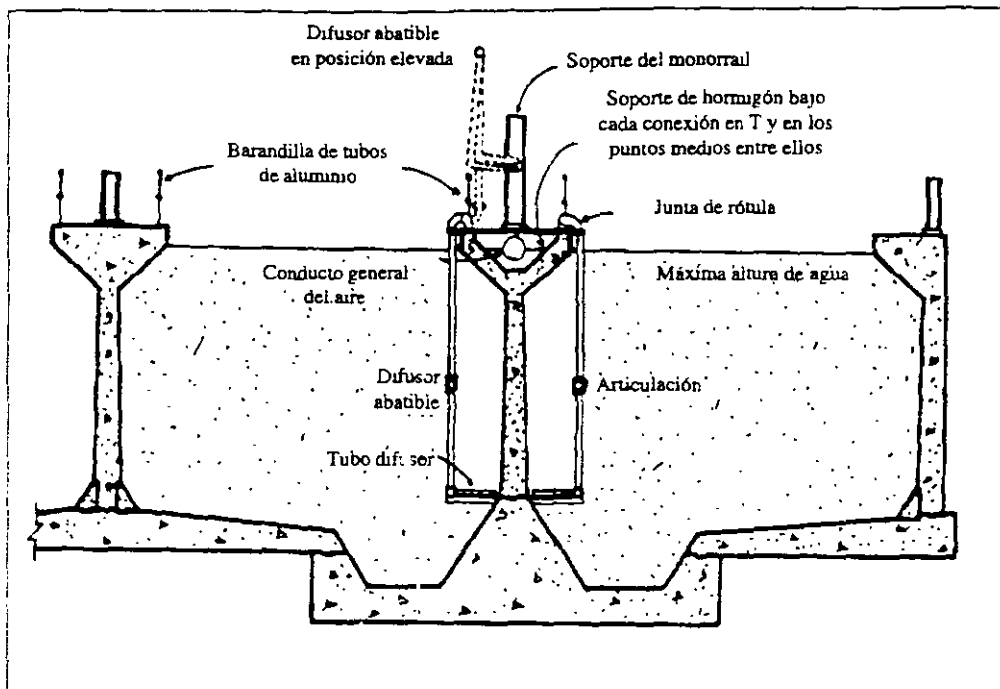


Fig. .8: Sección transversal de un desarenador aerado.

Están formados por tanques de sección transversal semejantes a la proporcionada para la circulación en espiral de los tanques de aeración de los lodos activados, teniendo un canal de 0.9 m de profundidad, con paredes laterales inclinadas que se encuentran a lo largo del depósito abajo de los difusores de aire, situados a 0.45-0.60 m sobre el fondo.

La velocidad de la rotación transversal o la agitación determina el tamaño de las partículas de peso específico que serán eliminadas. Si la velocidad es grande, la arena se saldrá del tanque y si es pequeña, la materia orgánica sedimentará junto con la arena. Por tales motivos, se debe ajustar la cantidad de aire para eliminar el 100% de arena lavada.

El agua residual se introduce transversalmente al tanque, siguiendo una trayectoria helicoidal, pasando 2 a 3 veces por el fondo.

La eliminación de la arena se hace en forma mecánica empleando cucharas de mordazas, transportadores de cadena de cangilones, transportadores de tornillo helicoidal, transportadores tubulares, bombas de chorro y elevadores de aire.

.2.4 Flotación

La tecnología convencional de los sistemas de flotación para la separación de aceites y sólidos en suspensión en agua fueron desarrollados originalmente por la industria del petróleo. Para tratar las aguas residuales de la industria del petróleo se emplean tres tipos de separadores: API, PPI y CPI.

La función principal de los separadores API (siglas de American Petroleum Institute) es separar el aceite libre del agua residual, pero como no es capaz de separar sustancias solubles ni de romper emulsiones, nunca debe emplearse en dichas funciones. Sin embargo, lo mismo que en cualquier otro equipo de sedimentación, a la vez que el aceite se separa, se decantan los sólidos en suspensión. El diseño de los

separadores agua-aceite se basa en la velocidad ascensorial de partículas esféricas de aceite de un diámetro de 0.015 cm. Para este tamaño de partículas el número de Reynolds es inferior a 0.5 y hay que aplicar la ley de Stokes. En la Figura .9 puede verse un diagrama de un separador tipo API.

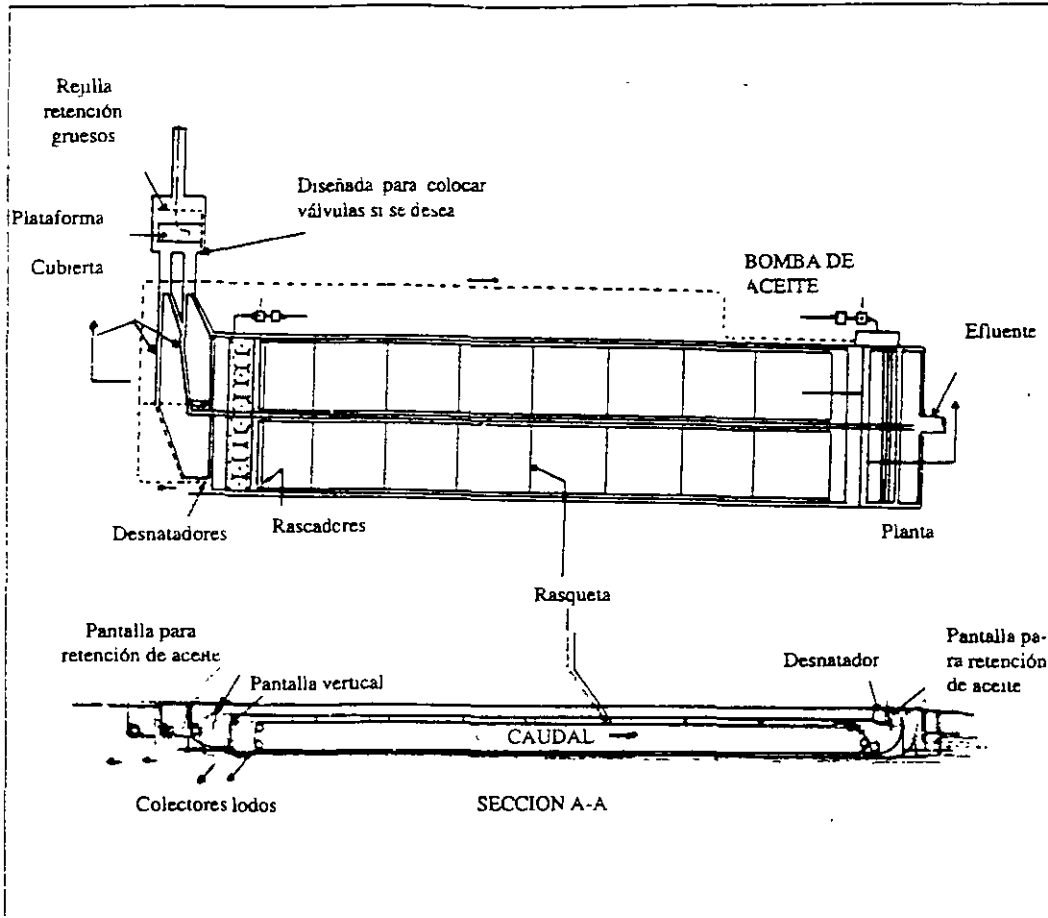


Fig. .9: Esquema de un separador API agua-aceite
(Manual on Disposal of Wastes-Volume on Liquid Wastes).

La tecnología avanzada ha mejorado el grado de depuración mediante separadores de agua-aceite más eficaces, PPI y CPI; y las unidades de flotación con aire.

En los separadores PPI (Parallel Plate Interceptor) las mejoras corresponden a la incorporación de placas paralelas inclinadas en los canales de un separador API convencional. De esta manera se consigue la separación de partículas de aceite menores de 150 μm , un rendimiento mayor, menos espacio y un costo menor que en el caso de un separador API. La Figura .10 es el esquema de un separador PPI.

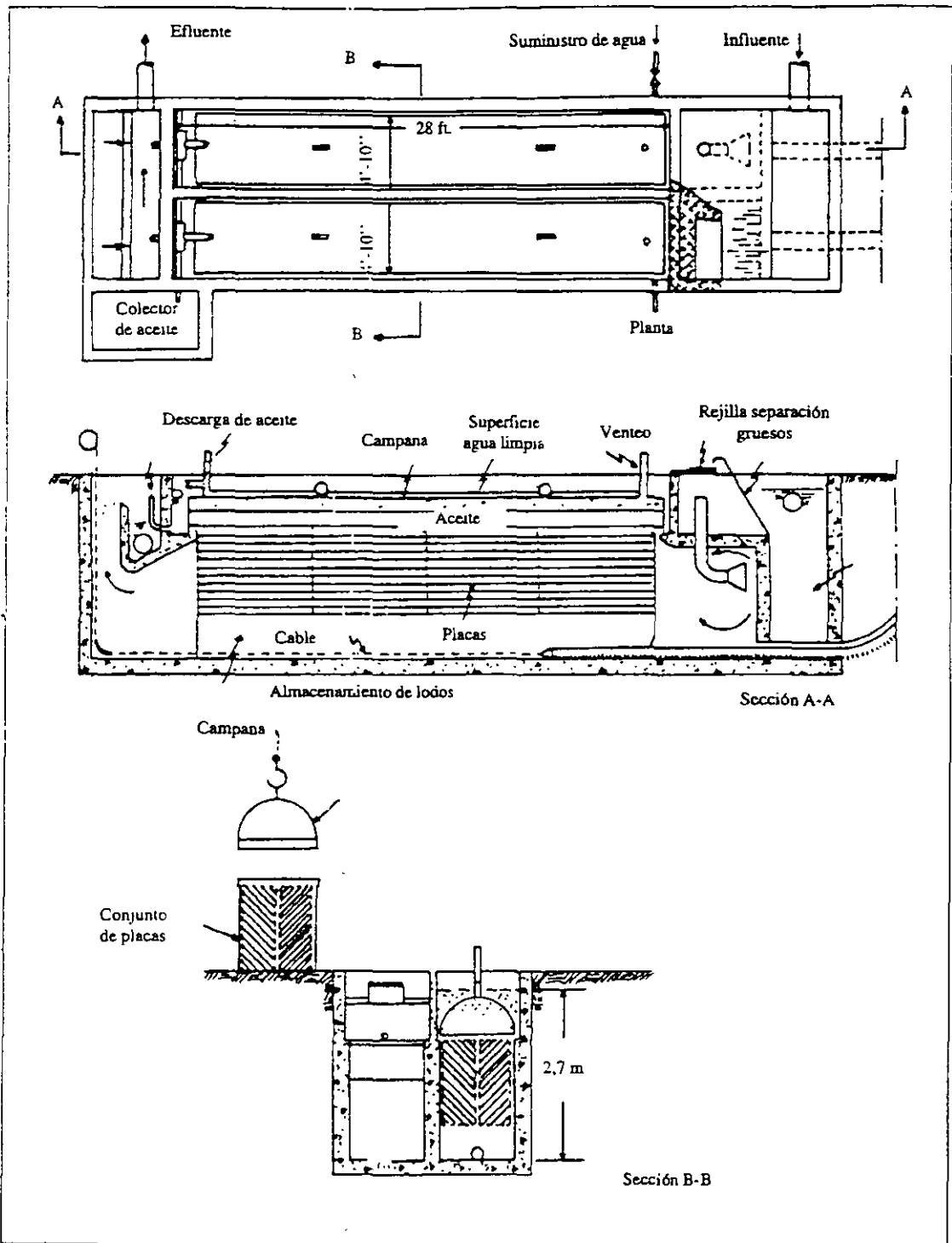


Figura .10: Esquema de un separador PPI

El separador CPI (Corrugated Plate Interceptor) representa un perfeccionamiento del PPI, emplea placas corrugadas con una inclinación de 45° con respecto a la horizontal en la dirección del flujo de agua residual. Además de las ventajas del PPI sobre el API, el CPI resulta más económico que el primero y los rendimientos en la separación de aceite son mayores.

Los sistemas de flotación con aire a presión permiten separar partículas sólidas o líquidas de baja densidad de la fase líquida (Fig. .11). La separación se logra introduciendo burbujas de un gas en la fase líquida (usualmente aire). La fase líquida se presuriza entre 2-4 atmósferas, en presencia de suficiente aire para lograr la saturación de aire en el agua. Entonces el líquido saturado de aire se despresuriza a la presión atmosférica mediante una válvula reductora de presión. Diminutas burbujas de aire se liberan de la solución debido a la despresurización. Los sólidos suspendidos o las partículas líquidas, como por ejemplo, de aceite, flotan por efecto de las diminutas burbujas de aire, ocasionando que se eleven hacia la superficie del tanque.

Los sólidos suspendidos concentrados se separan como natas de la superficie del tanque, por medios mecánicos. El licor clarificado se drena cerca del fondo y parte de él se puede recircular.

En el tratamiento de las aguas residuales, la flotación se emplea para los siguientes propósitos:

- 1) Separación de grasas, aceites, fibras y otros sólidos de baja densidad, de las aguas residuales.
- 2) Espesamiento de lodos de los procesos de lodos activados, y
- 3) espesamiento de lodos químicos floculados, que resultan del tratamiento de coagulación química.

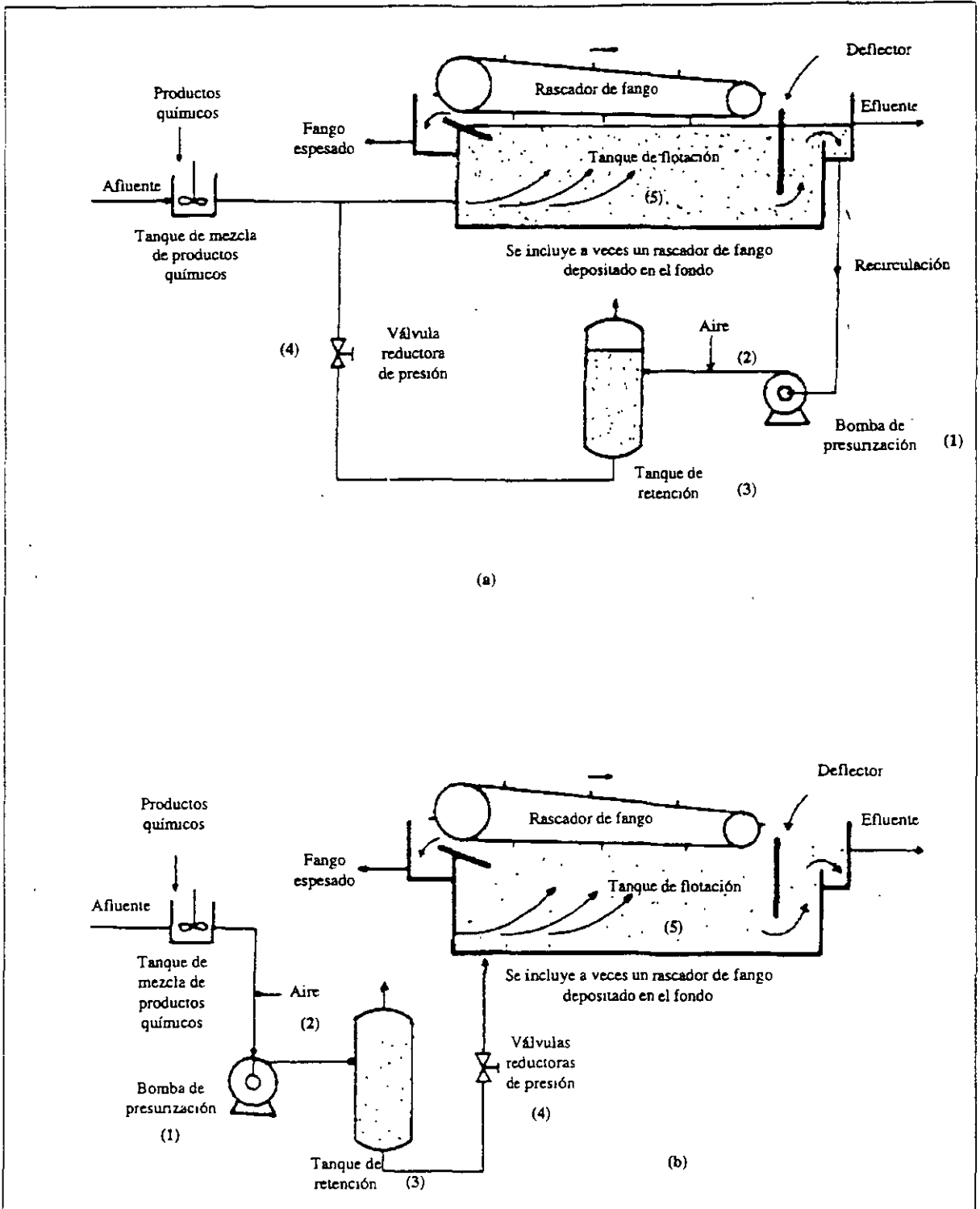


Figura .11 Esquema de tanques de flotación con aire (a) con recirculación, (b) sin recirculación.

2. TRATAMIENTO PRIMARIO

Uno de los puntos importantes en el tratamiento de las aguas residuales es disminuir el contenido de sólidos y lograr las condiciones adecuadas para el tratamiento secundario. Esto hace que los costos de construcción y operación de las plantas de tratamiento disminuyan considerablemente. Con estos fines se aplican los procesos de homogenización, neutralización y sedimentación.

La homogenización y la neutralización de las aguas residuales en el tratamiento primario permiten tener un tipo de aguas residuales homogéneas y con condiciones físico-químicas de pH, temperatura, carga orgánica, etc. adecuadas para los tratamientos posteriores.

En algunas industrias el tratamiento de las aguas residuales incluir tener estos procesos, como en el caso de industrias con diversos procesos de producción, los cuales generan diferentes tipos de aguas residuales, unos con más carga orgánica, otros con metales pesados, otros con pH elevado, o con pH ácido, etc., en tales casos, estos efluentes serían un problema para la planta de tratamiento. Para evitarlo es necesario efectuar una homogenización de la descarga general de la industria por medio de tanques homogenizadores, con los cuales se equilibra la carga de contaminantes para lograr un efluente uniforme y condiciones más adecuadas para la mejor eficiencia de los procesos de tratamiento.

Los tanques de homogenización también se aplican en el caso de aguas residuales con flujos discontinuos, es decir, cuando las industrias no laboran al mismo ritmo las 24 horas o los fines de semana, ocasionando variaciones importantes de flujos durante el día o los días no laborables.

En otros casos el problema son las descargas con condiciones de pH muy alcalino o bastante ácido, con lo que los tratamientos secundarios disminuirían su eficiencia, por lo cual es necesaria su neutralización antes de llegar a esos procesos.

Homogenización

La homogenización es una operación unitaria que tiene como finalidad uniformar el flujo, la carga de contaminantes y las condiciones físico-químicas (pH, temperatura, etc.) de las aguas residuales en la planta de tratamiento.

Esta operación se aplica cuando se tienen las siguientes situaciones:

- Para amortiguar variaciones de flujo de varias descargas, de manera que se tenga una corriente compuesta con un flujo relativamente constante en la planta de tratamiento.
- Cuando se tienen variaciones en la DBO de la descarga.
- Para propósitos de neutralización, incluyendo el mezclado de los desechos ácidos y alcalinos en el tanque.

La homogenización se realiza en tanques de retención, los cuales dependiendo de su tipo de operación se clasifican en: tanques de nivel constante y tanques de nivel variable.

Tanques de nivel constante.

En este caso el nivel del tanque, como se ilustra en la Fig 12 se mantiene constante. De tal manera que la variación en la tasa de flujo en el influente se ve reflejada en la variación del efluente. Por lo tanto esta técnica no se emplea para mantener un flujo homogéneo, es simplemente un método de neutralización. Si las variaciones de la tasa de flujo son demasiado grandes, el efluente del tanque de nivel constante necesitará pasar a otro tanque que tenga como objetivo homogenizar el flujo.

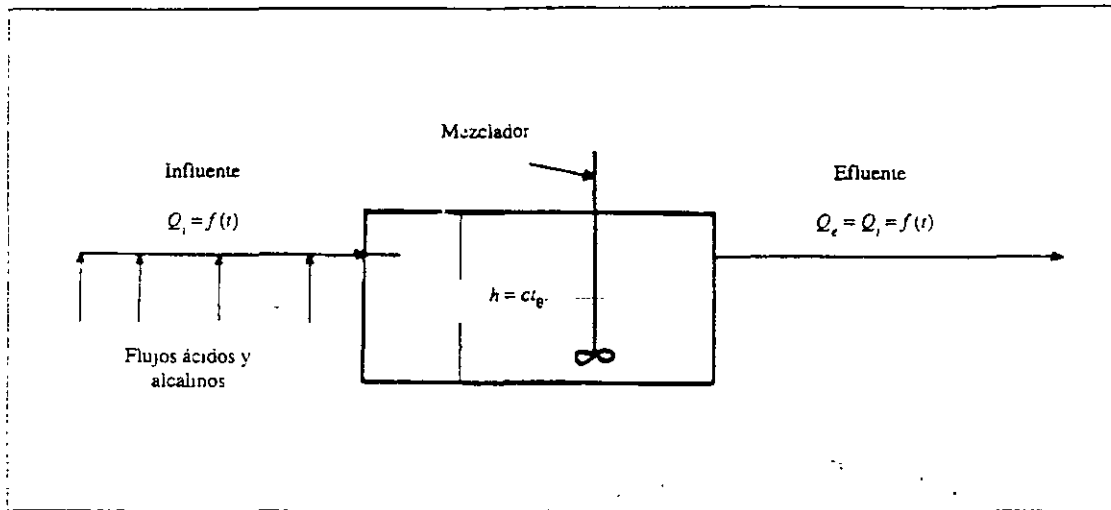


Figura 12 Tanque de nivel constante.

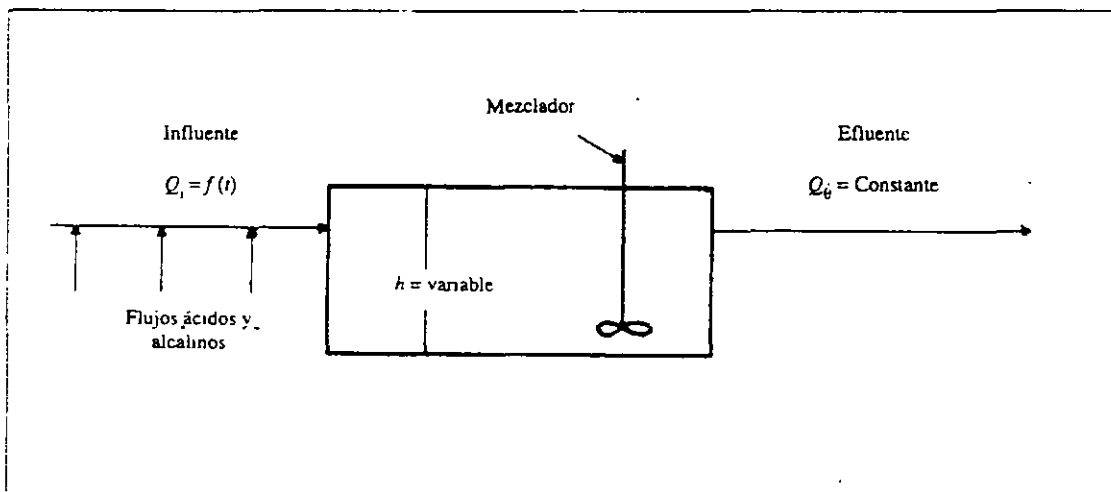


Figura 13 Tanque de nivel variable.

Tanque de nivel variable.

En este sistema de homogenización el efluente sale con una tasa constante, y puesto que el flujo de entrada es variable, el nivel del tanque es también variable. Este método es usado tanto para homogenización de flujo como para neutralización. En la Figura 13 se muestra un diagrama de este tipo de tanques.

Otros sistemas de homogenización consisten en derivar el exceso del influente a un tanque de retención del cual se pasa un flujo de alimentación al tanque de homogenización. Este método no se usa para neutralizar, únicamente se aplica para homogenizar la DBO ó la tasa de flujo. En la figura 14 se ilustra este sistema.

Los tanques de homogenización se emplean regularmente para: homogenización de flujo y de carga orgánica.

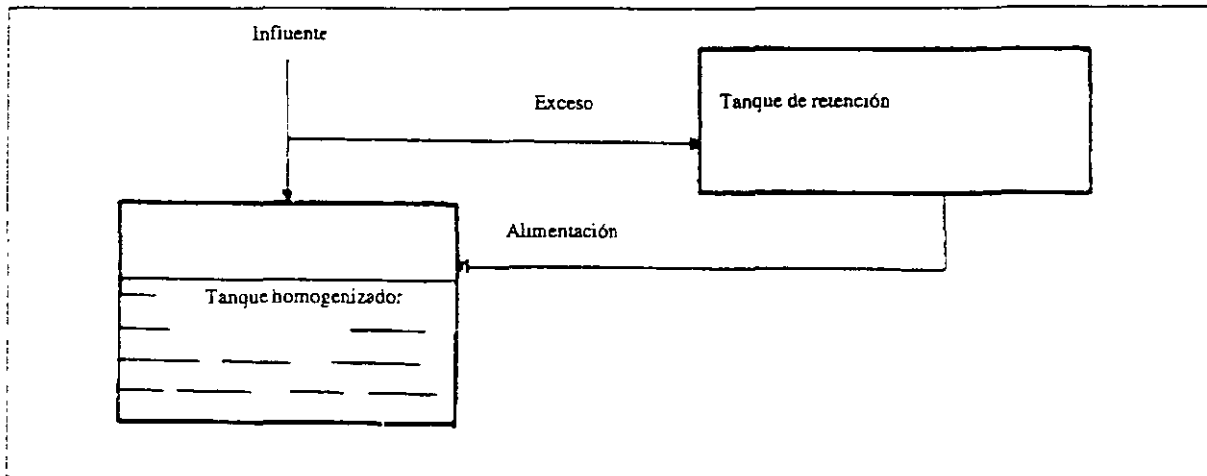


Fig. 14 Homogeneización con tanque de retención.

Procedimiento para tanques de nivel variable

La homogenización de flujo se puede realizar por medio de tanques de nivel variable.

El diseño de un tanque de nivel variable requiere de un estudio del flujo y volumen de las descargas a tratar.

El procedimiento para la obtención de los datos necesarios para el diseño de un tanque variable es el siguiente:

- 1) Determinar el flujo de las descargas, para conocer el patrón de flujo diario de las aguas residuales que se van a tratar.
- 2) Con los datos de flujo instantáneo se construye una gráfica de flujo instantáneo contra tiempo, (por un período de 24 horas) Figura 15
- 3) Determinar el volumen total diario agua residual que se va a tratar.
- 4) Calcular el flujo promedio en l/min.
- 5) hacer una gráfica del volumen acumulado contra el tiempo (de 0 a 24 h). Fig. 16, en esta gráfica la línea recta (a) que une el punto cero con el flujo máximo acumulado a las 24 h. representa la tasa constante del efluente homogéneo que sale del tanque (el volumen acumulado del efluente contra el tiempo). La curva (b) representa el flujo del influente acumulado en el tanque contra el tiempo. La curva (c) representa la diferencia entre los valores de la recta (a) y la curva (b).

La máxima diferencia positiva entre la recta (a) y la curva (b) representa el nivel mínimo que llegará a tener el tanque. Así mismo la máxima diferencia negativa entre (a) y (b) representa el nivel máximo de agua que llegará a tener el tanque. De esta manera se sabe cuales son los niveles máximos y mínimos del agua en el tanque y el tiempo en que se presentan cada uno.

El valor que corresponde a la curva (c) en el tiempo cero indica el volumen de agua que deberá tener el tanque al iniciar la operación (tiempo cero), de tal manera que en el momento más desfavorable el nivel más bajo que se tenga sea cero, pero nunca valores negativos

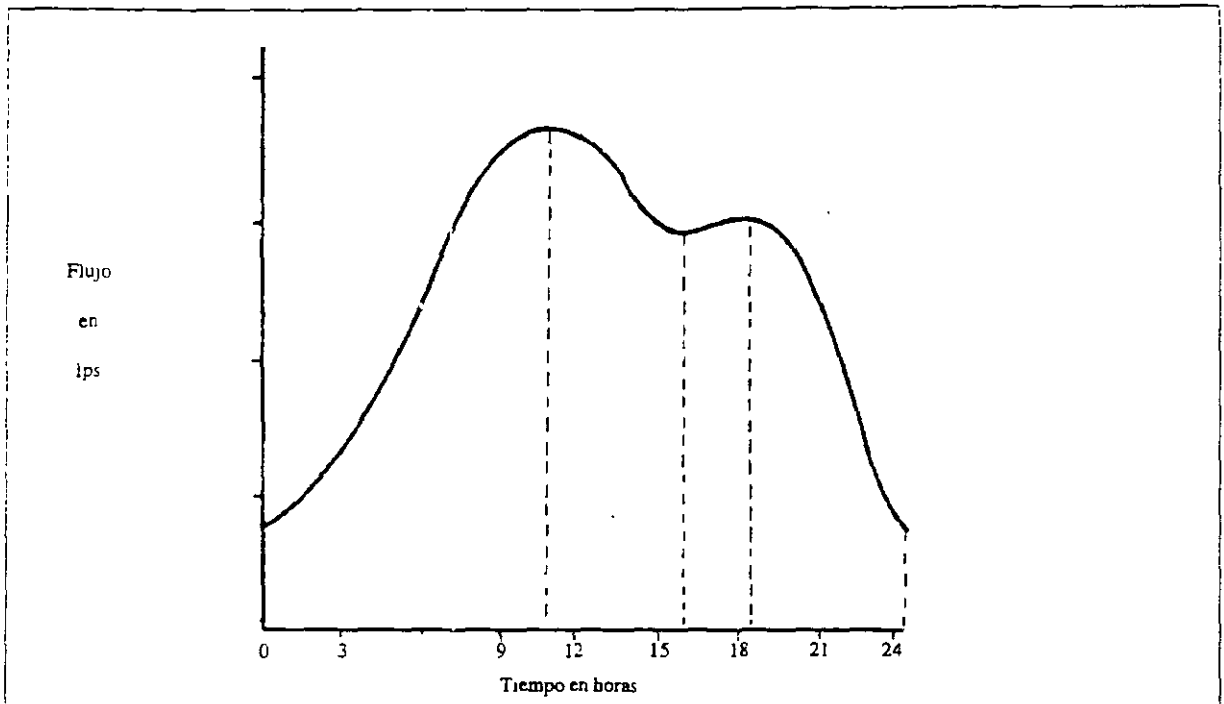


Figura 15 Variación diaria del gasto en la descarga de una industria.

El valor máximo de la curva (c) representa el volumen mínimo que deberá tener el tanque de almacenamiento. Este valor es equivalente a la suma de las diferencias máxima positiva y la máxima negativa entre el flujo acumulado del efluente (a) y el flujo acumulado del influente (b). En la práctica la capacidad del tanque debe incluir un volumen de seguridad (al menos 10% del volumen calculado) para evitar que su nivel llegue a cero.

. Neutralización

Las aguas residuales de un gran número de industrias son alcalinas ó ácidas, entre estas industrias destacan las de productos químicos, pulpa y papel, metalúrgicas, de galvanoplastia, textiles, hulera, carbón mineral, películas fotográficas, embotelladoras de refrescos, artículos de cuero y enlatadoras.

En este tipo de aguas residuales es importante efectuar una neutralización antes de pasar a los tratamientos secundarios de la planta de tratamiento, para lograr una mayor eficiencia de estos sistemas.

La neutralización en el tratamiento de las aguas residuales se aplica en los siguientes casos:

- Antes de descargar las aguas residuales a los cuerpos de agua receptorés, para evitar el deterioro de la vida acuática, ya que ésta es sensitiva a las variaciones de pH cercanas a 7 (6.5-7.0 y 7.0-8.5).

- Antes de descargar las aguas residuales industriales al drenaje municipal, puesto que resulta más económico neutralizarlas antes, que después neutralizar el efluente total combinado con las demás

residuales (domésticas e industriales). Generalmente se tienen especificaciones del pH que deben tener las descargas que van al drenaje municipal para evitar problemas en las plantas de tratamiento.

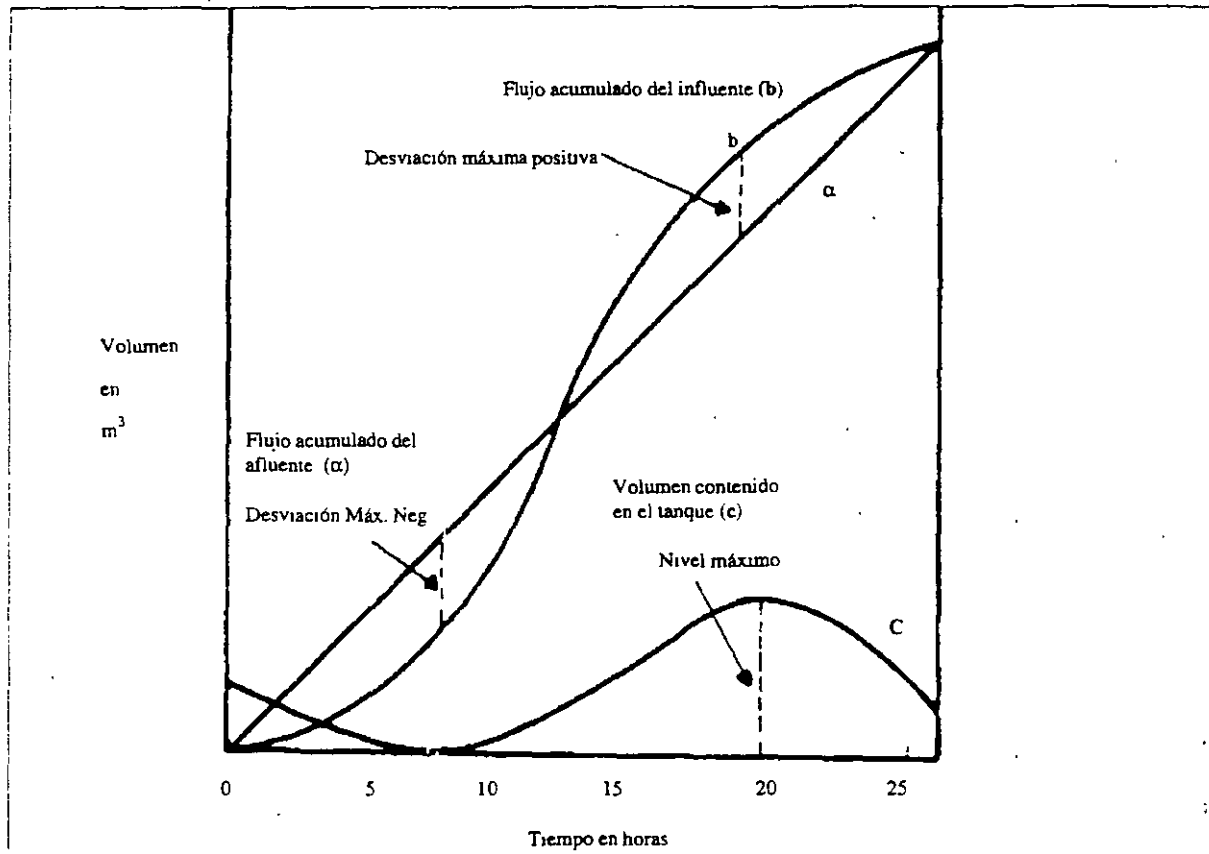


Figura 16: Variación del flujo acumulado.

– Antes de los tratamientos químicos o biológicos. En los tratamientos biológicos el pH se debe mantener en un rango de 6.5 a 8.5 para optimizar la actividad biológica. El proceso biológico en sí mismo proporciona una neutralización o una capacidad amortiguadora del pH como resultado de la producción de CO_2 , el cual forma carbonatos y bicarbonatos en solución. El grado de preneutralización necesario para los tratamientos biológicos depende de dos factores: La alcalinidad ó acidez presentes en el agua residual, y la DBO (mg/l) degradada en el tratamiento biológico.

Métodos de neutralización

Los métodos de neutralización de las aguas residuales más comunes son:

- Homogenización. Este método consiste en mezclar descargas ácidas con alcalinas que estén disponibles en la planta.
- Métodos directos para el control del pH. Se basan en la adición de ácidos o bases para neutralizar las descargas alcalinas o ácidas. En este tema se presentan los métodos directos de la neutralización.

Neutralización de aguas residuales ácidas.

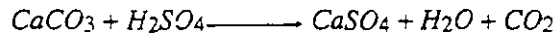
Los métodos más comunmente empleados para la neutralización de los desechos ácidos son:

- Lechos de piedra caliza.
- Lechada de cal.
- Uso de sosa cáustica (NaOH).
- Uso de carbonato de sodio (soda cáustica)

Lechos de piedra caliza.

Este es uno de los métodos de neutralización más antiguos (1943). El agua residual se pasa a través de lechos de piedra caliza, con flujo ascendente o descendente. La neutralización se efectúa por la reacción de la cal con el ácido, produciéndose una sal de calcio y bióxido de carbono, la reacción termina cuando a la piedra caliza se le agota la cal activa.

Cuando se trata de aguas residuales que contienen ácido sulfúrico, este debe estar en concentraciones menores de 0.6%, para poder ser neutralizadas por este método, debido a que la reacción de la cal en un exceso de ácido precipita el sulfato de calcio, el cual por su baja solubilidad, llega a cubrir la piedra inactivándola. Además, la alta producción de bióxido de carbono genera problemas de espuma. La reacción de neutralización del ácido sulfúrico con la piedra caliza es la siguiente:



Para este tipo de aguas residuales, se recomienda utilizar columnas de neutralización de flujo ascendente, las cuales ayudan a la remoción del sulfato de calcio formado y la expulsión del bióxido de carbono es mejor.

En los sistemas de neutralización de flujo descendente existen problemas para la expulsión del bióxido de carbono, ya que este se realiza en dirección opuesta al flujo, por esta razón la velocidad hidráulica máxima que se puede trabajar en estos sistemas es de 50 gal/h ft². En este tipo de sistema se puede utilizar recirculación del efluente. En la figura 17 se presenta el diagrama de un sistema de neutralización de flujo ascendente.

La disponibilidad de piedra caliza puede ser decisiva para emplear este método de neutralización, ésta se debe reemplazar cada cierto tiempo, que depende de la cantidad y calidad del agua residual. Cuando la descarga es extremadamente ácida, llega a formarse espuma, especialmente si contiene materia orgánica.

La presencia de metales como fierro y aluminio en el agua residual, reduce la efectividad de la piedra caliza por la precipitación de hidróxidos. Finalmente, si se aumenta la dilución del ácido en el agua residual, se necesita un mayor tiempo de residencia para la neutralización.

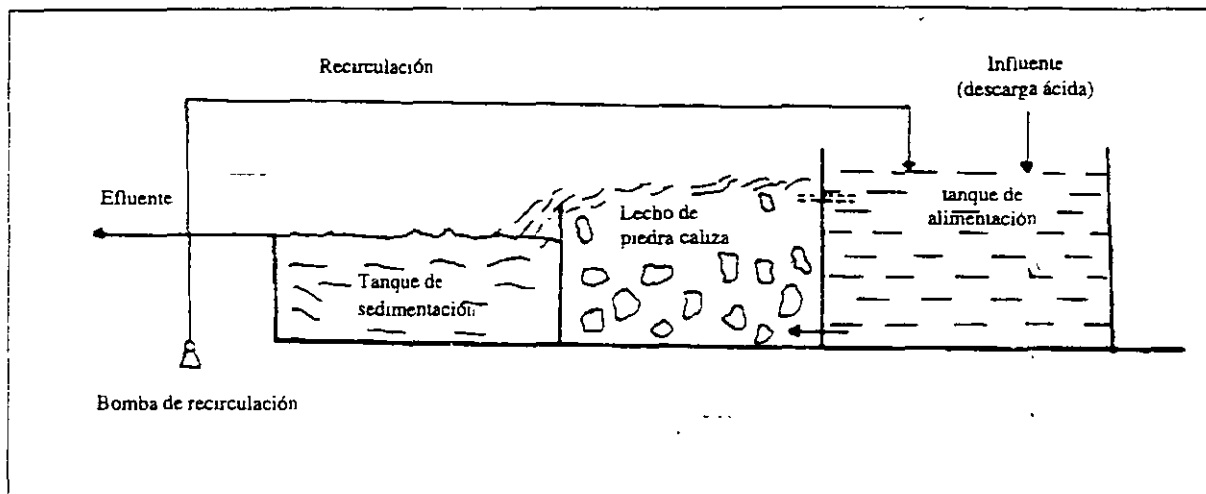
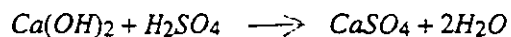


Fig. 17 Sistema de neutralización con piedra caliza y flujo ascendente.

Lechada de cal.

Es un método efectivo para la neutralización de los desechos ácidos, la lechada de cal es el reactivo más usado por su bajo costo. La reacción es similar a la que se tiene con lechos de piedra caliza. Normalmente se usa en tratamiento continuo, de modo que los productos de la reacción son arrastrados por el efluente. Los resultados son generalmente eficientes cuando el pH del agua residual es menor de 4.5; para desechos altamente ácidos es conveniente hacer la neutralización en dos etapas, la primera para elevar el pH al valor deseado en el efluente. Algunas veces será conveniente aplicar una tercera etapa.

La reacción de neutralización con lechada de cal es la siguiente:



El control automático del proceso no es simple, debido a que la relación entre el pH y la cantidad de lechada de cal añadida no es lineal, particularmente en la vecindad del punto de neutralización (pH = 7). Esto se aprecia mejor en una curva de neutralización de una muestra de agua residual como la de la Figura

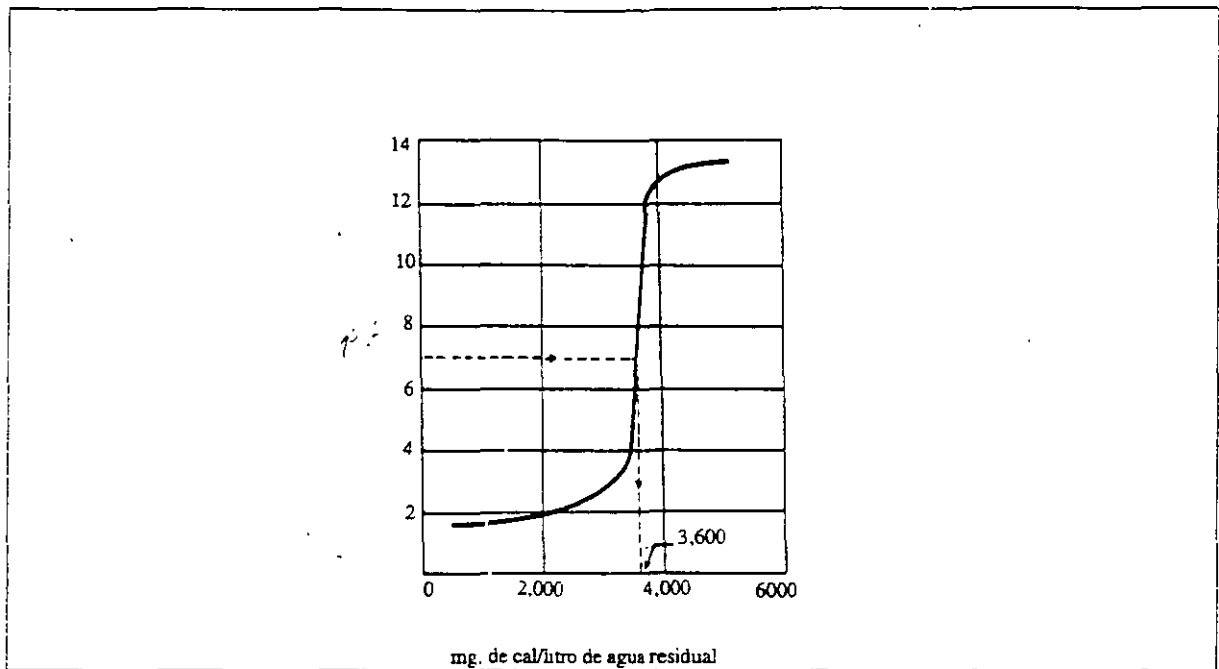


Fig. 18: Curva típica de neutralización de un agua residual industrial.

En la vecindad del punto de neutralización el pH es extremadamente sensible a pequeñas cantidades de cal, variando en una operación ordinaria de un sistema de lechada de cal con una tasa de velocidad de una unidad de pH por minuto. También la variación en el flujo de entrada complica la operación del proceso.

Hidróxido de sodio o sosa caustica.

El hidróxido de sodio (NaOH) y la sosa cáustica (Na₂CO₃) en soluciones concentradas, pueden ser utilizados para la neutralización de las aguas residuales ácidas, obteniéndose resultados rápidos pero con un mayor costo, en comparación con la piedra caliza o la cal.

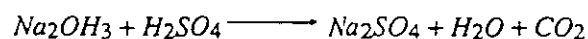
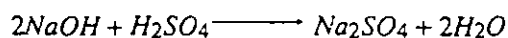
Las ventajas de este método son:

- Se requiere menor cantidad de reactivos que con los otros métodos ya que su poder de neutralización es mayor que la cal y la piedra caliza.

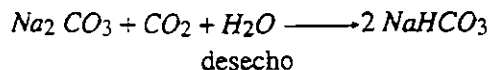
- Los productos de la reacción son solubles y no aumentan la dureza de las aguas que reciben el efluente.

Este método es adaptable a pequeños volúmenes con tratamiento intermitente (o batch). Para grandes volúmenes se requiere equipo especial, como tanques de almacenamiento especiales para los reactivos, con bombas de velocidad múltiple para la adición directa del alcali al flujo de los desechos ácidos.

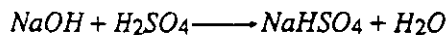
Las reacciones típicas de neutralización con estos reactivos son las siguientes:



Cuando se emplea hidróxido de sodio (NaOH) como neutralización para aguas residuales ácidas carbónicas y sulfúricas ocurren las siguientes reacciones:



La neutralización de desechos con ácido sulfúrico usando hidróxido de sodio da lugar a las siguientes reacciones:



En estas dos últimas reacciones los productos finales dependen del pH final deseado, por ejemplo, en un tratamiento con un pH final de 6.0 se forma NaHSO_4 y con un pH final de 8.0 se tiene Na_2SO_4 .

El método de neutralización con amoníaco es menos empleado y no se comenta en este trabajo.

Factor de basicidad.

El factor de basicidad es un dato importante para elegir un agente neutralizante. Hook proporciona un método para calcular este factor y un nomograma para calcular la cantidad de reactivo necesario por volúmenes de agua residual a tratar. El método consiste en determinar el valor ácido titulando 5 ml de muestra de ácido sulfúrico del desecho con un exceso de NaOH 0.5 N y titulando HCl 0.5 N hasta el punto de la fenolftaleína.

El factor de basicidad de la cal (agente neutralizante) se determina titulando 1 g de muestra de agente alcalino con un exceso de HCl 0.5 N, hirviendo la muestra por 15 min y titulando con NaOH 0.5 N a la fenolftaleína.

El valor ácido (línea B) y el factor de basicidad (línea A) se conectan en el nomograma de la figura 19 para encontrar la cantidad de agente alcalino necesario por volumen de desecho ácido.

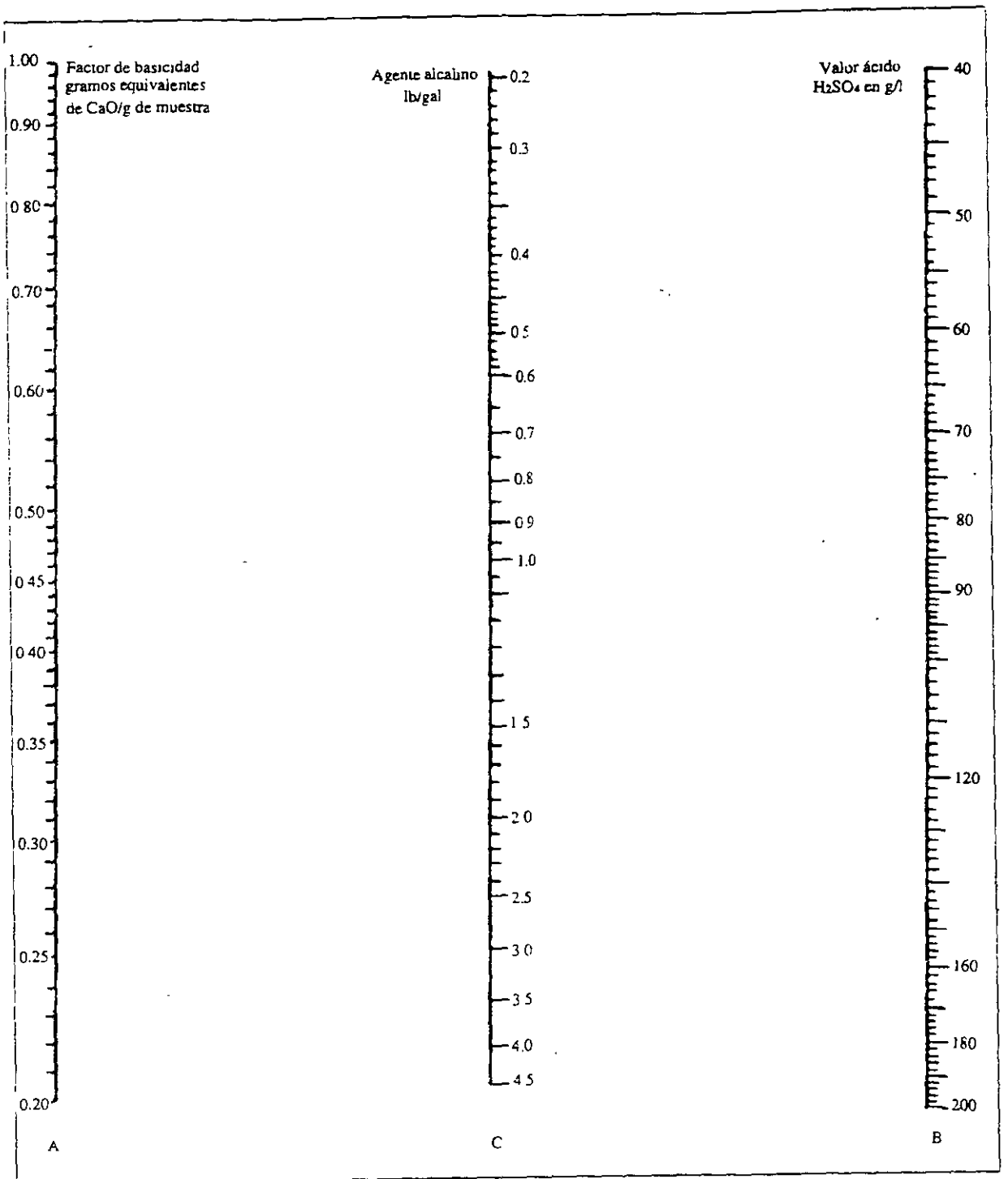


Fig. 19. Nomograma para determinar la cantidad de agente alcalino en la neutralización de desechos ácidos.
Fuente: Liquid Waste of Industry. Nemerov, N.L.

Neutralización de aguas residuales alcalinas.

En principio, cualquier ácido fuerte puede usarse para neutralizar las aguas residuales alcalinas, únicamente las consideraciones de costo pueden limitar la elección entre el H_2SO_4 (de uso común) y el HCl . Las reacciones son casi instantáneas, y el procedimiento para determinar la dosis necesaria de reactivo es similar a la neutralización de descargas ácidas, graficando curvas de neutralización.

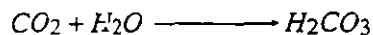
También se pueden usar los gases de combustión que contengan más del 14% de CO_2 para neutralizar las aguas residuales alcalinas. Al burbujear el CO_2 en las aguas residuales forma ácido carbónico, el cual reacciona con la base. La reacción es lenta pero suficiente cuando no se desea ajustar el pH cercano a 7 u 8. El equipo necesario para utilizar los gases de combustión como neutralizantes, generalmente consiste de un soplador en la chimenea, una línea para transportar los gases hasta el sitio de tratamiento, un filtro para remover los gases, el azufre y las partículas de carbón no quemadas, y un difusor de gas para burbujear el gas en el agua residual.

También si el CO_2 proviene de los gases de combustión de diesel, será necesario filtrar los gases para eliminar azufre y partículas, aplicándose posteriormente al agua mediante difusores. Si las aguas residuales tienen altos contenidos de azufre, puede formarse ácido sulfhídrico, que debe controlarse para evitar problemas de olores desagradables.

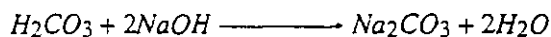
El CO_2 también se puede obtener comercialmente, con algunas ventajas sobre el CO_2 de los gases de combustión, sobre todo en lo que se refiere a la pureza y sencillez para su aplicación. Por otro lado, tiene la desventaja de su alto costo, sobre todo cuando se tienen grandes volúmenes de agua residual.

Otra posibilidad para neutralizar pequeños volúmenes de agua es aprovechar el CO_2 de la atmósfera; para esto se construyen pequeñas lagunas de retención en las que el agua residual puede permanecer el tiempo necesario para que ocurra la reacción de neutralización.

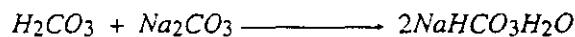
Las reacciones de neutralización con CO_2 son las siguientes:



gas de combustión + agua residual \longrightarrow ácido carbónico



ácido carbónico + desecho cáustico del agua \longrightarrow soda cáustica



exceso de ácido carbónico + soda cáustica en el desecho \longrightarrow bicarbonato de sodio en el desecho

Sedimentación

La sedimentación es la separación de partículas suspendidas más pesadas que el agua, mediante la acción de la gravedad. El proceso de sedimentación se basa en la diferencia de gravedad específica entre el material sedimentable y el agua, por consiguiente, cualquier factor que afecte tal característica afectará la velocidad de sedimentación.

Cuando en una agua residual los sólidos (suspendidos y sedimentados) se separan mediante la acción de la gravedad y la agregación natural de las partículas, la operación recibe el nombre de "sedimentación simple". Si se agregan productos químicos o de otra naturaleza para provocar o favorecer la agregación y asentamiento de la materia finamente dividida y sustancias coloidales, la operación recibe el nombre de "coagulación". En el caso de agregar productos químicos para separar de la solución las impurezas disueltas, la operación se describe como "precipitación química".

La sedimentación puede efectuarse por cuatro mecanismos principales, de acuerdo a la concentración de sólidos y su tendencia a interactuar entre sí:

a) Sedimentación de partículas discretas.

Este mecanismo se presenta en una suspensión con baja concentración de sólidos. Las partículas sedimentan como entidades individuales y hay interacción significativa entre ellas.

b) Sedimentación de partículas floculantes.

En este caso las partículas coalescen o floculan durante la operación de sedimentación. Al coalescer, las partículas aumentan su masa y su tasa de sedimentación.

c) Sedimentación zonal.

Este tipo de sedimentación ocurre en suspensiones de concentración intermedia, donde las fuerzas entre las partículas son suficientes para unir la sedimentación de partículas vecinas. Las partículas tienden a permanecer en posiciones fijas entre sí y la masa de partículas sedimenta como una unidad.

d) Sedimentación por compresión.

Este mecanismo de sedimentación ocurre cuando las partículas están en tal concentración, que se forma una estructura y la sedimentación ocurre únicamente por compresión de la estructura. La compresión tiene lugar debido al peso de las partículas, el cual aumenta constantemente por la sedimentación del licor sobrenadante. Este tipo de sedimentación ocurre usualmente en las capas bajas de los lodos sedimentados.

La sedimentación debe ser considerada en el tratamiento de los residuos industriales sólo cuando éstos están combinados con descargas domésticas, o contienen un alto porcentaje de sólidos suspendidos sedimentables, como en el caso de los residuos de industrias de papel, envasado de alimentos, lavado de cartón, etc.

La sedimentación se realiza en tanques de diversas formas y diseños, los cuales de acuerdo a su diseño y operación se pueden clasificar en:

- Tanques sépticos.
- Tanques de dos pisos (tipo Imhoff).
- Tanques de sedimentación simple con eliminación mecánica de lodos.
- Clarificadores secundarios con eliminación mecánica de lodos.

Los tanques sépticos y los tanques de dos pisos (tipo Imhoff) son utilizados como tratamiento único de las aguas residuales municipales, en los cuales los sólidos (suspendidos y sedimentables) se sedimentan y son degradados en el mismo sistema por vía biológica.

- Los tanques de sedimentación simple son los que comúnmente se conocen como sedimentadores primarios o clarificadores primarios, los cuales son utilizados en el tratamiento primario de las aguas residuales.

Los clarificadores secundarios son sistemas utilizados en el tratamiento secundario químico para la eliminación de los flóculos formados.

. Tanques de sedimentación primaria

La sedimentación se lleva a cabo en tanques de forma rectangular o circular, con dispositivos mecánicos de recolección y extracción de lodos.

La eficiencia de los tanques de sedimentación depende en general de los siguientes factores:

- Características de los efluentes.
- Tamaño de partículas.
- Temperatura.
- Velocidad de sedimentación.
- Densidad de partículas.
- Fluctuaciones de flujo.
- Pretratamiento.
- Área superficial del tanque.
- Coeficiente de rebosamiento.
- Tiempo de retención.
- Profundidad del tanque.
- Dispositivos de entrada y salida.
- Efecto de pared.
- Número de mamparas.
- Remoción de lodos.
- Operaciones de limpieza.
- Velocidad del viento.

Son dos los tipos de sedimentadores generalmente usados en las plantas de tratamiento: rectangulares y circulares.

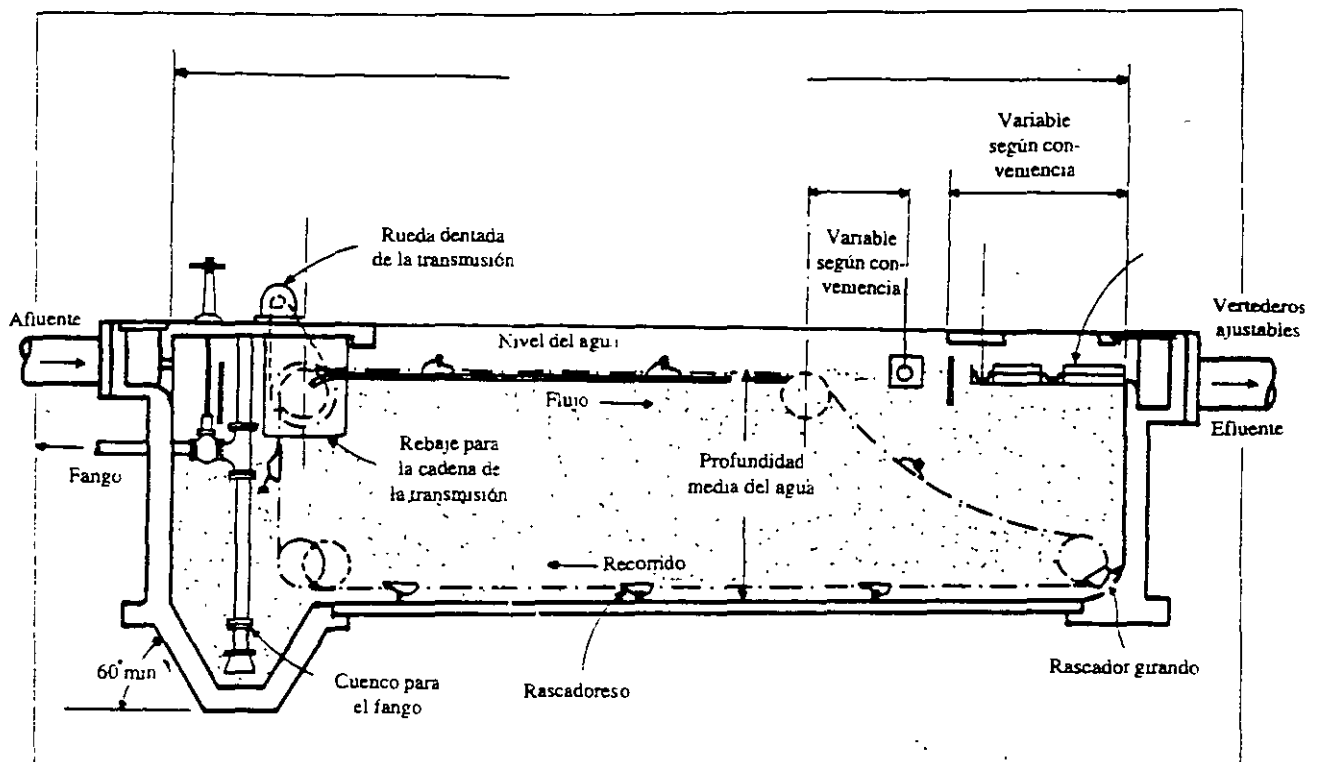


Figura 20 Tanque de sedimentación primaria rectangular (Link-Belt).

Sedimentadores rectangulares

Los sedimentadores de este tipo están constituidos por tanques de forma rectangular como el que se muestra en la Figura 20 los cuales tienen las siguientes dimensiones:

- Ancho. Los sedimentadores rectangulares generalmente tienen anchos entre 1.5 y 6 m. Los anchos mayores a 6 m, presentan problemas para mecanismos de remoción de lodos.
- Longitud. El sedimentador rectangular eficiente, debe tener una longitud proporcional a su ancho. Tal relación debe ser tan pequeña como sea posible, se recomienda una relación de 1:3 a 1:5.
- Profundidad. La profundidad no debe ser mayor de 3 m. Se considera que los sedimentadores con equipo mecánico para remoción de sedimentos, deben tener una profundidad mínima de 2.1 m.

En los sedimentadores rectangulares es importante diseñar adecuadamente los dispositivos de entrada y salida al tanque, para lograr un mínimo de turbulencia y la distribución uniforme del flujo.

Dispositivos de entrada y salida al sedimentador

Estos dispositivos generalmente están constituidos por:

- Tubos de entrada. Estos tubos están distribuidos uniformemente espaciados en el tanque, con codos hacia arriba o descargando horizontalmente contra un deflector.
- Deflectores perforados.
- Esgurrimiento sumergido.
- Canal con orificios uniformemente espaciados.
- Vertedor de demasías. Es un dispositivos de salida, generalmente constituido por vertedores triangulares tipo "v" de dientes de sierra, los cuales vierten a un canal que conduce al agua hacia el punto de descarga. La carga sobre el vertedor, deberá restringirse a $185 \text{ m}^3/\text{día m lineal}$, para prever flujos excesivos.

En la mayoría de los casos, después de los dispositivos de entrada y salida se colocan mamparas, en los primeros para prevenir los circuitos cortos y distribuir el flujo lateral y verticalmente, y en los segundos para la retención de natas.

Las mamparas se instalan aproximadamente de 0.6 a 0.9 m al frente de la entrada, sumergidas de 0.45 a 0.6 m, con el borde a 0.05 m bajo la superficie del agua, para permitir que las natas pasen sobre ellas.

Las mamparas de retención de natas, se extienden de 15 a 30 cm bajo la superficie del agua.

Otro factor importante en los sedimentadores es el tiempo de retención, el cual para los sedimentadores rectangulares debe ser de 60 a 180 minutos.

Sedimentadores circulares

Los sedimentadores de este tipo están formados por tanques circulares (Fig. 21) con las siguientes dimensiones:

– Diámetro. Se debe limitar a diámetros entre 3.6 – 60 m siendo valores típicos 12 a 45 m.

– Profundidad. Se recomienda que sea mínimo de 2.1 m. Otros autores mencionan un rango de 3 a 5 m.

Los sedimentadores circulares de acuerdo a su alimentación pueden ser de dos tipos:

Sedimentadores de alimentación central.

En este tipo, la alimentación se realiza por medio de un tubo horizontal sumergido desde la pared al centro del tanque, o por un sifón invertido localizado bajo el piso del tanque. Las mamparas de entrada deberán tener diámetros del 10 al 20% del diámetro del tanque y se deberán extender de 0.9 a 1.8 m bajo la superficie del agua.

En la salida del tanque, regularmente se instalan vertedores triangulares en la periferia del tanque, en la parte de enfrente de estos se colocan mamparas con el objeto de retener la nata flotante. Estas mamparas se extienden de 20 a 30 cm bajo la superficie del agua.

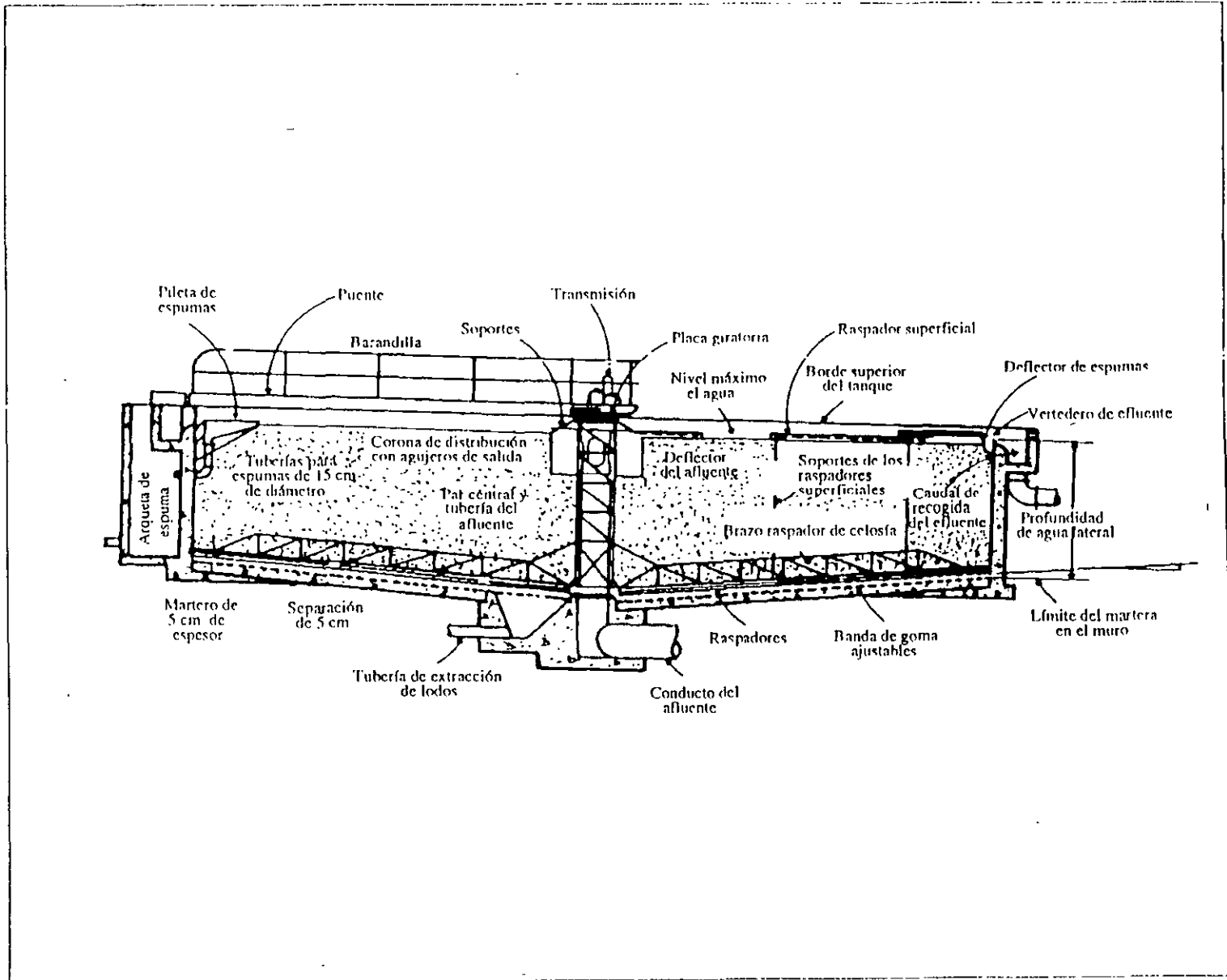
Sedimentación de alimentación periférica.

En este tipo de sedimentadores las aguas residuales se introducen alrededor de su borde exterior. Las mamparas se extienden a 1 ó 2 m bajo la superficie del agua, para impedir circuitos cortos.

La salida del sedimentador está localizada en el centro, estando constituida por un canal circular que conduce las aguas a un punto de descarga.

El tiempo de retención recomendado para este tipo de sedimentadores es de mínimo 1.5 horas.

Fig. 21: Tanque circular de sedimentación primaria (de Inflico).



Diseño de sedimentadores

En general, cuando se trata de hacer el diseño de un sedimentador para una descarga de aguas residuales de características particulares, como son los desechos industriales, se deben hacer pruebas de sedimentación en columna, para obtener los datos de diseño. Dichas pruebas proporcionan los datos del perfil de sedimentación donde se relacionan la profundidad, el tiempo de retención y la eficiencia en la remoción de los sólidos sedimentables, de esta información se calcula la relación entre la carga superficial y el % de remoción de sólidos sedimentables, para el tiempo de retención y la profundidad deseados.

El porcentaje de remoción de sólidos suspendidos esta en función de la carga superficial, la cual se expresa como caudal medio diario de aguas residuales dividido entre el área superficial del sedimentador:

$$q_s = Q_m / A_s$$

donde: q_s = carga superficial, $m^3/día m^2$

Q_m =caudal medio, $m^3/día$

A_s = área superficial, m^2

Se recomienda que la carga superficial no exceda de $24 m^3/día m^2$ para flujos menores de $4000 m^3/día$ y para flujos mayores no exceda de $32 m^3/día m^2$.

Otro factor de diseño importante es el tiempo de retención, el cual se proyecta de 90 a 150 minutos, para caudales medios de agua residual, dependiendo del tipo de agua que se trate y las pruebas de laboratorio previas al diseño.

En el caso de los sedimentadores primarios que sean usados antes de un tratamiento secundario biológico, podrán ser diseñados con tiempos de retención menores (30-60 minutos) y cargas de superficie mayores de las usadas comunmente en los tanques de sedimentación que son utilizados como único tratamiento.

Ejemplo de una prueba de sedimentación.

El siguiente es un ejemplo típico de una prueba de sedimentación en columna, para ésto se requiere de una columna como la que se muestra en la Figura 22 con una altura de 8 pies (2.40 m), y puertos de muestreo a los 2, 4 y 6 pies.

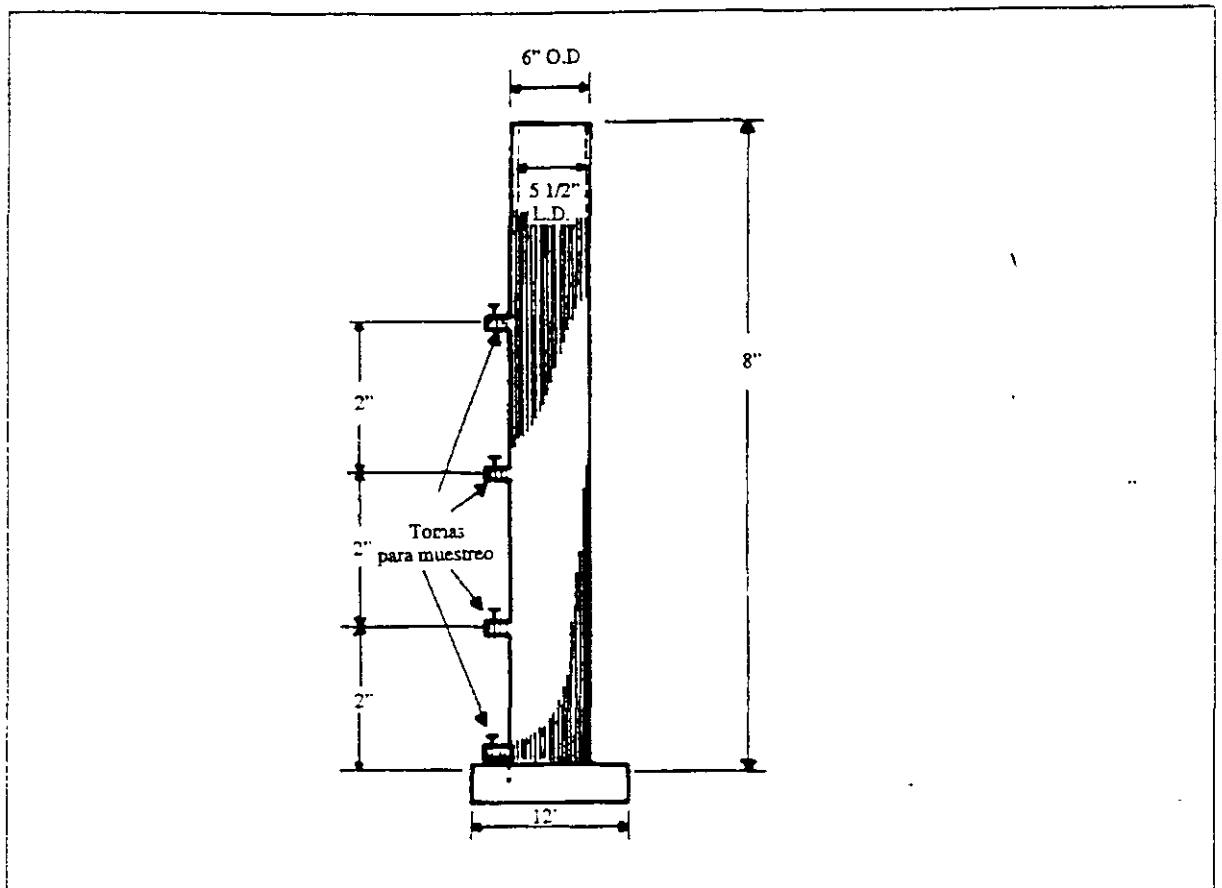


Figura . 22: Columna de sedimentación.

El procedimiento que se sigue consiste en:

1) Llenar la columna con agua residual manteniendo una concentración uniforme de sólidos suspendidos a lo largo de la columna al inicio de la prueba.

2) A tiempos predeterminados se toman muestras de cada puerto y se miden las concentraciones de sólidos suspendidos totales (SST).

3) Se calcula el porciento de sólidos suspendidos en cada muestra (SST), con respecto a la concentración inicial SST₀.

Fracción de sólidos remanentes en suspensión para cada muestra:
muestra:

$$x = SST / SST_0$$

en porciento:

$$y = SST/SST_0 (100)$$

Fracción de sólidos removida:

$$1 - x$$

en porciento:

$$z = 100 - y$$

Los datos de porcentajes de remoción calculados en el laboratorio se muestran en la Tabla .3.

Tabla 3
Porcentajes de remoción

Tiempo (min)	Profundidad de muestreo en la columna (pies)		
	2	4	6
5	41	19	15
10	55	33	31
20	60	45	38
40	67	58	54
60	72	62	59
90	73	70	63
120	76	74	71

4) Los datos de porcentajes de remoción de la Tabla 3 se grafican para construir el perfil de sedimentación que se muestra en la Figura 23. En esta figura se tienen los porcentajes de sedimentación con respecto a la profundidad de la columna y al tiempo de retención.

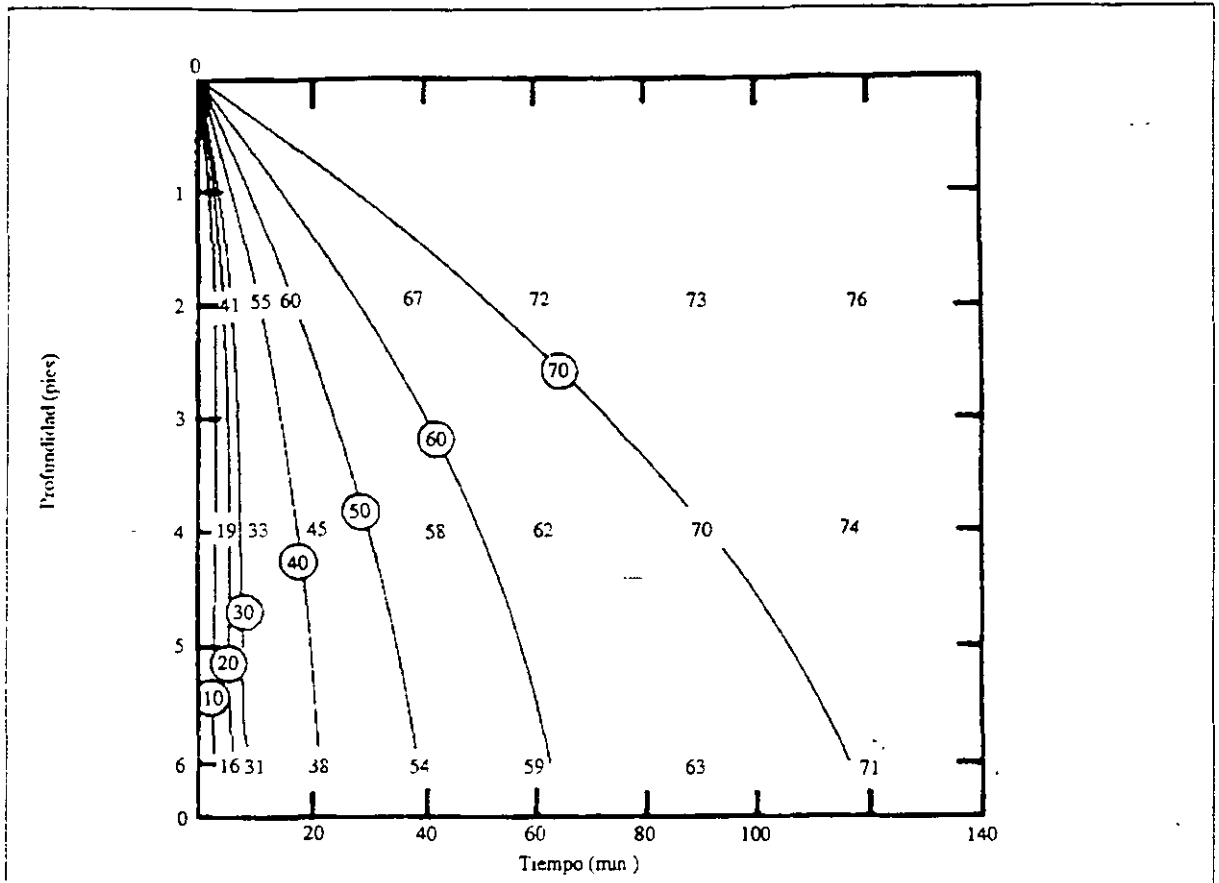


Figura .23: Perfil de sedimentación.

En las ordenadas se indica la profundidad desde el nivel del agua hasta el fondo de la coluna, de cero a 6 pies. En las abcisas se indica el tiempo en minutos desde el inicio de la prueba en que se toma la muestra para la determinación de la concentración inicial de sólidos SSTo. Los datos de la Tabla se indican en la gráfica, haciendo corresponder los valores de % de SST removidos para cada una de las profundidades a los diferentes tiempos. A partir de estos valores se dibujan las líneas de % de remoción.

5) A partir de la figura 23 se puede elegir una profundidad para el tanque de sedimentación y continuar con los cálculos de la siguiente manera.

Para una profundidad de 6 pies.

Se calculan la velocidad de sedimentación, el % de remoción y la carga superficial para cada tiempo.

Por ejemplo, para 23 minutos y 6 pies de profundidad, la velocidad de sedimentación V_s es igual a:

$$V_s = H / t$$

donde H es la profundidad a la cual se tomó la muestra y t es el tiempo en que fue tomada.

$$V_s = (6 \text{ pies}) (60 \text{ min}) / (23 \text{ min}) \text{ hora} = 15.6 \text{ pies / hora}$$

El porcentaje total de remoción de sólidos para 23 min y 6 pies, se calcula tomando el % de remoción a la profundidad de 6 pies y se suman los porcentajes que corresponden a intervalos de 10 hasta llegar a la profundidad cero. Así se tiene:

Porcentaje de remoción de sólidos:	
100 % de remoción del 40 %	40%
1er. intervalo 4.2/6 (10)	7.0
2o. intervalo 2.3/5 (10)	3.8
3er. intervalo 1.3/6 (10)	2.3
4o. intervalo 0.5/6 (10)	0.9
Remoción total para 23 min.-	54.0%

La carga superficial CS en galones por día por pie cuadrado se calcula a partir de la velocidad de sedimentación V_s

$$\text{Siendo: } CS = V_s [\text{pies/h} \times 24 \text{ h} / \text{día} \times 7.48 \text{ gal} / \text{pie}^3]$$

$$CS = 179.5 V_s$$

Para 23 minutos tenemos:

$$V_s = 15.6 \text{ pie/h}$$

$$CS = 179.5 \times 15.6$$

$$CS = 2800 \text{ gal/día/pie}^2$$

De esta manera se calculan los valores correspondientes a cada tiempo, obteniendo los resultados que se muestran en la Tabla 4

Tabla 4

Tiempo (min)	V_s (pie/h)	% remoción de SS	CS (gdp/pie ²)
5	72.0	33	12.950
7	51.5	34	9.300
9	40.0	39	7.200
23	15.6	54	2.800
38	9.5	62	1,710
63	5.7	69	1,025
116	3.1	72	560

6) Con los resultados de la Tabla .4 se grafican los valores de % de remoción contra carga superficial como se muestra en la Figura . 24 Asimismo se grafican el % de remoción de sólidos suspendidos contra el tiempo de sedimentación como se muestra en la figura .25

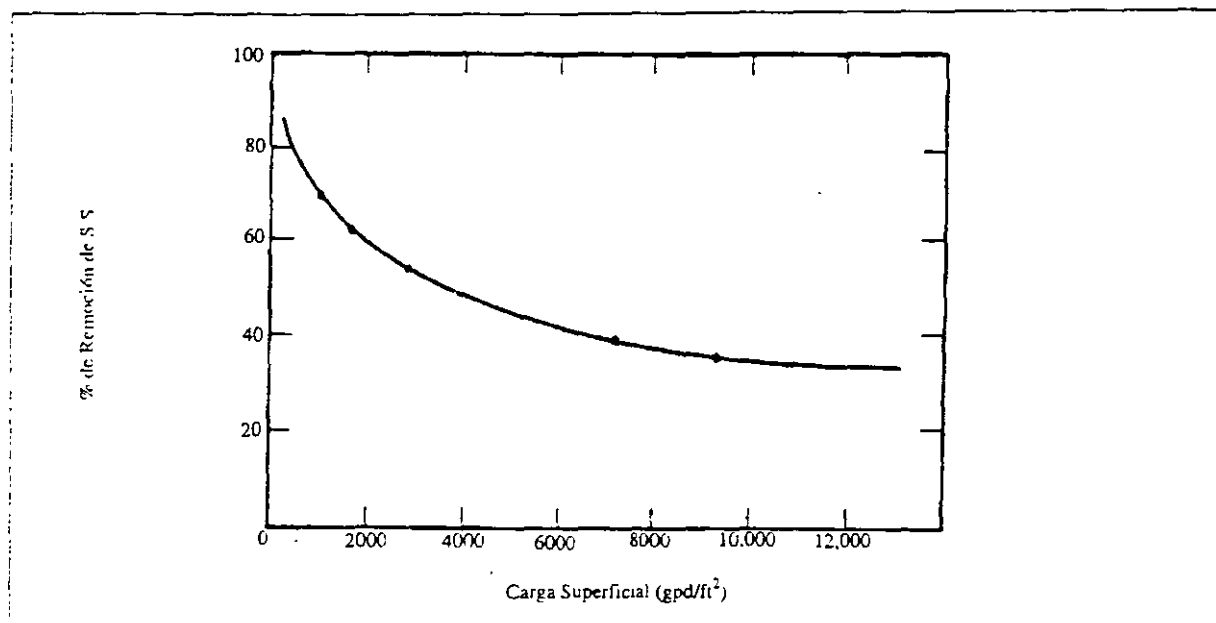


Figura .24: Relación carga superficial-remoción sólidos.

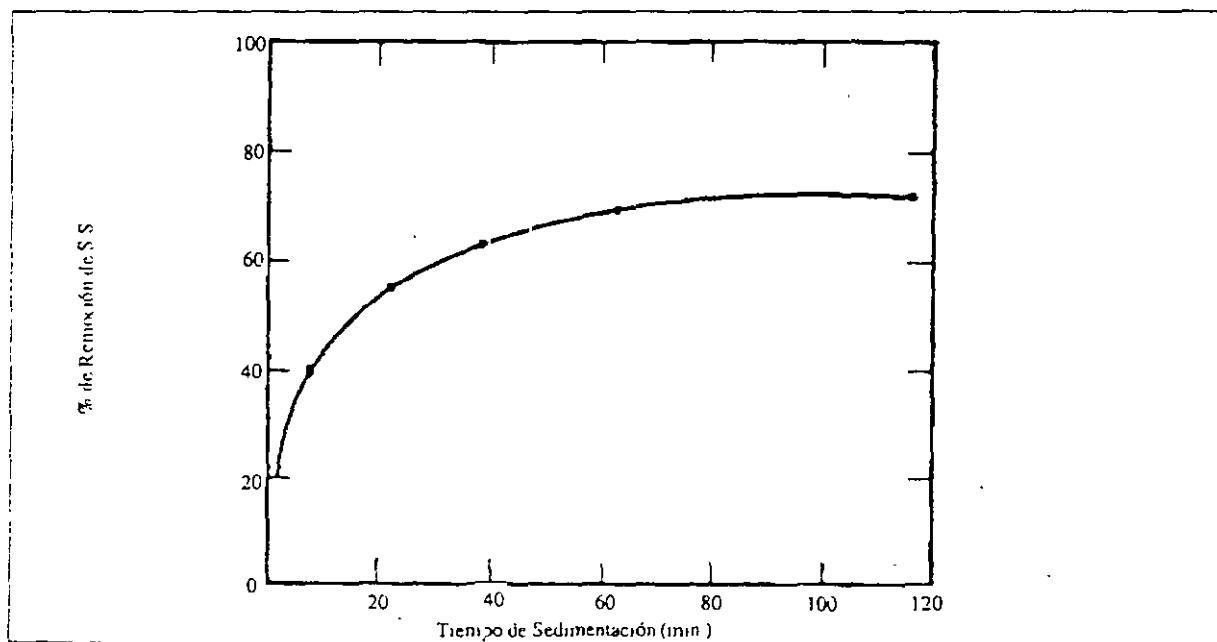


Figura .25: Relación tiempo de retención retención-reacción.

Aplicación.

Diseñar un tanque de sedimentación primaria para obtener una concentración máxima de sólidos suspendidos de 100 mg/l, si la descarga de aguas residuales tiene un caudal de 2.0 MGD y una concentración inicial de sólidos suspendidos de 300 mg/l. Suponiendo que la prueba de sedimentación en columna proporcionó los resultados anteriores, se tiene:

1) El porcentaje de remoción requerido es:

$$\% = (300-100) (100)/300 = 66.6\%$$

2) De la Figura 24 la carga superficial teórica es 1200 gpd/pie². Usando el factor de 1.5 tenemos:

$$CS = 1200/1.5 = 800 \text{ gpd/pie}^2$$

3) De la Figura 25 el tiempo de retención teórico para una remoción del 66.6 % es 50 min. Usando un factor 1.75 se tiene.

$$Tr = (50) (1.75) = 88 \text{ min.} = 1.5 \text{ h.}$$

4) El área superficial requerida será:

$$[(2) (10^6) \text{ gal/día}] (\text{día pie}^2) / (800 \text{ gal}) = 2500 \text{ pie}^2$$

5) Si se desea un clarificador circular el diámetro será:

$$d = (2500/0.785)^{-1/2} = 56.5 \text{ pies.}$$

3 . TRATAMIENTO SECUNDARIO

El tratamiento secundario es el proceso complementario de la depuración de las aguas residuales, consistente en una serie de operaciones y procesos químicos y/o biológicos al que son sometidos los efluentes del tratamiento primario.

Durante el pretratamiento y el tratamiento primario de las aguas residuales se separa principalmente una gran parte de los sólidos suspendidos y sedimentables, aquellos que fueron retenidos por los sistemas de rejillas, desarenadores, trituradores y los que tuvieron la capacidad de sedimentar en el tiempo de retención límite de los sedimentadores primarios. Así, tenemos que los efluentes de un tratamiento primario, contienen aún sólidos suspendidos finos, sedimentables (principalmente coloides) y solubles, los cuales deben ser separados para obtener un agua apropiada para su disposición final en los cuerpos receptores.

El tratamiento secundario agrupa los procesos y operaciones unitarias, capaces de eliminar de los efluentes primarios, los sólidos que aún contienen.

Los procesos utilizados en el tratamiento secundario se clasifican en: fisicoquímicos y biológicos.

Tratamiento fisicoquímico

El desarrollo industrial que surgió después de la segunda guerra mundial, generó una diversidad de residuos industriales que era necesario tratar para recuperar subproductos y disminuir la contaminación de las aguas, esto propició el desarrollo de los procesos fisicoquímicos para el tratamiento de las aguas residuales; muchos de ellos enfocados al tratamiento de sustancias contaminantes específicas como son los metales, fosfato, nitrógeno y compuestos orgánicos sintéticos.

El tratamiento químico se usó ampliamente en los E.U., en los años de 1890 y a principios de los 1900; pero con el desarrollo del tratamiento biológico, se abandonó el uso de reactivos químicos. A principio de 1930 se desarrollaron nuevos métodos de tratamiento químico y se instalaron un buen número de plantas. A partir de 1970 se tuvo un renovado interés en usar el tratamiento químico lo cual originó el desarrollo de nuevos procesos.

Los procesos fisicoquímicos pueden servir para favorecer la sedimentación de la materia en suspensión; pero son especialmente útiles para eliminar la materia coloidal y los sólidos orgánicos disueltos, los cuales sin reactivos químicos jamás sedimentarían; estas sustancias son muchas veces responsables de la turbidez, color y DBO de las aguas residuales.

Los procesos fisicoquímicos son en general más costosos que los procesos biológicos, sin embargo las limitaciones de los biológicos para tratar residuos tóxicos como metales y sustancias orgánicas sintéticas ha hecho que los procesos fisicoquímicos sean adaptados para descargas industriales de características agresivas a los procesos biológicos, a veces como un tratamiento previo al biológico y otras como un tratamiento único.

Los procesos fisicoquímicos involucran las operaciones unitarias y los procesos de precipitación química, coagulación química, floculación y sedimentación o filtración.

Precipitación química

La precipitación química descubierta en 1762, se comenzó a aplicar en Inglaterra en 1870 como un método de tratamiento de aguas residuales, usando cal como precipitante en la mayoría de los casos, algunas veces sola y otras combinada con cloruro de calcio o de magnesio, aluminio, sulfato ferroso, carbón, etc.

En general, la precipitación química involucra la adición de reactivos químicos específicos para eliminar las sustancias disueltas en el agua en su estado natural con el fin de potabilizarla, o para separar los contaminantes en aguas residuales.

En la precipitación química se separan las sustancias disueltas del agua o agua residual por medio de productos químicos solubles, los cuales al agregarse al agua, son liberados y sus iones reaccionan con los iones existentes en ella, formando precipitados.

En el pasado la precipitación química se ideó para ayudar a la remoción de los sólidos suspendidos y de la DBO en los siguientes casos:

- Cuando se tuvieran variaciones estacionales en la concentración de los desechos.
- Cuando se necesitara un grado de tratamiento intermedio.
- Como un auxiliar para el proceso de sedimentación.

Más recientemente (1970), la precipitación química ha tenido un interés renovado por las aplicaciones siguientes:

- Se puede usar eficazmente para la remoción de fósforo de los efluentes de las plantas de tratamiento biológico de aguas residuales.

- Combinado con adsorción con carbón activado se logra un tratamiento completo, pudiéndose aplicar a los casos de aguas residuales que contengan compuestos orgánicos resistentes al tratamiento biológico.

- La floculación del hierro por medio de cal añadida al agua o agua residual.

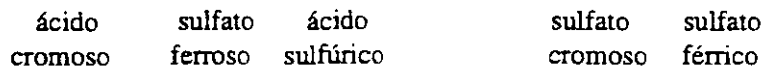
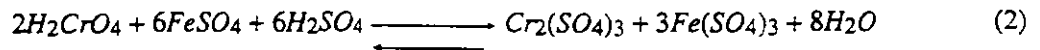
- La precipitación del hierro y manganeso por oxidación con oxígeno disuelto en el agua suministrado por aereación.

- El ablandamiento del agua por adición de cal, precipitando la dureza de carbonatos y de carbonato de sodio para precipitar la dureza de no carbonatados.

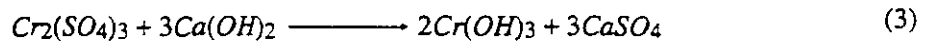
- La precipitación de fluoruros del agua por adición de fosfato tricalcico, o por la coprecipitación con los iones de magnesio en el ablandamiento de aguas.

En los procesos fisicoquímicos se emplean muy diversas sustancias como precipitantes. Los más comunes se presentan en la Tabla 5. El grado de clasificación obtenida depende de la cantidad del reactivo usado y del cuidado con que se controle el proceso.

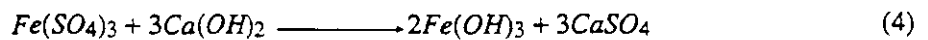
Es importante aclarar que cuando se añaden compuestos químicos para tratamiento del agua, comúnmente se utiliza el término de precipitación química indistintamente si se trata de una precipitación o coagulación, originando en algunas ocasiones confusión de terminología. Sin embargo, conociendo las definiciones de uno y otro término, se puede diferenciar, en que casos se aplica precipitación, coagulación o ambas a la vez.



La precipitación del sulfato cromoso se efectúa mediante la adición de cal, teniendo la siguiente reacción:



La cal reacciona también con el sulfato ferrico para producir hidróxido ferrico con la siguiente reacción:



Coagulación química

Los efluentes de los sistemas de tratamiento primario, contienen material finamente dividido y coloides, los cuales por sus características físicoquímicas no pudieron ser separados por dicho tratamiento.

Un coloide se puede definir como una partícula que se mantiene en suspensión debido a su tamaño extremadamente pequeño (1 a 200 m μ), a su estado de hidratación y su carga eléctrica superficial. Hay dos tipos de coloides, los hidrofóbicos y los hidrofílicos, que los hace reaccionar diferente en los medios en que se encuentren.

Es importante conocer qué tipos de coloides se encuentran en el efluente al que se le va a dar tratamiento, para conocer su comportamiento y elegir el medio químico más adecuado para su separación del agua a tratar.

Los coloides tienen en general, las siguientes características:

- Presentan movimiento Browniano.
- Son dializables. Se pueden separar cuando tienen bajo peso molecular, a través de una membrana semipermeable.
- Se difunden muy lentamente en comparación con los iones solubles.
- Tienen muy baja presión osmótica por su mayor tamaño en relación con los iones solubles.

Los coloides hidrofílicos (liofílicos), cuando se concentran pueden alcanzar valores muy altos de viscosidad y formar geles, en cambio, los hidrofóbicos (liofóbicos) no cambian su viscosidad por efecto de la concentración.

La diferencia entre los coloides hidrofílicos e hidrofóbicos se resume en la tabla 6.

La coagulación es la desestabilización de un coloide a partir de la neutralización de su carga eléctrica y la agregación de partículas finas en suspensión.

La coagulación se lleva a cabo por medio de compuestos químicos que son adicionados al agua residual para propiciar la formación de flóculos.

En la coagulación química se efectúan reacciones químicas que desestabilizan las partículas en suspensión, propiciando su unión para formar flóculos y mediante una agitación mecánica controlada, se facilita el encuentro de las partículas, acelerando el proceso de floculación. Los flóculos se separan por sedimentación o filtración.

Tabla. - 6
Características de los coloides hidrofílicos e hidrofóbicos

Característica	Hidrofóbicos	Hidrofílicos
Estado físico	Suspensión	Emulsión
Tensión superficial	Similar a la del medio	Mucho menor que la del medio
Viscosidad de suspensión coloidal	Similar a la de la fase dispersante	Mucho mayor a la de la fase dispersante
Efecto Tyndall	Muy pronunciado	Pequeño o totalmente ausente
Facilidad de reconstitución	De difícil reconstitución	Fácilmente reconstituible
Reacción a electrolitos	Fácilmente coagulable	Menos sensitivo a la acción de los electrolitos y requieren mayor dosis para coagular
Ejemplos	Oxidos de metales, sulfuros, haluros de plata, metales, bióxido de silicio	Proteínas, almidones, gomas, mucílagos y jabones

Mecanismos de coagulación

La coagulación se efectúa por tres mecanismos diferentes:

a) Reducción de cargas electrostáticas por adsorción de iones de carga contraria.

Este mecanismo se basa en que los coloides generalmente presentan cargas negativas, por consiguiente, la adsorción de cationes a partir de sales metálicas coagulantes, o de polímeros catiónicos, reducen o neutralizan su carga.

Los reactivos más comunes son:

Cal	Ca(OH)_2
Alumbre	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$
Cloruro férrico	FeCl_3
Sulfato ferroso	FeSO_4
Sulfato férrico	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$
Aluminato de sodio	$\text{Na}_2\text{Al}_2\text{O}_4$

b) Puentes de interpartículas por adsorción de grupos químicos específicos en cadenas de polímeros.

Algunos de los polímeros empleados como coagulantes, contienen grupos químicos específicos que pueden reaccionar sobre la superficie de partículas coloidales, ser adsorbidos y servir como puente entre las partículas. La coagulación por medio de polielectrolitos, depende de las condiciones existentes en el agua a tratar.

Los polímeros más comunes utilizados que presentan este mecanismo son:

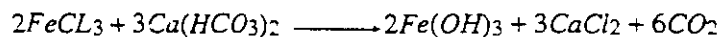
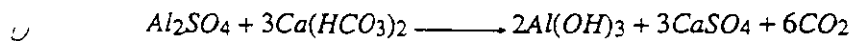
- No iónicos (neutros). Se usan para acelerar el crecimiento del floculo aniónico, cuando la neutralización de las cargas no es un factor muy importante en la remoción de los sólidos suspendidos.

- Catiónicos. Se utilizan cuando el volumen del floculo causa problemas, tales como una sobrecarga, o cuando se necesita acortar el tiempo de filtrado. Los polímeros cationicos substituyen su carga positiva por el complejo de alumbre, formando una estructura mayor.

c) Adsorción de sólidos finamente divididos, por medio de hidróxidos alcalinos en forma de geles.

La adsorción con hidróxidos alcalinos se lleva a cabo dependiendo del pH. Los hidróxidos de fierro, aluminio y de magnesio, forman productos gelatinosos hidrolizados, los cuales son extremadamente efectivos en el secuestro de partículas finas de otros materiales. Los hidróxidos son formados mediante la reacción de las sales metálicas con los iones OH⁻, a pH elevado. Los polímeros orgánicos no forman productos hidrolizados de importancia para este mecanismo.

Ejemplos:



Para que se efectúen estas reacciones es necesario controlar la dosificación, la cual debe ser muy baja.

Tipos de coagulantes químicos y sus reacciones

Los coagulantes más comunes son las sales de fierro y aluminio. Los iones precipitantes presentes en estas sales son liberados por la alcalinidad en el agua o producida por la adición de carbonato de sodio o cal.

Los reactivos que se añaden al agua residual en la precipitación o coagulación química, reaccionan con las sustancias que normalmente están presentes en el desecho o que se adicionan con este propósito. La cantidad de reactivos usados generalmente se expresan en Kg /m³ de agua tratada. Las reacciones simplificadas de los coagulantes más usados se presentan a continuación.

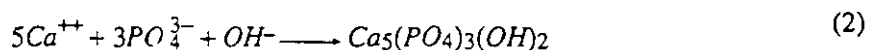
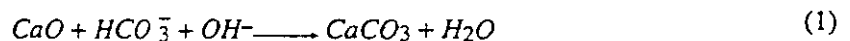
Cal o Hidróxido de calcio.

El hidróxido de calcio o cal por su bajo costo ha sido usado ampliamente como primer paso en la sedimentación.

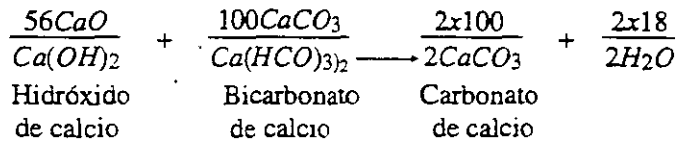
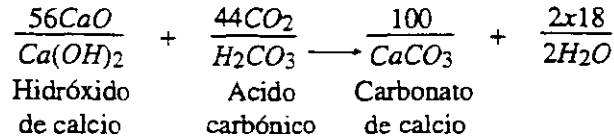
Existen dos tipos de cal: Cal viva (CaO) y cal apagada (Ca(OH)₂). El tipo de cal que se usa para el tratamiento depende de las necesidades del proceso.

La cal promueve la coagulación debido al incremento del pH en las aguas de desecho y reacciona con los bicarbonatos y fosfatos formando precipitados de carbonato de calcio, hidroxapatita de calcio e hidróxido de magnesio. La precipitación de este último puede empezar a un pH de 9.5 pero no es completa hasta un pH de 11.

La cal reacciona con la alcalinidad natural del bicarbonato, precipitándose el carbonato de calcio (CaCO₃). El exceso de los iones de calcio (Ca⁺⁺) reaccionarán con el fósforo, precipitándose la hidroxapatita. Las reacciones químicas se resumen en las ecuaciones siguientes:



La cal es utilizada conjuntamente con el sulfato ferroso, para formar el precipitado de hidróxido férrico. Generalmente se requiere más cal cuando se usa sola que cuando se utiliza con el sulfato de hierro. Los principios de la clarificación con cal se explican con las siguientes reacciones:



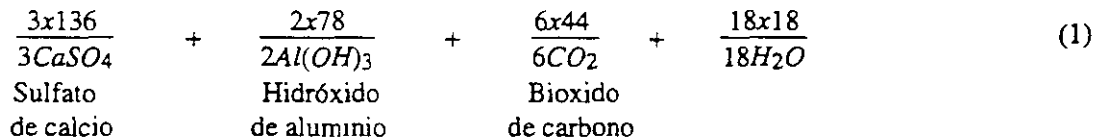
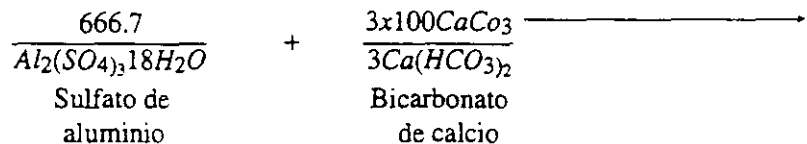
Se debe adicionar una cantidad suficiente de cal para que se combine con el ácido carbónico libre y con el ácido carbónico de los bicarbonatos, para producir el carbonato de calcio, el cual actúa como coagulante.

Si se usa mucha cal en el tratamiento, algo de la materia orgánica suspendida se puede disolver por la fuerza cáustica del hidróxido de calcio y el efluente puede resultar peor que el agua residual original. También, si se usa poca cal, el efluente no llega a clarificarse.

Cuando los aguas residuales industriales contienen ácidos minerales o sales ácidas, éstas se deberán neutralizar antes del tratamiento químico.

Sulfato de alúmina (alumbre)

Cuando se añade alumbre a un agua residual que contiene alcalinidad de bicarbonato de calcio y magnesio, la reacción que ocurre se puede representar de la forma siguiente:



El hidróxido de aluminio es un floculo insoluble gelatinoso que sedimenta lentamente en el agua residual, atrapando materia suspendida y produciendo otros cambios. La reacción es similar cuando se tiene bicarbonato de magnesio en lugar de las sales de calcio. Los números sobre las fórmulas químicas son la combinación de los pesos moleculares de las diferentes sustancias y denotan qué cantidad de cada

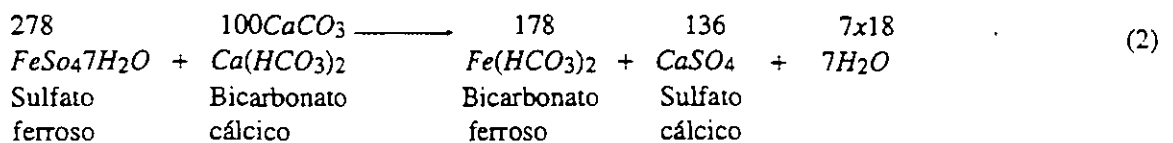
una reacción. Debido a que la alcalinidad se reporta en términos de carbonato de calcio (CaCO_3), el peso molecular es 100, la cantidad de alcalinidad necesaria para reaccionar con 10 mg/l de alumbre es:

$$10.0 \times (3 \times 100) / 666.7 = 4.5 \text{ mg/l}$$

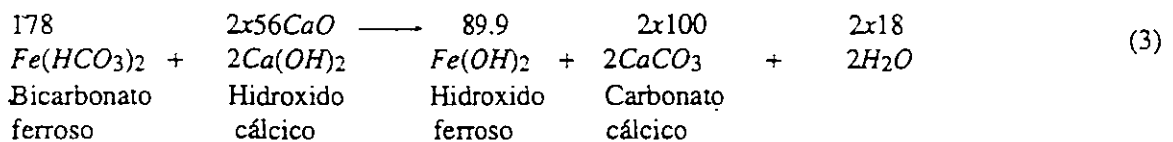
Si se tiene menos de esta cantidad disponible, se deberá aumentar. La cal se emplea comúnmente para este propósito cuando es necesario, pero es raro en el tratamiento de aguas residuales.

Sulfato ferroso y cal

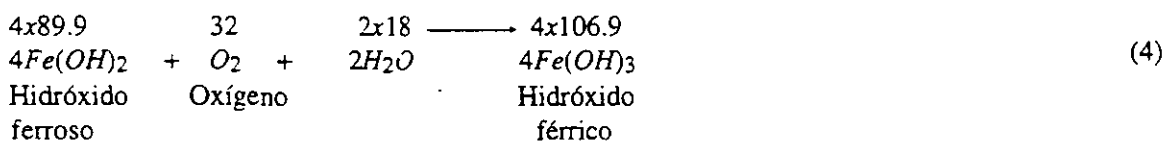
En la mayoría de los casos el sulfato ferroso no se emplea sólo como precipitante, se debe adicionar cal al mismo tiempo, para formar el precipitado. La reacción con sulfato ferroso se muestra en la siguiente ecuación:



Si se adiciona cal en forma de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ la reacción que tiene lugar es:



El hidróxido ferroso se oxida luego a hidróxido férrico, con el oxígeno disuelto en el agua:



El hidróxido férrico formado es un floculo gelatinoso insoluble, similar al de la alúmina. De acuerdo a las reacciones tenemos que:

Para 10 mg/l de sulfato ferroso se necesita:

Alcalinidad:

$$10.0 \times (100/278) = 3.6 \text{ mg/l}$$

Cal:

$$10.0 \times (2 \times 56) / 278 = 4.0 \text{ mg/l}$$

Oxígeno:

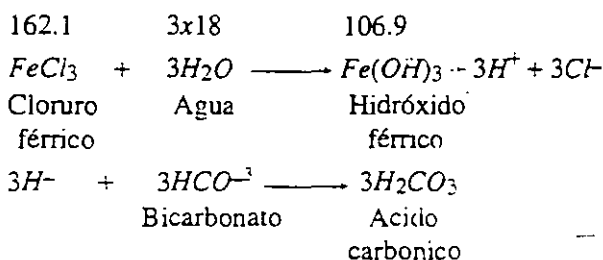
$$10.0 \times 32 / (4 \times 278) = 0.29 \text{ mg/l}$$

Durante el tratamiento, la oxidación se favorece a un pH alto, el cual se logra con un exceso de cal. En el tratamiento de las aguas residuales, la experiencia ha demostrado que los mejores resultados se obtienen adicionando en exceso la cal hasta producir un color rosa a la fenolftaleína como indicador.

Puesto que la formación del hidróxido férrico depende del oxígeno disuelto, la ecuación (4) no se completa si las aguas residuales industriales no contienen oxígeno. Se puede usar sulfato férrico en lugar del sulfato ferroso y se evitan la adición de cal y la necesidad de oxígeno disuelto.

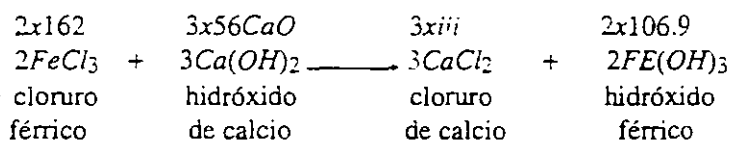
Cloruro férrico

Las reacciones del cloruro férrico son las siguientes:



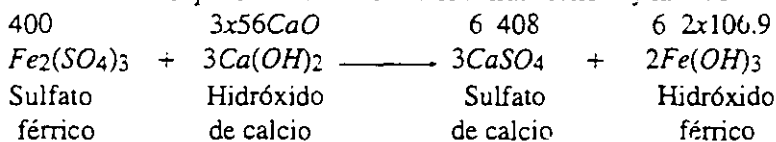
Cloruro férrico y cal

Las reacciones del cloruro férrico y cal son las siguientes:



Sulfato férrico y cal

Las reacciones que se efectúan entre el sulfato férrico y la cal son las siguientes:



Selección de coagulantes químicos

Para una adecuada selección de los coagulantes se deben tomar en cuenta los siguientes parámetros:

a) Los tipos y cantidades de productos químicos que van a ser utilizados como coagulantes, floculantes y controladores de pH.

b) Su manejo y forma de alimentarse.

La selección más adecuada del tipo de coagulante deberá estar basada en la "prueba de jarras" (determinación empírica) y en la medición de potencial Z (determinación teórica); ambas deben realizarse para optimizar el tratamiento.

Prueba de jarras

La prueba de jarras es el método más usado para determinar las dosificaciones de los coagulantes, simulando el proceso completo de coagulación- floculación.

El aparato para prueba de jarras consiste en un sistema de agitación mecánica que se coloca en seis recipientes donde se pondrán las muestras de agua residual.

Los objetivos de la prueba son determinar el pH óptimo y la dosis mínima de reactivo con los cuales se logra la máxima eficiencia de remoción.

El procedimiento es el siguiente:

1) Seleccionar la longitud de onda apropiada en un colorímetro para evaluar el color del agua. Determinar el % de transmitancia. Si se trata de un agua residual determinar la DQO.

2) Determinar la dosis mínima aproximada con la cual se llegan a formar flóculos en el agua. Esto se calcula agitando lentamente 200 ml de agua cruda en un vaso de precipitados y adicionando el coagulante en dosis de 1 ml, hasta que se note la primera evidencia de flóculos (el pH no debe bajar de 6, se ajusta si es necesario).

3) Tomar seis muestras de 1 litro, del agua que se va a tratar, ajustarles el pH a cada una con valores de 4, 5, 6, 7, 8 y 9; agregar la dosis aproximada de reactivo calculada en el paso anterior.

4) Mezclar las muestras rápidamente de 1 a 5 minutos y luego se baja la velocidad de mezclado a menos de 20 rpm durante 15 a 20 minutos o más. La agitación rápida asegura la dilución del coagulante, mientras que la agitación lenta permite la formación del flóculo. Anotar el tiempo de formación de flóculo visible en cada una de las muestras. Después de la floculación, se dejan sedimentar todas las muestras y se mide el pH final.

5) Determinar el color residual como % de transmitancia y la DQO contra el pH para seleccionar el pH óptimo.

6) Tomar nuevamente seis muestras de un litro del agua y ajustarlas al pH óptimo que se determinó en el punto anterior. La cantidad de coagulante que se va a adicionar a cada vaso varía del 25 al 200% de la dosis mínima aproximada del punto 2. En la Tabla 7. se muestra un ejemplo.

Al variar las cantidades de coagulante puede resultar una variación en el pH de las muestras por lo cual éste debe ser ajustado durante la prueba.

Tabla. 7
Ejemplo para dosis de coagulante.
(Si la dosis aproximada es 200 mg/l)

Concentraciones de prueba. mg coagulante / l	ml de coagulante (usando solución al 1 %)*
50	5.0
125	12.5
175	17.5
225	22.5
300	30.0
400	40.0

Si el volumen de la solución es más del 5% de la muestra, entonces se deberá usar una solución más concentrada

7) Mezclar las muestras rápidamente de 1 a 5 min. y se baja la velocidad para propiciar la floculación durante 15 a 20 min.

8) Dejar sedimentar las muestras y medir el % de transmitancia y la DQO de la muestra más clarificada. Medir el pH final.

9) Elegir la dosis óptima.

10) Medir el nivel del lodo sedimentado.

11) Calcular la cantidad de reactivos necesarios por metro cúbico de agua a tratar; tanto para ajustar el pH como la dosis de coagulante.

La prueba se repite para cada reactivo en particular.

Determinación del potencial Z.

La medición de la carga eléctrica de la partícula es otro procedimiento que se emplea para controlar el proceso de coagulación. La carga está distribuida en dos capas acuosas adyacentes en la partícula: la capa interior del agua y los iones contenidos en ella, está fuertemente anclada a la partícula y se mueve con ella a través de la solución; la capa exterior, es parte de la fase acuosa total y se mueve independientemente de la partícula. Las cargas no son medibles en estos espesores. Sin embargo el potencial Z, que es la carga residual en la interfase entre la capa ocluida y la fase acuosa móvil, puede determinarse indirectamente con aparatos especiales.

La determinación del potencial Z se realiza de la forma siguiente:

Tomar una muestra de agua que contenga flóculos, vaciarla en una celda de plástico especial, y observarla al microscopio. Con la ayuda de un rectificador de corriente directa, las partículas cargadas eléctricamente emigrarán al electródo que tenga la polaridad contraria. La velocidad de migración será proporcional a la carga de la partícula y al voltaje aplicado. La velocidad puede ser calculada observando el tiempo que toma a la partícula viajar una cierta distancia, la cual se mide a través de un micrómetro ocular. El punto de control es usualmente de 0 a 10 milvolts.

El potencial Z puede obtenerse de una gráfica, que combina la velocidad de la partícula con los parámetros medidos en los instrumentos.

Cuando se quiere controlar la coagulación por medio del potencial Z, las muestras de agua se dosifican con diferentes concentraciones de coagulantes, y se realizan las determinaciones del potencial Z. Los valores obtenidos se grafican para cada muestra. La dosificación y tipo de coagulante que produce el valor óptimo del potencial Z se aplica entonces a la planta de tratamiento. El valor óptimo de coagulación se determina para cada efluente en especial.

La dosificación y selección del coagulante se basa en los resultados de la prueba de jarras y en la determinación del potencial Z, para evitar un exceso de coagulantes y que se tengan efectos contrarios a los que se persiguen.

Floculación

En la generalidad de los casos, los productos hidrolizados formados por los coagulantes metálicos presentan una sedimentación lenta, en estos casos, la adición de un coadyuvante, como son los polielectrolitos, aumenta la eficiencia de sedimentación notablemente.

La floculación es la operación unitaria aplicada a las aguas residuales, para que por medio de sustancias químicas (polielectrolitos) se aumente el contacto entre las partículas finas en la coagulación, para formar flóculos, los cuales sedimentan más fácilmente.

La floculación se ve favorecida por la agitación moderada del agua residual, por medio de paletas a baja velocidad. Si la agitación es demasiado rápida, los flóculos se rompen, por tal motivo, debe controlarse la velocidad dentro de un rango en el que se puedan formar los flóculos grandes para que sedimenten. Los compuestos utilizados para la floculación, son polielectrolitos de origen natural o sintético. El funcionamiento de un polielectrolito es específico, dependiendo del tamaño, densidad y carga de las partículas a

flocular, y de pH del polímero en solución. Para la correcta selección del polielectrolito se recomienda hacer la prueba de jarras.

La experiencia ha demostrado que los polímeros aniónicos en combinación con las sales de fierro y aluminio, son más efectivos para remover coloides, cuando se utilizan en los sedimentadores primarios.

Las especies catiónicas generalmente se aplican en el espesamiento de lodos. En algunos casos, se utilizan como coadyuvantes para mejorar la sedimentación de las sales metálicas en el tratamiento de las aguas residuales industriales.

. Tipos de floculación

Floculación natural.

En este tipo de floculación actúan los procesos naturales de sedimentación, provocados por la agregación de partículas suspendidas para formar flóculos capaces de precipitarse a causa de su volumen y aumento de masa.

Esta agregación de los coloides empezará inmediatamente después de la adición de los floculantes a causa del movimiento browniano en el líquido, conociéndose como una floculación pericinética.

Este tipo de floculación requiere un tiempo de retención muy grande, pues no se controla el movimiento browniano y consecuentemente el tiempo de sedimentación, por lo cual no es recomendable su empleo.

Floculación inducida.

En la floculación inducida u ortocinética se propician las colisiones de las partículas por medios mecánicos o hidráulicos, para acelerar y controlar el proceso de sedimentación.

En la floculación inducida se usa la agitación para acelerar la agregación de partículas coloidales. Las partículas se mueven en el sentido de la rotación del agua, y debido a diferencias en su peso, viajan a diferentes velocidades, lo que provoca una colisión entre ellas y por consiguiente un aumento en su tamaño. A este proceso se le conoce como floculación ortocinética.

La agitación en los floculadores se puede lograr por medios hidráulicos o mecánicos:

a) La floculación hidráulica es el método más simple que se emplea para generar gradientes de velocidad por disipación de energía en un flujo mediante baffles o deflectores instalados en la trayectoria del flujo de alimentación al tanque de sedimentación.

b) La floculación mecánica se basa en la disponibilidad de agitadores mecánicos que ofrecen una mayor versatilidad en el diseño y operación de los equipos.

Estos floculadores se dividen en dos tipos:

Oscilatorios y rotatorios.

Los floculadores oscilatorios se caracterizan por su movimiento de vaivén y ondulación para producir bajas velocidades de circulación del fluido.

Los rotatorios funcionan con paletas que se desplazan a través del líquido, y pueden ser de tipo horizontal o vertical, según sea el movimiento de las paletas.

El diseño y operación de los sistemas de floculación se relacionan mediante las siguientes ecuaciones obtenidas empíricamente.

$$D = (C_D A p v^2) / 2$$

$$P = (C_D A p v^3) / 2$$

$$G + \sqrt{P/\mu V}$$

Siendo: D = la resistencia de las rastras al avance, Kg

CD = coeficiente de resistencia de las paletas del floculador con movimiento perpendicular al fluido.

A = área de las paletas, m²

ρ = densidad de la masa del fluido, Kg/m³

v = velocidad relativa de las paletas en el fluido. m/s.

P = potencia requerida, Kg m/s.

G = gradiente de velocidad media, 1/s

V = volumen del tanque, m³.

μ = viscosidad absoluta del fluido, Kg s/m²

Como se indica G es una medida del gradiente de velocidad media en el fluido, o sea el grado de mezclado, y depende de la potencia aplicada, la viscosidad del fluido y del volumen del tanque.

Si tomamos en cuenta el tiempo de retención teórico (t_d):

$$t = V/Q$$

y multiplicamos ambos lados de la ecuación obtenemos:

$$G t_d = V/Q \sqrt{P/\mu V}$$

$$G t_d = V/Q \sqrt{P/\mu}$$

Los valores típicos del tiempo de retención son entre 15 y 30 minutos y dan valores de G entre 20 y 75 s⁻¹. Los valores reportados para $G t_d$ varían entre 104 y 105.

El valor de G es una medida de la intensidad de la turbulencia creada. Un mezclado moderado se relaciona con un valor de $G = 20$. Un mezclado vigoroso tiene un valor de 100. En la tabla 8 se dan valores de G para varios tipos de flóculos.

Tabla 8
Valores de gradiente de velocidad (G)
para varios tipos de flóculos

Tipos de agua residual	Gradiente de velocidad G (s-1)
Flóculos frágiles (flóculos biológicos).	10-20
Flóculo con esfuerzo cortante (flóculos que se encuentran en la remoción de turbidez).	20-50
Flóculos químicos con gran esfuerzo cortante (flóculos de los procesos de precipitación).	50-100

Existe un límite en los gradientes de velocidad o fuerzas de esfuerzo cortante que pueden generarse, debido al hecho que, después de que el flóculo alcanza un cierto tamaño puede llegar a disgregarse por un esfuerzo cortante alto. Por consiguiente los valores óptimos de G que se pueden usar, sólo se pueden determinar empíricamente y variarán con el tipo de coagulante químico usado y el tamaño deseado de las partículas, el tiempo de retención y la concentración de partículas.

Tipos de floculantes

Los floculantes pueden ser de origen natural o sintético, orgánicos e inorgánicos; entre los sintéticos orgánicos se tienen los polielectrolitos que pueden ser aniónicos, catiónicos o neutros.

Floculantes inorgánicos naturales.

Los floculantes inorgánicos naturales más usados son: bentonita y sílice activada.

Bentonitas.

Las arcillas del tipo de la bentonita son floculantes naturales, se utilizan siempre en combinación con coagulantes del tipo de hidróxidos metálicos.

El agua residual con poca turbidez, no coagulará tan rápidamente como la de turbidez apreciable, pero con la adición de un floculante de esta naturaleza, se incrementa la masa crítica de la suspensión coloidal. La adición de bentonita disminuye la dosificación del coagulante porque aumenta la cinética de la partícula y la probabilidad de contacto entre la partícula y el coagulante. Asimismo incrementa la densidad de las partículas coaguladas promoviendo una sedimentación más rápida.

La bentonita es un reactivo comúnmente usado en el tratamiento de las aguas residuales de las fábricas de papel. Normalmente, se aconseja una dosis de 3 a 20 mg/l, y se recomienda realizar la prueba de jarras para determinar la dosificación óptima.

Sílice activada.

La sílice activada es un polisilicato cargado negativamente (polielectrolito aniónico), que se prepara mediante la neutralización parcial a un pH de 6 a 7, de una solución concentrada de silicato de sodio. Esta se diluye subsecuentemente y debe ser empleada cuando está recientemente preparada, ya que es termodinámicamente inestable.

Preparación de la sílice activada.

El sol de sílice activada se forma diluyendo silicato de sodio en agua, mezclándolo vigorosamente con una cantidad determinada de reactivo químico para neutralizar toda o parte de la alcalinidad que tenga, hasta alcanzar un pH de 6 a 7.

La solución parcialmente neutralizada se deja envejecer para permitir el crecimiento de partículas de sílice activada cuyas dimensiones son inferiores a 1 micra. La solución envejecida se diluye con agua para producir un sol estable y prevenir la formación de un gel. Así mismo, posee la propiedad de forzar la floculación por medio de la formación de capas con características iónicas y electrónicas, lo cual origina un enlace entre ellas aumentando su volumen, y como resultado de esto, las partículas más pequeñas son englobadas.

El tiempo de envejecimiento para sistemas intermitentes usualmente varía de 1 a 2 horas, mientras que para soles formados por método continuo pueden ser suficientemente envejecidos durante 1 minuto.

Los soles de sílice activada tienen una carga eléctrica negativa y cuando se introducen en agua atraen a las sustancias cargadas positivamente. Las dosificaciones para el tratamiento de aguas residuales domésticas varía entre 5 y 25 mg/l como SiO₂.

Floculantes sintéticos orgánicos.

Los floculantes sintéticos orgánicos son polímeros con cadenas ramificadas o lineales, se caracterizan por el número de subunidades o por su peso atómico.

Las dosis que generalmente se emplean son pequeñas, menos de 1 mg/l, pues una sobredosis puede reestabilizar los sólidos, haciéndolos muy difíciles de sedimentar. Se recomienda hacer la prueba de jarras para la correcta dosificación del polímero.

En el tratamiento de las aguas residuales industriales se utilizan diversos productos químicos para precipitar los contaminantes. En la Tabla (9) se presenta una relación de las descargas industriales y los reactivos usados en cada caso.

Tabla. 9
Descargas industriales y reactivos químicos usados

Descarga industrial	reactivo químico
Alimenticia	Acido lignin-sulfónico. Acido dodecilbencen-sulfónico. Trisulfato de glucosa. Cloruro férrico (III). Sulfato de aluminio.
Coque y Alquitrán	Cal o Hidróxido de sodio.
Electrolítica	Sulfuro de hidrógeno (H ₂ S).
Extrativa de Cadmio	Xantatos.
Fertilizantes	a) Para fosfatos: Sales ferrosas (II). Sulfato de aluminio. Cal. b) Para nitrógeno: Sulfato de magnesio y fosfatos.
Fotográficos	Sulfato de aluminio.
Galvanoplastia	Cal.
Metalúrgica y Minera	Cal y Sulfato de aluminio.
Plástico	Cal.
Papel	Bentonita, coalín, almidón. Poliacrilamida.
Productos Químicos Orgánicos	Sulfato de aluminio y Cloruro férrico (III).
Refinería de Petróleo	Sulfato de aluminio y Cloruro férrico (III).
Textil	Bentonita y Sulfato de aluminio.

Ejercicios.

1. Del ejemplo para la reducción y precipitación del cromo con sulfato ferroso y cal calcule: las cantidades teóricas de reactivos necesarias para reducir y precipitar 1 ppm de cromo.
 - a) La cantidad de sulfato ferroso como $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$
 - b) La cal necesaria suponiendo una efectividad del 60%.
 - c) La cantidad de lodos producidos.
2. Se tiene un caudal de 10 lps de aguas residuales que contienen 20 mg/l de cromo hexavalente. calcule la cantidad teórica de reactivos por día
 - a) $\text{Fe SO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{OO}$
 - b) H_2SO_4
 - c) Ca (OH)_2 al 90%
3. Investigue el proceso de reducción del cromo con bióxido de azufre.
4. Se desea tratar $100 \text{ m}^3/\text{día}$ de un agua residual que contiene 49 mg-l de Cr^{+6} , 11 mg/l de cobre, 12 mg/l de zinc y 5 mg/l de oxígeno disuelto, usando SO_2 . Calcule:
 - a) Las cantidades de reactivos necesarias.
 - b) La cantidad de lodos producidos

Tratamiento biológico

El tratamiento biológico de las aguas residuales, tiene como finalidad remover la materia orgánica en estado coloidal y disuelta, la cual no fue removida con el tratamiento primario. Este tratamiento se realiza por medio de una combinación de operaciones unitarias.

En forma general, el tratamiento biológico se lleva a cabo por la transferencia de la materia orgánica del agua residual hacia la película o flóculo (biomasa), por contacto interfacial, adsorción y absorciones asociadas. La materia orgánica es utilizada por los microorganismos para su metabolismo y generación de células nuevas, las células viejas mueren, deslavandose y precipitandose al fondo.

En los sistemas biológicos, se tienen complejas poblaciones de microorganismos mezcladas e interrelacionadas, en las que cada uno de ellos tiene su propia curva de crecimiento, la cual depende de las condiciones del sistema, pH, temperatura, aereación o anaerobiosis y disposición de nutrientes. En la Figura 5.26. se ilustra la variación con respecto al tiempo de algunos microorganismos predominantes en un agua residual en un sistema de tratamiento biológico.

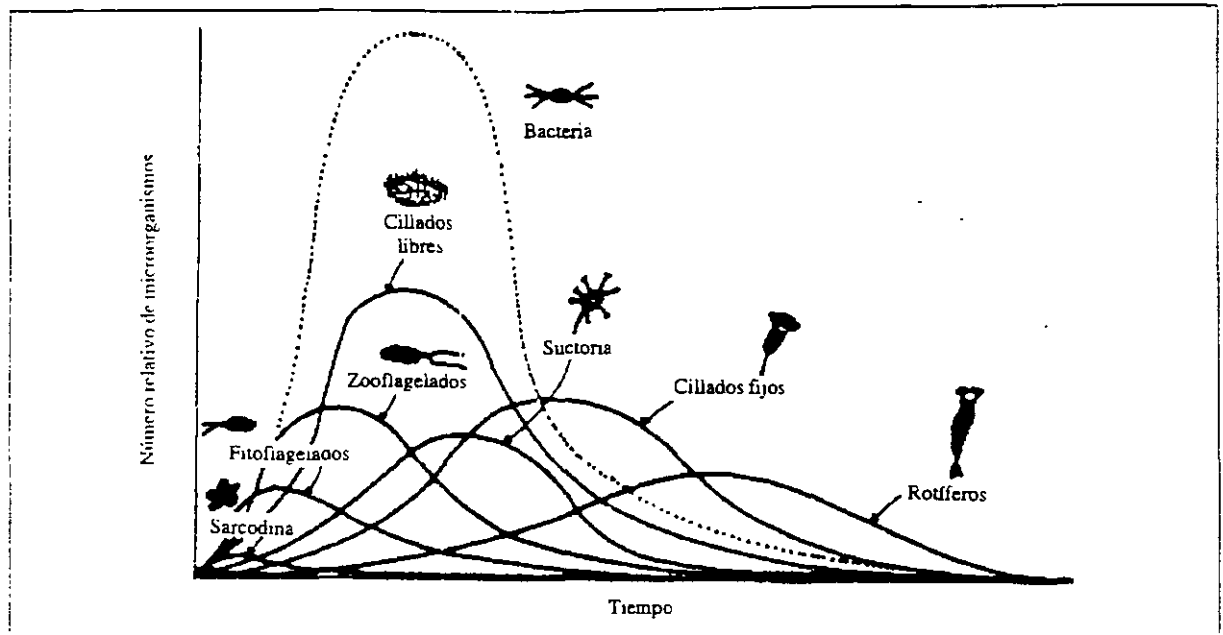


Fig. 26 Curvas de crecimiento de microorganismos en un agua residual con tratamiento biológico.
Fuente: Metcalf, E. Tratamiento y depuración de las aguas residuales

La eficiencia de los procesos biológicos depende de las características de las aguas residuales, condiciones ambientales del sistema (pH, temperatura, aereación o anaerobiosis, nutrientes) y tipo de microorganismos.

Es importante conocer si el agua residual a tratar por medios biológicos contiene compuestos químicos tóxicos que puedan ser inhibitorios para el crecimiento de los microorganismos, en tal caso, se podría hacer un pretratamiento para su eliminación o mejor cambiar a un tratamiento fisicoquímico.

En condiciones aerobias, los microorganismos utilizan el oxígeno en sus procesos vitales (metabolismo y reproducción), en cambio en ausencia de oxígeno (anaerobiosis) se usan otros compuestos químicos en sustitución del oxígeno como aceptores de electrones.

Los procesos biológicos para el tratamiento de las aguas residuales, constan de equipo que pone en contacto la materia orgánica con los microorganismos adecuados, durante el tiempo suficiente para llevar a cabo su oxidación, bajo condiciones aerobias o anaerobias.

Estos procesos, se clasifican de acuerdo a la dependencia del oxígeno por los microorganismos utilizados en la biodegradación de la materia orgánica en:

- Tratamientos aerobios. La estabilización de la materia orgánica se efectúa en presencia de oxígeno.
- Tratamientos anaerobios. El proceso de estabilización de la materia orgánica se realiza en ausencia de oxígeno.

. Tratamiento aerobio

El tratamiento aerobio se lleva a cabo por microorganismos aerobios y/o facultativos es decir, que se desarrollan en presencia de oxígeno, degradando la materia orgánica en compuestos más estables. Este proceso se puede expresar de la siguiente forma:

Generalmente son de forma circular, teniendo profundidades entre 1-6m, aunque existen ya en el mercado filtros que pueden tener 12 m de profundidad, utilizando como medio filtrante un tipo de material plástico de diseño especial.

La materia orgánica del agua residual es degradada por la película microbiana que se encuentra adherida al material filtrante (Fig. 27).

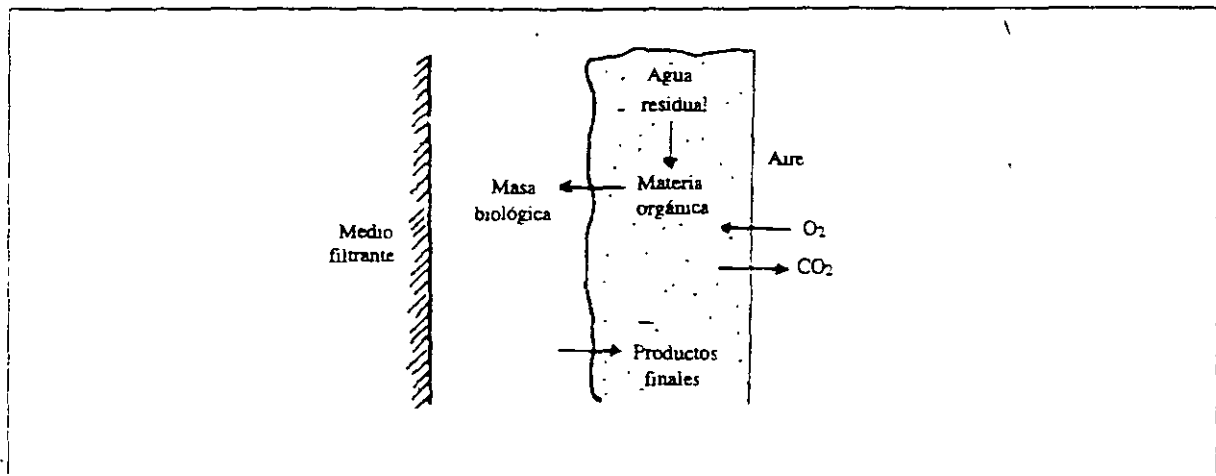


Figura 27: Sección transversal de una película biológica en un filtro percolador.

Cuando la película biológica aumenta de espesor, la oxigenación disminuye en la parte más profunda produciéndose un microsistema anaerobio cercano a la superficie del medio filtrante. En el momento en que los microorganismos de la superficie externa comienzan a morir por falta de fuente de carbono, pierden su capacidad de adhesión y son arrastrados por el líquido filtrante, comenzando una nueva población en su lugar. Este fenómeno depende de la carga hidráulica y orgánica del filtro.

La población biológica del filtro percolador está compuesta principalmente de bacterias (aerobias, anaerobias y facultativas), hongos, algas, protozoarios, caracoles, gusanos e insectos (moscas).

Las bacterias facultativas son las que predominan, los hongos proliferan cuando el pH baja; las algas se desarrollan en la superficie, produciendo problemas de taponamiento del filtro, pero ayudan al sistema proporcionando oxígeno durante el día. Los protozoos y los caracoles, gusanos e insectos tienen como función controlar la población bacteriana.

Estas poblaciones individuales que forman el ecosistema del filtro sufren variaciones de acuerdo a las condiciones ambientales de pH, temperatura, carga orgánica, aireación, nutrientes, etc.

El sistema de filtros percoladores está formado por: sistema de distribución, sistema de drenaje, medio filtrante, sedimentador secundario y sistema de ventilación (cuando es necesario). Figura 28

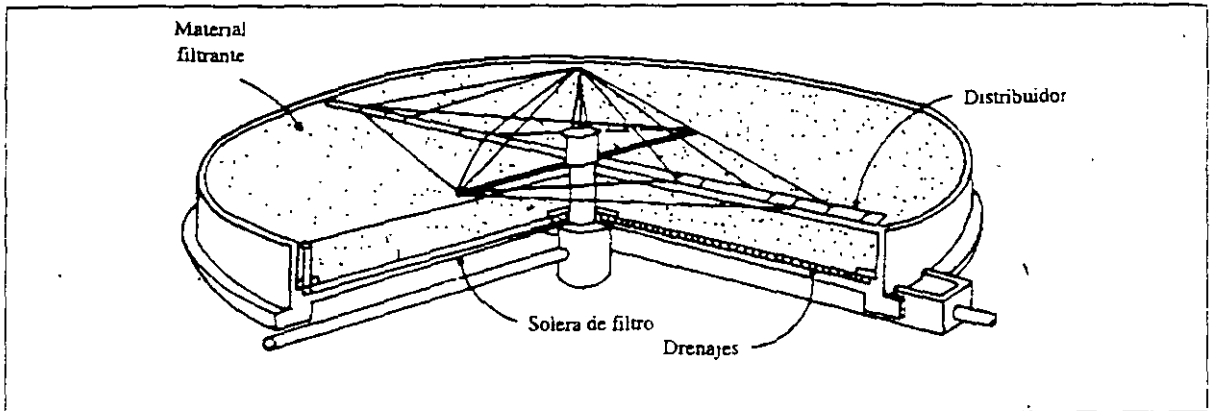


Figura 28: Corte de un filtro percolador.

El sistema de distribución es el encargado de suministrar el agua residual al lecho filtrante. Existen dos tipos, el distribuidor rotatorio y el sistema de distribución de boquillas pulverizadoras fijas en los vértices de los triángulos, que cubren el lecho del filtro.

El distribuidor rotatorio consiste de dos o más brazos montados sobre un eje central, los cuales giran sobre el lecho filtrante distribuyendo el agua residual por medio de boquillas.

El medio filtrante debe ser de elevada área superficial por unidad de volumen, económico y resistente. Generalmente se usa grava, piedra triturada, roca volcánica y materiales sintéticos.

El sistema de drenaje conduce las aguas tratadas y los lodos al sedimentador secundario.

La ventilación del filtro es importante, pudiendo ser realizada de dos formas: por vía natural originada por el gradiente de temperatura entre el agua residual y el aire circulante, lo cual genera una corriente de aire, o por ventilación forzada necesaria cuando los filtros tienen cargas orgánicas altas o son muy profundos.

En base a la carga hidráulica y orgánica, los filtros percoladores se clasifican en dos tipos: filtros de baja carga y filtros de alta carga.

Filtros percoladores de baja carga

Son sistemas sencillos de baja carga orgánica ($0.08-0.32 \text{ kg/m}^3 \text{ día}$) y baja carga hidráulica ($1-4 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ día}$). Tienen buena eficiencia, soportan cambios de carga orgánica del agua residual. La población microbiana predominante es de bacterias nitrificantes, razón por la cual el agua tratada es pobre en amoníaco, pero rica en nitrito y nitrato.

Los inconvenientes que presentan este tipo de filtros son: malos olores y la proliferación de moscas.

Este tipo de filtros se utiliza generalmente para aguas residuales municipales de menos de 10,000 habitantes y para aguas residuales industriales con bajas concentraciones de materia orgánica y poco flujo para hacerlos económicamente aceptables.

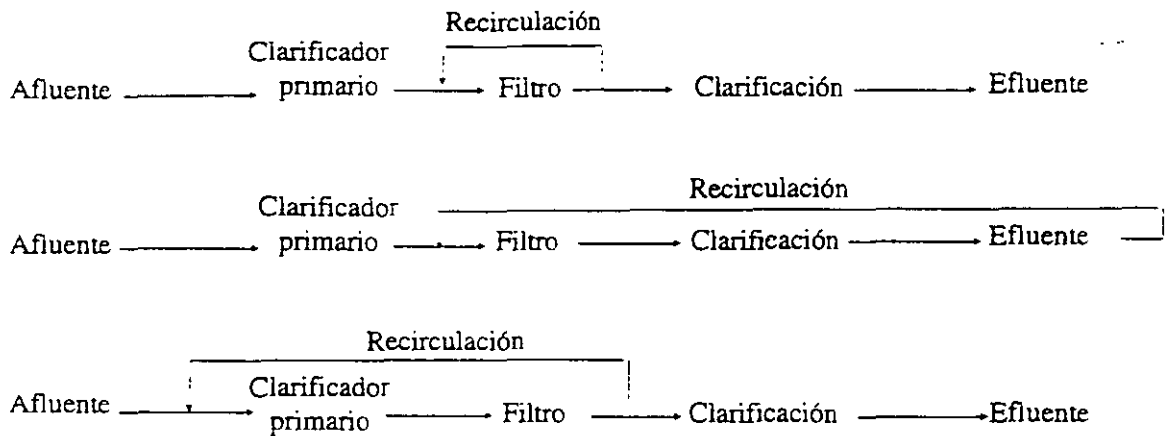


Fig. 29 Diagrama de flujo de filtros percoladores de alta carga de una fase.

Filtros percoladores de alta carga

En este tipo de filtros, se efectúa una recirculación del agua tratada, lo cual permite la aplicación de cargas orgánicas mayores. Las cargas orgánicas a las que trabajan estos filtros son del orden de $0.32-1.0 \text{ Kg/m}^3 \text{ día}$ y con cargas hidráulicas de $10-40 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ día}$.

La recirculación evita la obstrucción del filtro y reduce los problemas de olores y desarrollo de moscas. En la fig. 29 se ilustran los diagramas de flujo de diversos sistemas de recirculación en filtros de alta carga.

B. Lodos activados

Este proceso fue originado por Edward Arden y W.T. Lock en 1914 y puesto en práctica en 1916 en Manchesier, Inglaterra.

Es esencialmente un tratamiento por contacto de flóculos biológicos suspendidos en tanques de aereación con sistema de sedimentación secundario anexo. Este proceso tiene la particularidad de recircular los lodos o flóculos maduros, para mantener una "siembra" de microorganismos adaptados (lodos activados), en el tanque.

Los flóculos abundantes en bacterias, hongos y protozoarios se mantienen aerobios, en circulación y suspensión, ya sea por agitación mecánica o neumática. En el tanque el oxígeno se suministra por aire inyectado a presión o por aereación mecánica.

En este sistema de tratamiento el agua residual llega al tanque de aereación y permanece bajo un flujo turbulento durante un tiempo de retención adecuado para la degradación de la materia orgánica hasta un nivel fijado por el diseño del proceso.

El efluente denominado "licor mezclado", se envía al sedimentador secundario, en donde es separada el agua clarificada de los lodos formados por los microorganismos sedimentados.

Después de que el sistema ha alcanzado un estado estable, una parte de los lodos sedimentados y maduros debe desecharse y la otra es recirculada para mantener una concentración óptima de lodos o flóculos suspendidos.

La remoción de materia orgánica por este sistema es de 55-95% de DBO, 50-80 % de DQO y 55-95 % en sólidos suspendidos, dependiendo del tipo de aguas residuales que se traten.

Las ventajas de este tipo de tratamiento son: Obtención de un efluente final claro, relativamente estable en putrefacción, ausencia de olores durante el proceso y altos rendimientos en remoción de materia orgánica.

Los inconvenientes de este tratamiento son: volumen de lodos mayor al que se obtienen con otros procesos y altos costos de operación.

C. Lagunas de estabilización.

Las lagunas de estabilización son depósitos naturales o artificiales de tierra, abiertos en contacto con el sol y al aire, en los cuales se lleva a cabo la biodegradación de la materia orgánica mediante la actividad metabólica de bacterias y algas. Primeramente son sedimentados los sólidos y luego la materia orgánica se oxida y estabiliza por medio de microorganismos.

Las lagunas de estabilización pueden clasificarse en:

Lagunas aerobias o fotosintéticas. En este tipo de lagunas la materia orgánica es degradada y estabilizada por medio de poblaciones microbianas (bacterias principalmente), con oxígeno abastecido por la acción fotosintética de las algas y por la transferencia superficial del aire en la laguna.

Son de poca profundidad (1-2 pies) para poder mantener un sistema aerobio en ellas, y soportan aguas con bajas cargas orgánicas.

Lagunas aereadas. Estas lagunas son del mismo tipo de las facultativas, pero con la adición de aeración mecánica o difundida en ella.

Estas se semejan a las fosas de oxidación y a las unidades de lodos activados con aereación extendida.

Lagunas facultativas. En las lagunas facultativas se desarrolla un medio hetero-aeróbico, en donde las sustancias orgánicas son degradadas por poblaciones facultativamente aeróbicas y anaeróbicas, causado por cambios cíclicos y estacionales durante la fotosíntesis.

Este tipo de lagunas son más profundas que las fotosintéticas, teniendo en su parte inferior una zona de anaerobiosis, y en la superficie una zona aerobia.

Lagunas de maduración o pulido. Este tipo de lagunas se usa para efectuar un tratamiento cuaternario cuando el efluente de un tratamiento terciario lo requiera; su objetivo principal es la remoción de detergentes, nitrógeno y fósforo, así como también metales pesados y partículas radiactivas por medio de algas y plantas acuáticas selectivas.

En algunos casos este tipo de lagunas se utiliza para la estabilización de los lodos residuales de algunas plantas de tratamiento de aguas residuales.

Lagunas anaerobias. Los procesos de degradación de este tipo de lagunas son anaerobios, por lo cual, para mantener un sistema anaerobio en ellas se requiere que sean más profundas que las aerobias, generalmente tienen de 6 a 10 pie de profundidad, pudiendo ser abiertas o cubiertas. Debido a que despiden olores desagradables tienen que ser construidas lejos de las zonas urbanas. Los olores pueden ser reducidos si se mantienen condiciones alcalinas en las lagunas, lo cual mantiene al ácido sulfhídrico en solución como ion sulfhidrato (HS^-) en estas condiciones.

D. Biodisco

Básicamente se refiere a un tratamiento combinado de crecimiento estacionario de biomasa, llamado biofilm y de lodos activados o flóculos.

Este equipo consiste de unas celdas de plástico insertadas dentro de un tubo o carcasa de diseño especial, colocados en la periferia de una rueda de acero que es sostenida por un eje sumergido dentro de la cámara de contacto. La rueda permanece sumergida en el agua residual en un 75% y las rotaciones del sistema pueden controlarse en forma manual o automática, con el fin de mantener en óptimas condiciones el nivel de oxígeno disuelto.

El tratamiento ocurre por el crecimiento de micrororganismos dentro de celdas y superficie del tubo y en forma suspendida dentro de la cámara de contacto.

El oxígeno llega a los microorganismos por compresión del aire que es atrapado al girar el tubo y es liberado burbujeando dentro de la cámara de suspensión al mismo tiempo que agita y homogeniza los lodos. El biofilm se oxigena directamente cuando sale a la superficie.

La cámara de suspensión es acompañada por un sedimentador anexo, donde los lodos son sedimentados y una parte de ellos es recirculada a la cámara de suspensión y la otra es desechada.

Los tanques pueden ser construidos de acero o de concreto armado, dependiendo del tamaño y condiciones locales. La construcción total de un biodisco, completamente equipado (tanque de contacto, sedimentador, clarificador, etc.), tiene la particularidad de convertirse en un módulo, lo cual trae la ventaja de que si se requiere ampliar la planta de tratamiento, puede realizarse adicionando nuevos módulos al sistema.

Ventajas y características operacionales de los biodiscos:

- Adecuado para complementar tratamientos anaeróbicos o efluentes con bajas cargas orgánicas.
- Tiempo de retención hidráulico dependiendo del tipo de agua residual y la carga orgánica.
- Buen nivel de aereación y mezclado
- Alta eficiencia de remoción de materia orgánica, ya que combina lodos activados y desarrollo de biofilm, alcanzando altas concentraciones de microorganismos.
- Mantenimiento mínimo durante la operación.
- Bajo consumo de energía eléctrica durante la operación.
- No desprende olores si se mantiene en óptimas condiciones el nivel de oxígeno disuelto.
- Óptima consistencia de los lodos.
- Rápida recuperación de la población microbiana.

Desventajas del sistema de los biodiscos:

- No admite alimentación intermitente.
- No resiste cambios bruscos de pH.
- Por cualquier tipo de paro, ya sea en la alimentación o en la aereación, sufre cambios o eliminación de la población microbiana.

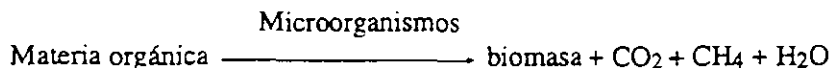
3. Tratamiento anaerobio.

El tratamiento anaerobio de las aguas residuales, es un proceso mediante el cual es degradada la materia orgánica y/o inorgánica por medio de microorganismos, principalmente bacterias en ausencia de oxígeno (anaerobiosis)

Este sistema degrada con mayor eficiencia la materia orgánica, produciendo una mezcla de gas, llamada biogas, compuesta de metano (60-70 %), bióxido de carbono (30-40 %) y trazas de ácido sulfhídrico e hidrógeno.

Este proceso ocurre en forma natural en los pantanos y en el fondo de las lagunas y lagos, donde no hay oxigenación.

La biodegradación de la materia orgánica en forma anaerobia se puede resumir de la siguiente manera:



El proceso anaerobio se puede resumir en dos etapas:

- Acidogénesis.
- Metanogénesis.

En la primera etapa, la materia orgánica se hidroliza y los compuestos orgánicos complejos se transforman en ácidos orgánicos simples, de los cuales los más comunes son ácido acético y ácido propiónico. En esta etapa la degradación se lleva a cabo por bacterias facultativas y anaerobias, llamadas bacterias acidogénicas.

En la segunda etapa, los ácidos formados en la primera son metabolizados, por las bacterias metanogénicas, produciendo metano y bióxido de carbono.

Las bacterias metanogénicas son anaerobias estrictas y tienen una velocidad de reproducción más lenta que las bacterias acidogénicas, ocasionando la acidificación del sistema de tratamiento, siendo esto a veces una limitación del tratamiento pues disminuye su eficiencia.

El tratamiento anaerobio se aplica a los lodos residuales de las plantas de tratamiento y a las aguas residuales industriales.

Las ventajas de este tratamiento son:

- Baja producción de lodos residuales.
- Producción de biogas, el cual puede ser utilizado como combustible.
- Baja demanda de nutrientes (fósforo y nitrógeno).
- Lodos residuales estables.

Los inconvenientes de este sistema son:

- Largos períodos de tiempo de retención (3-10 días).
- Períodos relativamente largos para estabilizar el sistema al principio.
- Altas temperaturas necesarias para lograr un adecuado tratamiento, lo cual representa gasto de energía.

Los sistemas más comunes para el tratamiento anaerobio son los siguientes:

- Digestores.
- Lagunas anaeróbicas.
- Fosas sépticas.

En el caso de descargas industriales se usan los digestores, de los que actualmente existen diferentes patentes comerciales. En la fig. 30 se muestra un diagrama de un digestor anaeróbico de una etapa con mezcla completa.

Las fosas sépticas han sido utilizadas para tratamiento de las aguas residuales domésticas en poblaciones rurales.

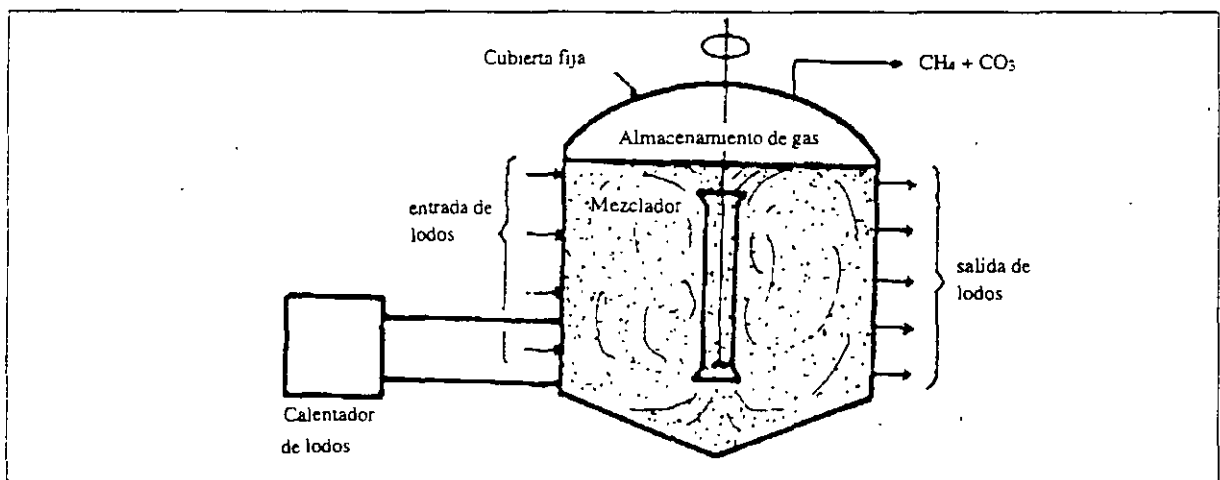


Fig. 30 Diagrama de un digestor anaeróbico de una etapa con mezcla completa.

4 . TRATAMIENTO TERCIARIO

El tratamiento terciario, se define así, porque generalmente se aplica a los efluentes de los tratamientos secundarios para lograr un mayor grado de calidad del agua, de acuerdo al uso que se le quiera dar. Los procesos más comunes en el tratamiento terciario que se estudiarán en este tema, son: adsorción con carbón activado, intercambio iónico, ósmosis inversa y desinfección; otros procesos también importantes son: electrodiálisis y ultrafiltración. Estos procesos no son exclusivamente terciarios, también se aplican como tratamiento único en los casos que así lo requieren.

El tratamiento terciario generalmente se aplica para remover sustancias inorgánicas disueltas como son los metales pesados y sales minerales. El caso de la adsorción con carbón activado se aplica a la remoción de compuestos orgánicos resistentes a la oxidación en el tratamiento secundario. La desinfección es un tratamiento que puede ser único, o terciario si se aplica a los efluentes secundarios.

La precipitación química también se usa como tratamiento terciario, particularmente cuando se trata de obtener agua de buena calidad para abastecer a la industria, pero en el caso del tratamiento a las aguas residuales industriales puede ser tratamiento único o secundario como se presentó en el capítulo anterior.

. Desinfección

Las enfermedades humanas se producen por tres tipos de organismos entéricos: bacterias, virus y quistes de amibas. Las enfermedades típicas causadas por las bacterias son tifoidea, cólera, paratifoidea y disenteria bacilar. Los virus ocasionan la poliomelitis y la hepatitis infecciosa.

La desinfección se refiere a la destrucción selectiva de los organismos patógenos, esta es la diferencia entre la desinfección y la esterilización, en esta última se destruyen todos los organismos presentes en el agua.

Agentes y medios

En el tratamiento de las aguas residuales la desinfección que comunmente se emplea es mediante 1) agentes químicos, 2) agentes físicos, 3) medios mecánicos y 4) radiación.

Agentes químicos. Las características que debe tener un agente químico ideal se presentan en la tabla 10. Como se muestra, un desinfectante ideal debe tener un gran número de características. Es posible que tal compuesto pueda no existir, pero las características que se presentan en la tabla deberán tomarse en cuenta al seleccionar un desinfectante. Para los ingenieros sanitarios, también es importante que el desinfectante sea seguro en su manejo y aplicación, y que su concentración sea fácilmente medible así como su concentración residual.

Los agentes químicos que se han usado como desinfectantes incluyen: fenol y compuestos fenólicos, alcoholes, iodo, cloro y sus compuestos, bromo, ozono, metales pesados y sus compuestos, jabones y detergentes sintéticos, compuestos cuaternarios de amonio, peróxido de hidrógeno y varios álcalis y ácidos.

El desinfectante universalmente usado es el cloro. El bromo y el yodo ocasionalmente se usan en albercas. El ozono es un desinfectante sumamente efectivo, aún cuando no deja concentración residual, su uso se ha incrementado en el tratamiento de aguas. La acidez y alcalinidad extremas se pueden usar para destruir organismos patógenos, debido a que los valores de pH mayores de 11 y menores de 3 son relativamente tóxicos para la mayoría de las bacterias.

Agentes físicos. Los desinfectantes físicos que se han usado son calor y luz. Calentando el agua hasta su punto de ebullición se pueden destruir por ejemplo, las bacterias patógenas, no esporuladas. El calor se emplea comunmente en la industria de bebidas y derivados de la leche, pero no es posible aplicarla a grandes cantidades de aguas por su alto costo.

La luz solar también es un buen desinfectante. En particular se emplea la radiación ultravioleta. Existen lámparas de luz ultravioleta para esterilizar pequeñas cantidades de agua. La eficiencia del proceso depende de la penetración de la luz en el agua, por esto, la geometría entre la lámpara de luz y el agua es muy importante, debido a que la materia sólida suspendida y las moléculas orgánicas disueltas en el agua, pueden absorber la radiación igual que los microorganismos. Por lo tanto es difícil emplear la radiación ultravioleta en la desinfección de aguas residuales cuando se tienen partículas suspendidas.

Medios mecánicos. Las bacterias se eliminan también por medios mecánicos durante el tratamiento de las aguas residuales. Las eficiencias típicas de remoción para varios procesos de tratamiento se reportan en la Tabla 11. Los primeros cinco procesos que se enlistan se pueden considerar físicos. La remoción es un complemento de la función primaria de los procesos.

Radiación. Los principales tipos de radiación son: electromagnética, acústica y de partículas. Los rayos gamma emitidos por radioisótopos, como el cobalto 60, tienen una fuerte penetración, y se han usado para esterilizar agua y aguas residuales.

. Factores que influyen en la acción de los desinfectantes.

Al aplicar alguno de los agentes desinfectantes que ya se indicaron, se deben tener en cuenta los siguientes factores: 1) tiempo de contacto, 2) concentración y tipo de agente químico, 3) intensidad y naturaleza del agente físico, 4) temperatura, 5) número de organismos, 6) tipos de organismos, y 7) naturaleza del líquido.

Tabla 10
Características de un desinfectante químico ideal

Características	Indicaciones
Toxicidad para los microorganismos	Debe tener un amplio espectro de actividad a altas diluciones
Solubilidad	Debe ser soluble en agua o en los tejidos celulares
Estabilidad	La pérdida de su acción germicida en almacenamiento debe ser baja
No debe ser tóxico a las formas de vida superior	Deberá ser tóxico a los microorganismos patógenos y no ser tóxico al hombre y a otras formas de vida
Homogeneidad	La solución debe ser uniforme en su composición

Interacción con materias	No debe ser adsorbido por materia orgánica.
Toxicidad a temperatura ambiente	Debe ser efectiva en un rango de temperatura ambiente
Penetración	Debe tener capacidad de penetración a través del agua
No corrosivo y no teñidor	No debe corroer los metales o teñir la ropa
Habilidad para deodorizar	Debe deodorizar mientras desinfecta
Capacidad detergente	Debe tener acción limpiadora para mejorar su efectividad desinfectante
Disponibilidad	Debe estar disponible en grandes cantidades y a un precio razonable

Tabla. 41
Remoción de bacterias en diferentes procesos de tratamiento

Procesos	% de remoción
Filtros gruesos	0-5
Filtros finos	10-20
Cámaras grit	10-25
Sedimentación simple	25-75
Precipitación química	40-80
Filtros percoladores	90-95
Lodos activados	90-98
Cloración en efluentes tratados	98-99

Tiempo de contacto. Una de las variables más importantes en el proceso de desinfección es el tiempo de retención. En general, para una concentración dada de desinfectante, el mayor tiempo de contacto ocasiona una mayor mortandad. Esta observación se formalizó primero por Chick, y derivó la Ley de Chick:

$$dN/dt = -kN \quad (1)$$

Siendo: N = número de organismos.

t = tiempo

k = constante (tiempo)⁻¹

Si N₀ es el número de organismos cuando t = 0, la ecuación (1) se puede integrar:

$$N/N_0 = e^{-kt} \quad (2)$$

6

$$\ln(N/N_0) = -kt^m \quad (3)$$

Siendo m una constante. Si m es menor que 1, la tasa de mortandad decrece con el tiempo, si m es mayor que 1, la tasa de mortandad aumenta con el tiempo. Las constantes de la ecuación (3) se pueden obtener graficando $-\ln(N/N_0)$ contra el tiempo de contacto t en papel log-log. La línea recta de la ecuación es:

$$\log(-\ln(N/N_0)) = \log k + m \log t \quad (4)$$

Concentración y tipo de agente químico. Se ha observado que dependiendo del tipo de agente químico, la efectividad de la desinfección se relaciona con la concentración. El efecto de la concentración se ha formulado empíricamente:

$$C^n t_p = constante \quad (5)$$

Siendo C = concentración del desinfectante

n = constante

t_p = tiempo requerido para lograr un porcentaje de mortandad constante

Las constantes de la ecuación (5) se pueden evaluar graficando en papel log-log, la concentración contra el tiempo necesario para tener un porcentaje de mortandad. La pendiente de la línea corresponde al valor de $-1/n$. Una gráfica de esta relación que se determinó experimentalmente para un 99% de mortandad de diferentes organismos.

En general, si n es mayor que 1, el tiempo de contacto es más importante que la dosis, si n es igual a 1 el efecto del tiempo y la dosis son casi el mismo.

Intensidad y naturaleza de los agentes físicos. Como ya se indicó, los agentes físicos que alguna vez se han empleado en la desinfección de aguas residuales, son el calor y la luz. Se ha encontrado que su efectividad está en función de su intensidad. Por ejemplo, si el decaimiento de los microorganismos se representa con una ecuación de primer orden, se tiene:

$$dN/dt = -kN \quad (6)$$

Siendo N = número de organismos

t = tiempo, min

k = constante de velocidad de reacción, 1/min

Por lo tanto, el efecto de la intensidad del desinfectante físico está reflejando en la constante k a través de la misma relación.

Temperatura. El efecto de la temperatura en la tasa de mortandad se puede representar con la relación de Van't Hoff-Arrhenius. Al aumentar la temperatura la rapidez de mortandad es mayor. En términos del tiempo t , necesario para lograr un determinado porcentaje de mortandad, la relación es:

$$\begin{aligned} \log (t_1/t_2) &= [E(T_2 - T_1)]/2.303RT_1T_2 \\ &= [E(T_2 - T_1)]/4.58T_1T_2 \end{aligned} \quad (7)$$

Siendo: t_1 y t_2 tiempos para lograr los porcentajes dados de mortandad a las temperaturas T_1 y T_2 , en $^{\circ}\text{K}$ respectivamente.

E = energía de activación.

B = constante de los gases ideales ($1.99 \text{ cal}^{\circ}\text{K-mol}$)

En la Tabla. 12. se presentan los valores típicos para la energía de activación de varios compuestos de cloro a diferentes valores de pH.

Tabla. 12
Energías de activación para soluciones de cloro y cloraminas a temperatura normal

Compuesto	pH	E. cal.
Cloro en solución	7.0	8.200
	8.5	6.400
	9.8	12.000
	10.7	15.000
Cloraminas	7.0	12.000
	8.5	14.000
	9.5	20.000

Número de organismos. En un sistema diluido como las aguas residuales, la concentración de organismos rara vez es importante. Sin embargo, se puede concluir de la ecuación (5) que una concentración grande de organismos necesita un tiempo grande para lograr una mortandad determinada. La relación empírica que se ha propuesto para representar el efecto de la concentración de microorganismos es la siguiente:

$$C^q N_p = \text{constante} \quad (8)$$

Siendo: C = concentración del desinfectante.

N_p = concentración de organismos reducidos para un porcentaje dado en un tiempo dado.

q = constante relacionada con la fuerza del desinfectante.

Tipos de organismos. La efectividad de los desinfectantes estará influenciada por la naturaleza de los microorganismos. Por ejemplo, las células de bacterias en crecimiento mueren fácilmente. En contraste, las esporas de bacterias son muy resistentes, y muchos de los desinfectantes comunmente usados pueden tener poco o nulo efecto, y se debe usar otro tipo de agente desinfectante como el calor.

Naturaleza del material en suspensión. Al igual que los factores anteriores, la naturaleza del material en suspensión se debe evaluar cuidadosamente. Por ejemplo, el material orgánico extraño puede reaccionar con la mayoría de los desinfectantes oxidantes y llegar a reducir la efectividad de los desinfectantes por adsorción y porque protege las bacterias atrapándolas.

Mecanismos de los desinfectantes. Para explicar la acción de los desinfectantes se han propuesto cuatro mecanismos: 1) daño a la pared celular, 2) alteración de la permeabilidad, 3) alteración de la naturaleza coloidal del protoplasma, y 4) inhibición de la actividad enzimática.

El daño o la destrucción de la pared celular ocasionará lisis en la célula y su muerte. Algunos agentes como la penicilina, inhiben la síntesis de las paredes celulares de las bacterias.

Otros agentes como los compuestos fenólicos y los detergentes alteran la permeabilidad de la membrana citoplasmática. Estas sustancias destruyen la permeabilidad selectiva de la membrana y dejan escapar nutrientes vitales como nitrógeno y fósforo

El calor, la radiación y los agentes fuertemente ácidos ó alcalinos alteran la naturaleza coloidal del protoplasma. El calor puede coagular la proteína de la célula, mientras que los ácidos y álcalis desnaturan las proteínas produciendo un efecto letal.

Otro modo de desinfección es la inhibición de la actividad enzimática. Los agentes oxidantes como el cloro, pueden alterar el arreglo químico de las enzimas e inactivarlas.

Desinfección con cloro.

De todos los desinfectantes químicos, el cloro es posiblemente el más empleado en todo el mundo, debido a que satisface la mayoría de los requerimientos especificados en la Tabla. 10

Usos y reacciones del cloro. Reacciones químicas del cloro en el agua. Cuando el cloro en forma de gas Cl_2 se pone en contacto con el agua, tienen lugar dos reacciones: la hidrólisis y la ionización.

La hidrólisis se presenta con la reacción siguiente:



la constante de estabilidad para esta reacción es:

$$K = \frac{[HOCl][H^+][Cl^-]}{[Cl_2]} = 4.5 \times 10^{-4} \text{ a } 25^\circ C \quad (10)$$

Debido a la magnitud de este coeficiente (k), se pueden disolver grandes cantidades de cloro en el agua.

La ionización se presenta con la siguiente reacción:



la constante de ionización para esta reacción es:

$$K_i = \frac{[H^+][OCl^-]}{[HOCl]} = 2.7 \times 10^{-8} \text{ a } 25^\circ C \quad (12)$$

La variación en el valor de K_i con la temperatura se presenta en la Tabla. 13

Tabla 13
Valores de la constante de ionización
del ácido hipocloroso a diferentes temperaturas

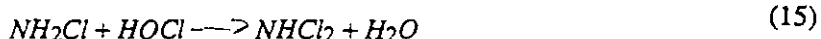
Temperatura °C	0	5	10	15	20	25
Ki x 10 ⁸ moles/litro	1.5	1.7	2.0	2.2	2.5	2.7

La cantidad de HOCl y ion hipoclorito OCl⁻ que está presente en el agua se denomina cloro libre disponible. La distribución relativa de estas dos especies es muy importante por su eficiencia en la mortandad de bacterias. El HOCl es de 40 a 80 veces más eficiente que el OCl⁻. El porcentaje de distribución del HOCl para varias temperaturas se puede calcular usando la ecuación (13) y los datos de la Tabla. 8.4. 5.13

$$HOCl/(HOCl + OCl) = 1/[1 + OCl/HOCl] = 1/[1 + Ki/H] \quad (13)$$

El cloro libre también se puede adicionar al agua en forma de sales de hipoclorito. El hipoclorito de calcio, Ca(OCl)₂, se emplea comunmente con este propósito. Los iones del hipoclorito están sujetos a la reacción representada en la ecuación (11).

El cloro libre en solución puede reaccionar con el amonio en el agua para formar cloraminas. Las cloraminas también sirven como desinfectantes, siempre que sean extremadamente bajas en concentración, las reacciones de importancia son:

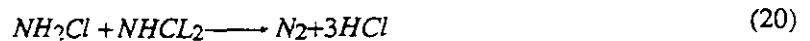
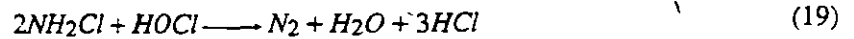
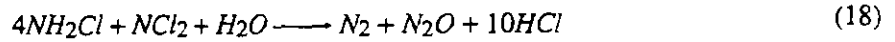
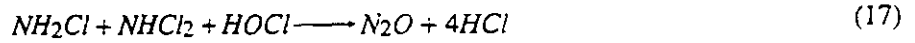


Las cloraminas (NH₂Cl), dicloraminas (NHCl₂), y el tricloruro de nitrógeno, se forman sucesivamente por reacciones de sustitución. Las dos especies que predominan, en la mayoría de los casos son las monocloraminas y las dicloraminas, y comunmente se conocen como cloro combinado disponible.

Punto de quiebre en la cloración. El hecho de que el cloro libre puede reaccionar con el amonio, junto con el hecho de que el cloro libre es un fuerte agente oxidante, dificulta mantener un residual de cloro (libre o combinado) en la desinfección de las aguas residuales. El fenómeno que resulta cuando se adiciona cloro a un agua residual que contiene amonio, se puede explicar refiriéndonos a la Figura. 31

Cuando se adiciona el cloro, rápidamente se oxidan sustancias como Fe⁺⁺, Mn⁺⁺, H₂S, y materia orgánica que reacciona con el cloro, reduciéndolo a ion cloruro (punto A en la Figura 1). Después de esta demanda inmediata, el cloro continúa reaccionando con el amonio para formar cloraminas entre los puntos A y B. Para relaciones molares de cloro y amonio menor de uno, se formarán monocloraminas y dicloraminas. La distribución de esas dos formas está gobernada por sus tasas de formación, las cuales dependen del pH y la temperatura. Entre el punto B y el punto de quiebra, algunas de las cloraminas se pueden convertir a tricloruro de nitrógeno, ecuación (16), mientras que las cloraminas remanentes se oxidarán a óxido de nitrógeno y nitrógeno con la reducción del cloro a ion cloruro. Al continuar la adición de cloro, esencialmente todas las cloraminas se pueden oxidar en el punto de quiebre. Las posibles

reacciones que pueden ocurrir por la generación de gases y la desaparición de cloraminas son las siguientes, además de la ecuación (16):



Al continuar la adición de cloro, pasando el punto de quiebre, resultará un aumento directamente proporcional en la concentración de cloro libre disponible (hipoclorito sin reaccionar). La razón principal para adicionar suficiente cloro es obtener cloro libre residual que asegure la desinfección. Ocasionalmente, debido a la formación de tricloruro de nitrógeno y a los demás compuestos, se presentan serios problemas de olor durante la operación de cloración para llegar al punto de quiebre. En la práctica, el ácido clorhídrico que se forma durante la cloración reaccionará con la alcalinidad del agua residual y, bajo ciertas circunstancias, el pH bajará ligeramente.

La presencia de otros compuestos que reaccionen con el cloro puede aumentar considerablemente la pendiente de la curva. La cantidad de cloro que debe adicionarse para alcanzar el nivel deseado de cloro residual se denomina demanda de cloro.

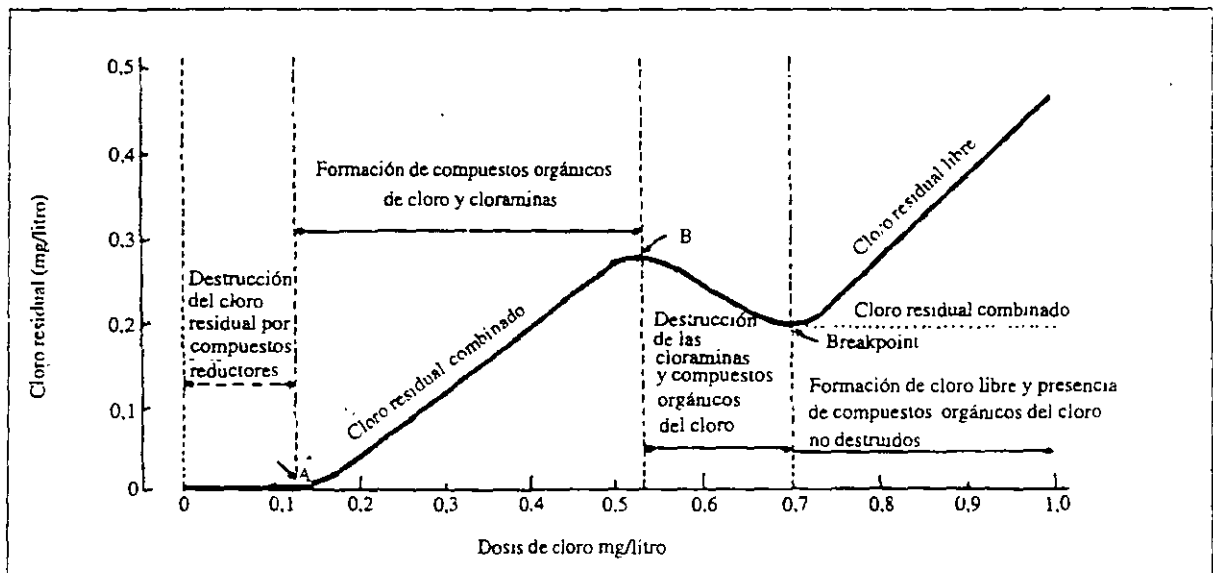


Figura 3t Curva que representa el proceso de cloración.

Adsorción con carbón activado

La adsorción es la concentración de un soluto en la superficie de un sólido. Este fenómeno tiene lugar cuando una superficie se pone en contacto con una solución. Una capa de moléculas del soluto se acumula en la superficie del sólido debido a fuerzas superficiales desbalanceadas.

En el interior del sólido las moléculas están completamente rodeadas por moléculas similares y por lo tanto están sujetas a fuerzas balanceadas, como se indica por la flecha en la Figura 32. Las moléculas de la superficie están sujetas a fuerzas desbalanceadas, debido a que estas fuerzas residuales son suficientemente fuertes, pueden aprisionar moléculas de un soluto que esté en contacto con el sólido. Este fenómeno se denomina adsorción física o de Van der Waals.

El sólido, como el carbón activado por ejemplo, se denomina adsorbente y el soluto que se adsorbe es el adsorbato. La capacidad de la adsorción está directamente relacionada con el total de la superficie del adsorbente, esto es, con mayor superficie se tienen más fuerzas residuales desbalanceadas disponibles para la adsorción.

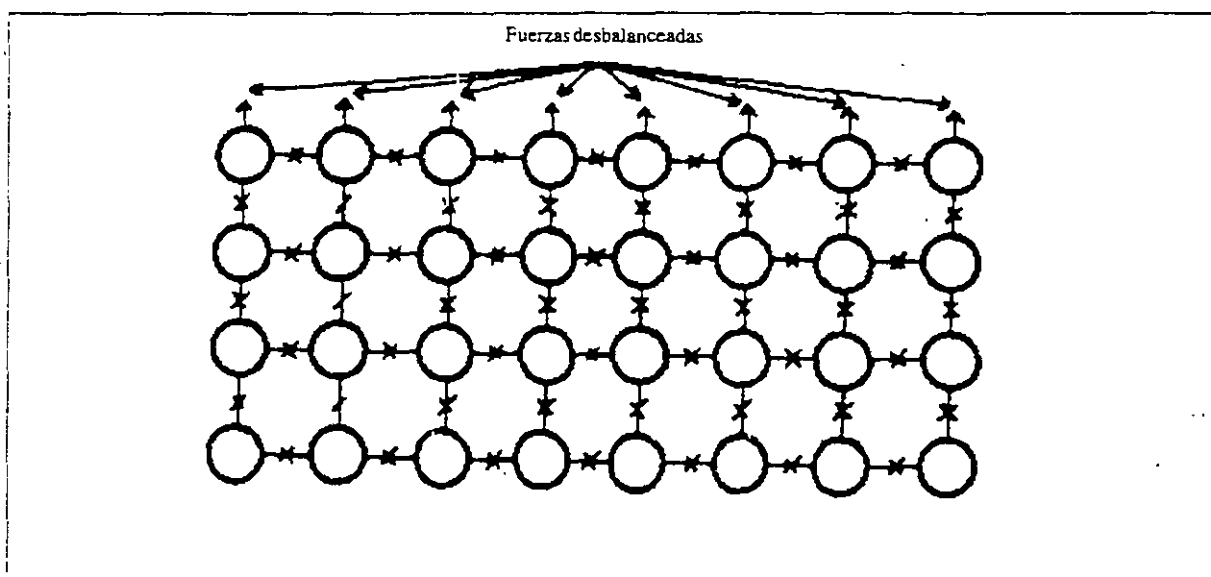


Figura 32 Representación de las fuerzas en un sólido.

Carbones activados como adsorbentes. Los carbones activados tienen una amplia aplicación como adsorbentes en plantas potabilizadoras de agua para eliminar sabores y olores causados por compuestos orgánicos. En el tratamiento de las aguas residuales se aplica el carbón activado únicamente cuando se desea lograr efluentes de alta calidad.

Preparación del carbón activado. Se prepara de materiales carbonosos crudos como lana, lignita, carbón y cáscara de nueces, mediante un proceso de activación térmica que permite obtener una estructura muy porosa con grandes superficies ($1000 \text{ m}^2/\text{g}$).

Reactivación del carbón activado. La gran ventaja del carbón activado como adsorbente es que permite la posibilidad de su reactivación (hasta 30 veces o más) sin pérdida apreciable de su poder adsorbtivo. Usualmente la reactivación se hace calentando el carbón hasta 930°C en una corriente de aire atmosférico (reactivación térmica). Esta operación se puede adaptar en una mufla o en un horno rotatorio.

Los compuestos orgánicos se queman y el carbón activado se restablece básicamente a su capacidad inicial de adsorción.

Operación de adsorción. En la práctica, la operación de adsorción en carbón activado puede ser mediante un sistema intermitente o continuo. En el sistema intermitente el carbón activado se mezcla con el agua residual y se deja reposar, posteriormente se separa y se obtiene el agua tratada. La operación continua se hace con columnas empacadas con carbón granular (40 a 80 mallas), este método es más económico que la operación intermitente.

La remoción de compuestos orgánicos en columnas de carbón activado ocurre por tres mecanismos:

- 1) La adsorción de las moléculas orgánicas.
- 2) La filtración de partículas mayores y
- 3) La sedimentación de materia coloidal.

La eficiencia de remoción depende principalmente del tiempo de contacto entre el efluente y el carbón activado.

Como el efluente pasa a través del lecho, el carbón cercano al punto de alimentación se satura primero y se debe reemplazar con carbón fresco. Esto se puede hacer operando varias columnas en serie mediante válvulas. La primera columna se reemplaza cuando queda saturada y el flujo del efluente se corta para pasarlo a una de las últimas columnas en la serie. En instalaciones grandes la regeneración del carbón gastado es esencial debido a intereses económicos.

Isotermas de adsorción

Las relaciones de equilibrio entre el adsorbente y el adsorbato se describen como isotermas de adsorción. En esta ocasión únicamente se mencionarán las isotermas de Langmuir y de Freundlich.

a) Isoterma de Langmuir.

En el desarrollo de la isoterma de Langmuir se supone que el soluto se adsorbe como una capa monomolecular sobre la superficie del adsorbente. Esta es la isoterma más usada y se representa con la ecuación:

$$X/M = KbC/(1 + KC) \quad (1)$$

Siendo:

X peso del soluto adsorbido (adsorbato), mg.

M peso del adsorbente, g.

K constante de equilibrio, cm^3 de adsorbente/mg de adsorbato.

C concentración de equilibrio del soluto mg/l.

b constante que representa la capa monomolecular por unidad de peso de adsorbente,

mg adsorbato/g adsorbente.

Una gráfica típica de X/M contra C, de la ecuación anterior se presenta en la Figura 5.33

La ecuación (1) escrita en forma lineal, tomando el recíproco de ambos miembros:

$$1/(X/M) = 1/(Kb) * (1/C) + (1/b) \quad (2)$$

De la ecuación (2) se grafica $1/(X/M)$ contra $1/C$ y se obtiene una línea recta que nos permite determinar los parámetros K y b con la pendiente y la ordenada al origen, respectivamente.

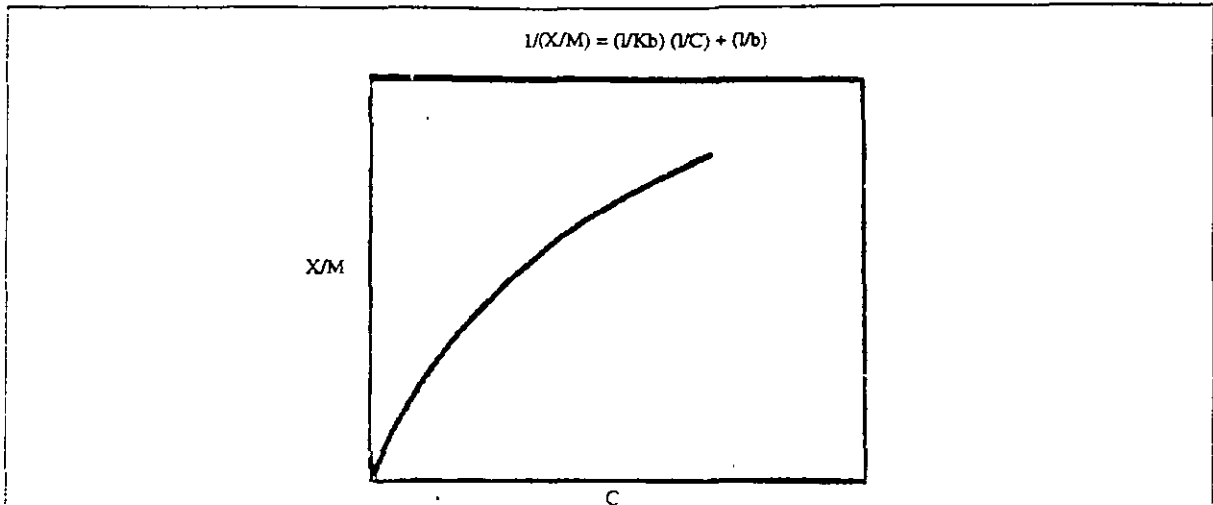


Figura 3 Isoterma de Langmuir.

b) Isoterma de Freundlich.

La isoterma de Freundlich se expresa por la ecuación:

$$X/M = KC^{1/n} \quad (3)$$

X/M y C representan lo mismo que en la isoterma de Langmuir, K y n son constantes que dependen de algunos factores ambientales.

La ecuación (3) se escribe en forma lineal tomando logaritmos de ambos miembros.

$$\log X/M = (1/n) \log C + \log K \quad (4)$$

La ecuación (4) revela que una gráfica logarítmica de X/M contra C nos da una línea recta que nos permite determinar los parámetros n y K con la pendiente y la ordenada al origen.

Intercambio iónico

El intercambio iónico es un proceso en el que los iones que mantienen a los grupos funcionales sobre la superficie de un sólido por fuerzas electrostáticas se intercambian por iones de diferentes especies en solución. Este proceso ha incrementado su importancia en el campo del tratamiento de aguas residuales.

Puesto que por intercambio iónico se puede lograr una desmineralización completa, es posible producir un efluente de calidad específica, (por ejemplo de dureza específica), mediante el uso de corrientes separadas en el proceso de tratamiento, donde parte del influente es desmineralizado y se combina con el resto del influente para lograr la concentración deseada.

. Resinas de intercambio iónico

Hasta los años de 1940 las zeolitas naturales fueron las resinas de intercambio disponibles. La capacidad de intercambio era relativamente baja, lo cual limitaba su factibilidad económica en el tratamiento de aguas residuales. Posteriormente las zeolitas naturales fueron reemplazadas por resinas sintéticas. Estas últimas son polímeros insolubles sobre los cuales se adicionan grupos básicos o ácidos mediante reacciones químicas. Estos grupos son capaces de un cambio reversible con los iones presentes en una solución.

El número total de grupos funcionales por unidad de peso (o por unidad de volumen) de la resina determina la capacidad de intercambio, mientras que el tipo de grupo funcional determina la selectividad del ión y su posición en el equilibrio de intercambio. Las partículas de las resinas tienen diámetros de aproximadamente 0.5 mm y se emplean en columnas empacadas con flujos de agua residual del orden de 5 a 12 galones por pie² (1/cm²).

Para dar un ejemplo de la variedad de resinas de intercambio iónico se enlistan las siguientes.

1) Inorgánicos naturales:

Zeolitas: $x\text{Na}_2\text{O}$, $y\text{Al}_2\text{O}_3$, $z\text{SiO}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$

Silicoaluminatos hidratados como:

analcita	$\text{Na}_2 [\text{Si}_2\text{AlO}_2] \cdot \text{H}_2\text{O}$
characita	$(\text{Ca}, \text{Na}) [\text{SiAlO}_6]_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$
harmotomita	$(\text{K}, \text{Ba}) [\text{Si}_5\text{Al}_2\text{O}_{14}] \cdot 5\text{H}_2\text{O}$
heulandita	$\text{Ca} [\text{Si}_3\text{Al}_2\text{O}_8] \cdot 5\text{H}_2\text{O}$
natrolita	$\text{Na}_2 [\text{Si}_3\text{Al}_2\text{O}_{10}] \cdot 2\text{H}_2\text{O}$
montomorilonita	$\text{Al}_2 [\text{Si}_4\text{O}_{10} (\text{OH})_2] \cdot 2\text{H}_2\text{O}$
beidelita	$\text{Al}_2 [(\text{OH})_2\text{AlSi}_{13}\text{O}_9\text{OH}] \cdot 4\text{H}_2\text{O}$

2) Inorgánicos sintéticos:

Sodalita $\text{Na}_4 [\text{Si}_3\text{Al}_3\text{ClO}_{12}]$

Apatita $[\text{Ca}_5 (\text{PO}_4)_3] \text{F}$

Hidroxilapatita $[\text{Ca}_5 (\text{PO}_4)_3] \text{OH}$

3) Orgánicos sintéticos:

Estas son estructuras tridimensionales de hidrocarburos entrelazados que contienen grupos ácidos o básicos.

De intercambio catiónico:

Débilmente ácidos (carboxílicos)

Medianamente ácidos (fosfónicos)

Fuertemente ácidos (sulfónicos)

De intercambio aniónico:

Débilmente básicas (alkilaminas)

Fuertemente básicas (base cuaternaria de amonio).

. Mecanismos de intercambio iónico

Hay dos tipos básicos de intercambiadores iónicos: catiónicos y aniónicos.

a) Intercambiadores catiónicos.

Las resinas de intercambio catiónico eliminan cationes de una solución, cambiándolos por iones de sodio (ciclo de sodio) o por iones de hidrógeno (ciclo de hidrógeno). La remoción se representa por la ecuación (1) donde R denota la resina y M^{+2} el catión, por ejemplo Cu^{+2} , Zn^{+2} , Ni^{+2} , Ca^{+2} y Mg^{+2} .

Ciclo del sodio:



Ciclo del hidrógeno:



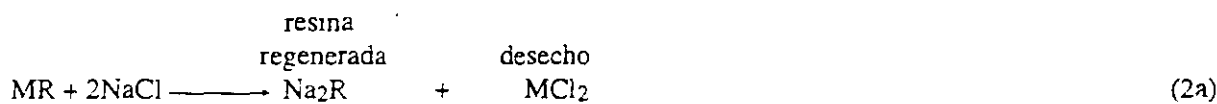
Los cationes son retenidos en la resina y se logra un efluente blando. Este efluente contiene principalmente sales de sodio, si se emplea el ciclo del sodio; o ácidos si se emplea el ciclo del hidrógeno.

Cuando se agota la capacidad de intercambio de la resina, la concentración iónica del efluente de la columna excede el valor especificado y la resina debe regenerarse. Previa a la regeneración la columna debe lavarse para eliminar depósitos de sólidos.

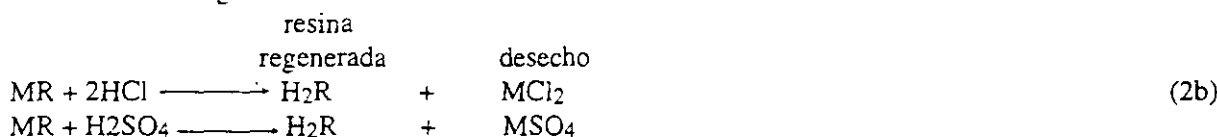
La regeneración consiste en pasar a través de la columna una solución salobre de cloruro de sodio, para el ciclo del sodio; o una solución ácida, usualmente H_2SO_4 ó HCl , para el ciclo del hidrógeno.

Las reacciones de regeneración para los dos ciclos son:

Ciclo del sodio:



Ciclo del hidrógeno:

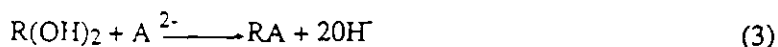


El regenerante típico tiene concentraciones del 1 al 5 % en peso con tasas de flujo de 1 a 2 gal/min.pie² (1/min.cm.²). Como se indica en las ecuaciones (2a y 2b) el desecho del regenerante consiste de sales catiónicas. Esta corriente de desecho tiene cantidades del 10 al 16% del volumen del influente tratado. Después de la regeneración el lecho de intercambio se enjuaga con agua para eliminar el residuo del regenerante.

Las reacciones de intercambio catiónico y las direcciones de flujo para las diferentes corrientes involucradas en la operación de un intercambiador catiónico, están indicadas en la Figura 5.34 Las resinas del intercambio catiónico del ciclo del hidrógeno son ácidos débiles o fuertes.

b) Intercambiadores aniónicos

Las resinas en el intercambio aniónico eliminan aniones de una solución intercambiándolos por iones oxhidrilos. La remoción se representa por la ecuación (3).



Donde: A^{2-} representa aniones como SO_4^{2-} y CrO_4^{2-} .

En la regeneración generalmente se procede a un lavado para eliminar los sólidos depositados. Los regenerantes comunmente usados son los hidróxidos de sodio y amonio.

La reacción de regeneración es:

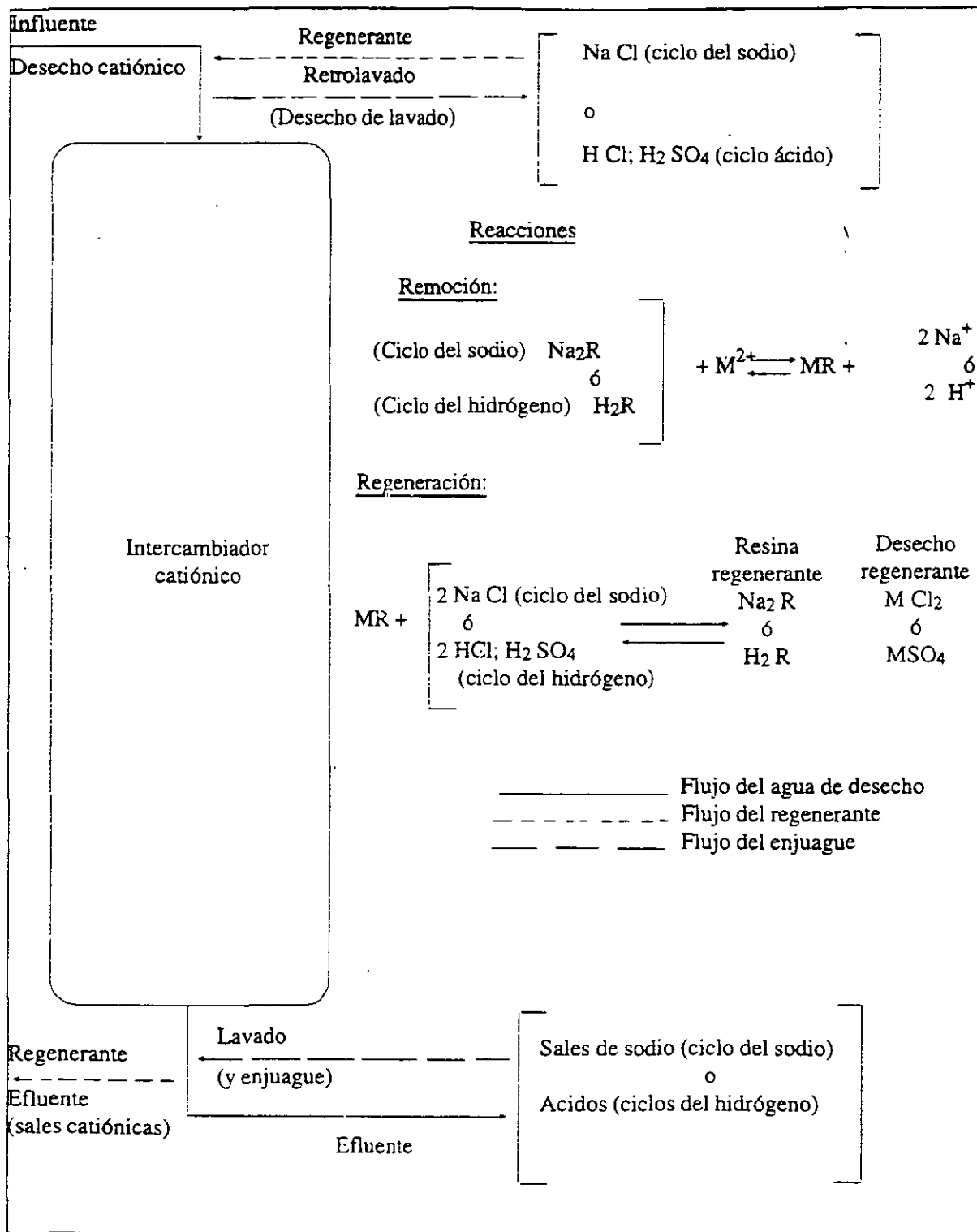
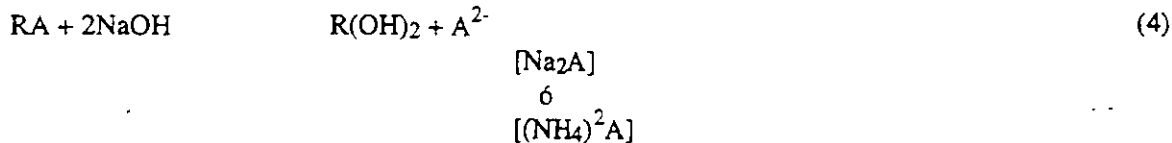


Figura 34 Intercambiador catiónico.



Las concentraciones típicas del regenerante son de 5 a 10 % en peso.

Generalmente, los intercambiadores catiónicos y aniónicos se usan en serie. Con una adecuada selección del intercambiador iónico casi cualquier problema de desechos de naturaleza inorgánica se puede atrapar. Las resinas de intercambio básico son bases tanto fuertes como débiles. En la Figura 35 se indican las reacciones de intercambio iónico y la dirección de los flujos de las corrientes en un intercambiador aniónico.

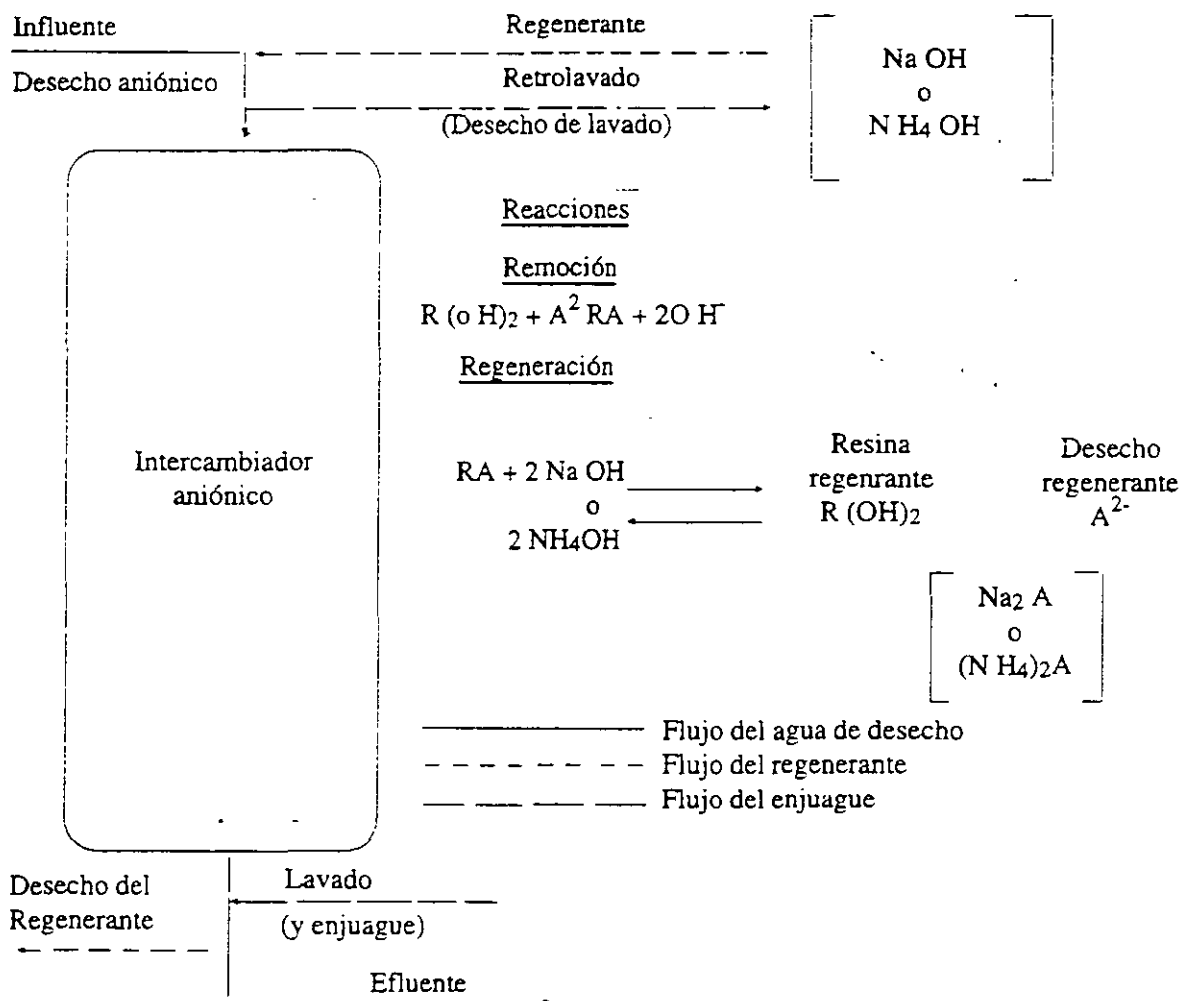


Figura 35 Intercambiador aniónico.

Parámetros de diseño de una columna de intercambio iónico

El primer paso para diseñar un sistema de intercambio iónico para un desecho específico es hacer un análisis completo de cationes y aniones del influente a tratar. Además, los análisis de sólidos totales disueltos, bióxidos de carbono disuelto (CO_2), sílice (SiO_2) y pH.

Las concentraciones de los iones presentes se pueden expresar de dos maneras:

a) En meq/l (miliequivalentes por litro).

Por ejemplo, para una solución que contenga 20 mg/l de Cu^{+2} , la concentración en términos de meq/l es:

$$(20 \text{ mg/l}) / [(63.5 \text{ mg}/2\text{meq})] = 0.63 \text{ meq/l}$$

siendo 63.5 el peso atómico del cobre y 2 la valencia.

b) En términos equivalentes a carbonato de calcio.

Por ejemplo, 20 mg/l de Cu^{+2} y la cantidad estequiométrica de Cl^- (cloruro de cobre), la concentración de Cu^{+2} en términos de CaCO_3 se calcula así:

$$(20 \text{ mg/l}) \times [(132.5 \text{ g/mol}) / (100 \text{ g/mol})] = 27 \text{ mg/l de CaCO}_3$$

siendo: 100 y 132.5 los pesos moleculares del carbonato de calcio y del cloruro de cobre, respectivamente.

Los parámetros de diseño se determinan en pruebas de laboratorio.

Capacidad de intercambio de la resina. Las capacidades de intercambio de las resinas anión-cación se expresan usualmente como equivalente de ión eliminado por unidad de volumen del lecho, (equivalentes/de resina). Se pueden expresar también por unidad de peso del lecho, (equivalentes/Kg de resina).

Las capacidades de intercambio también se expresan en términos de peso equivalente de CaCO_3 , tanto por unidad de volumen como por unidad de peso del lecho (Kg de CaCO_3/m^3 de resina ó Kg de CaCO_3/Kg de resina).

Regenerantes. Los regenerantes necesarios se expresan en términos de peso por unidad de volumen de lecho (Kg de $\text{H}_2\text{SO}_4/\text{m}^3$). El grado de capacidad teórica que se logra, con respecto a la resina "fresca", depende del peso del regenerante empleado. Se toma en consideración un balance económico entre el grado de capacidad teórica lograda y el peso del regenerante (Kg de regenerante/ m^3 de volumen de lecho). En el laboratorio se realizan pruebas para conocer la capacidad de intercambio de regeneración de una resina contra el peso del regenerante, algunas veces esta información la proporcionan los fabricantes de resinas. La capacidad de intercambio de la columna aumenta con el peso del regenerante utilizado.

Agua de enjuague. Después de la regeneración el lecho intercambiador se enjuaga con agua para eliminar los residuos del regenerante. El enjuague necesario también se determina con pruebas de laboratorio, aunque también este dato lo proporcionan los fabricantes de resinas. El agua de enjuague se expresa en términos de litros de agua por metro cúbico de resina. Las características de intercambio de las resinas se evalúan con unidades a escala en el laboratorio. Se emplean columnas de plexiglass de 1 pulgada de diámetro con tasas de flujo comparables a las de la planta en unidades de escala. La Tabla 13 muestra los datos típicos obtenidos de una unidad a escala.

Las consideraciones adicionales sobre el diseño de sistemas de intercambio iónico son las siguientes:

a) La recuperación de constituyentes valiosos del desecho es un factor importante para determinar la factibilidad económica del intercambio iónico. Los cromatos (CrO_4) de los desechos de una planta cromadora se retienen por un intercambio aniónico y subsecuentemente se recuperan como ácido crómico (H_2CrO_4) en un intercambiador catiónico de hidrógeno. Los iones de níquel son recuperados de los desechos de plantas niqueladoras.

Tabla 13
Características de resinas de intercambio iónico
para tratar el desecho de una industria cromadora

	CATIONICA	ANIONICA
Capacidad de intercambio.	70 eq/ft ³ resina.	3.5 lb CrO ₃ /ft ³ resina.
Regenerantes.	H ₂ SO ₄	NaOH
Requerimientos (lb/ft ³ de resina)	11.0. lb H ₂ SO ₄	4.7 lb NaOH
Concentración.	5.0	10.0
Tasa de flujo gal/min. ft ² .	1.0	1.0
Agua de enjuague gal/ft ³ de resina.	130	100

b) El cálculo de la profundidad del lecho se determina conociendo la cantidad de resina necesaria por ciclo y seleccionando un diámetro para la columna. La altura libre adicional está prevista para permitir la expansión del lecho para el lavado y la limpieza; como regla general se deja un espacio del 50% de la profundidad.

En la Figura 36 se presenta el diagrama de flujo para un sistema de intercambio iónico con el que se trata el desecho de una planta cromadora. El ejemplo presenta tres intercambiadores en serie, el primero es un intercambiador catiónico para eliminar del influente metales como cobre, zinc y níquel. El segundo es un intercambiador aniónico que retiene los cromatos, y el efluente se descarga al drenaje o a la planta de tratamiento de aguas residuales. Se emplea ácido sulfúrico como regenerante del intercambiador catiónico, y se obtiene del primer intercambiador una solución ácida conteniendo las sales de los metales en solución, este efluente se envía a neutralización. Como regenerante del intercambiador aniónico se emplea hidróxido de sodio y el efluente con las sales de cromato de sodio se pasa a través del tercer intercambiador que es de tipo catiónico, para recuperar el ácido crómico.

Osmosis inversa

El principio de la ósmosis se ilustra con las Figuras 37a, b y c. En la Figura a, se describe la ósmosis directa, donde el solvente fluye espontáneamente a través de la membrana semipermeable. La figura b, ilustra la condición de equilibrio, en este caso el líquido fluye hasta que el flujo del solvente a través de la membrana iguala la presión osmótica y se detiene el flujo. En la Figura c, sucede que la fuerza F excede la presión osmótica del compartimiento que contiene el agua contaminada hacia el compartimiento del agua pura, este fenómeno se denomina ósmosis inversa.

En el tratamiento de aguas residuales por ósmosis inversa, el influente contaminado se pone en contacto con una membrana adaptable a una presión que exceda a la presión osmótica de la solución. Bajo estas condiciones, el agua penetra en la membrana. Los contaminantes disueltos se concentran en el compartimiento del agua de desecho. Este concentrado, que corresponde a una pequeña cantidad del volumen total de agua residual a tratar, se desecha. El agua purificada se obtiene en el otro compartimiento.

En la práctica el proceso de ósmosis inversa se lleva a cabo en un sistema tubular. El flujo de aguas residuales a alta presión pasa a través de un tubo interno hecho de una membrana semipermeable y diseñado para operar a altas presiones. El agua purificada se obtiene en el tubo externo, el cual se encuentra a presión atmosférica y está hecho de material ordinario como se muestra en la Figura 38

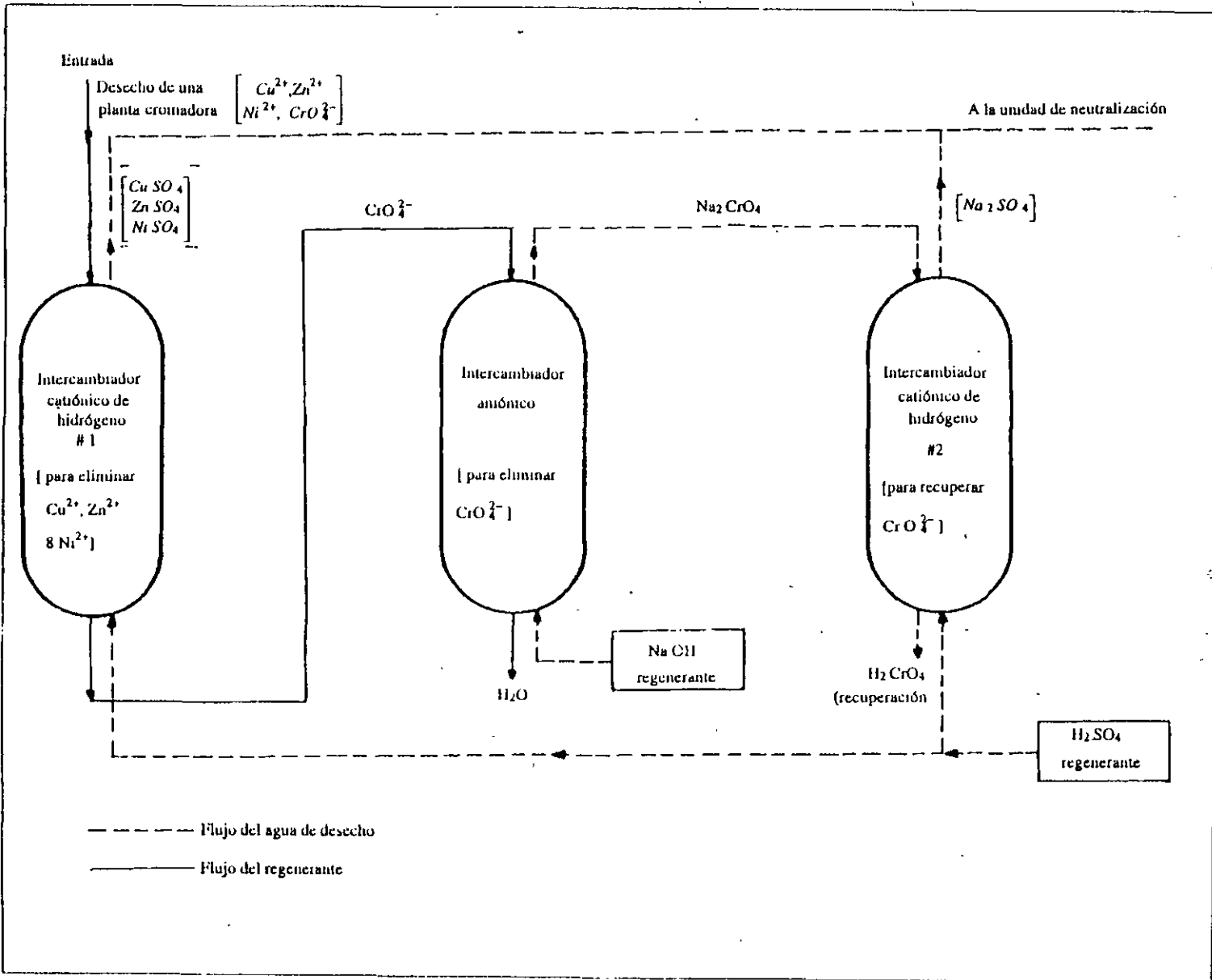
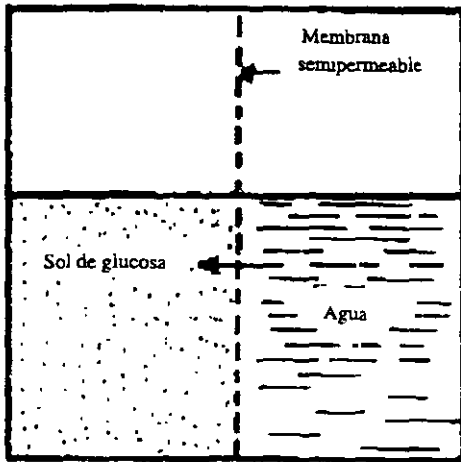
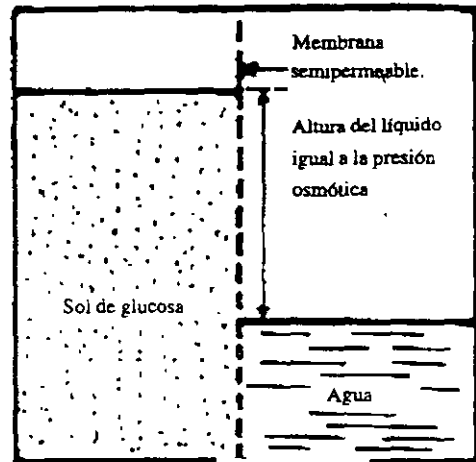


Figura 36 Diagrama de flujo de un sistema de intercambio iónico.



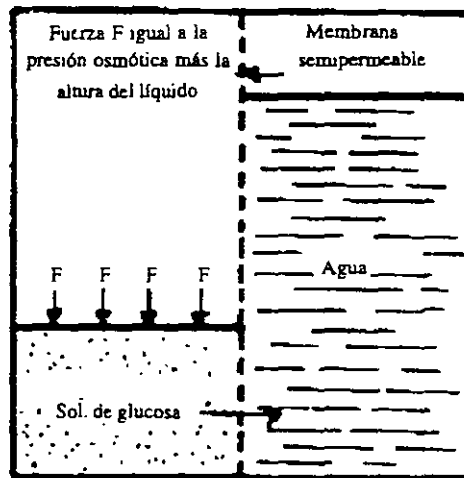
(a)

Osmosis directa
El solvente pasa espontáneamente a través de la membrana semipermeable.



(b)

Condición de equilibrio:
Se detiene el flujo del solvente.



(c)

Osmosis reversible:
Se requiere una fuerza que exceda la presión osmótica

Figura - 37 Ilustración del principio de ósmosis.

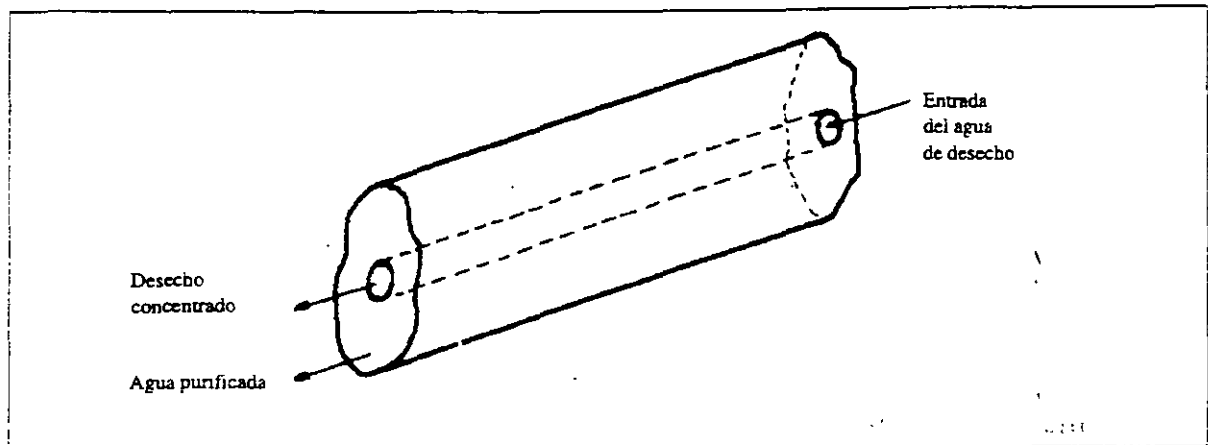


Figura 3. Sistema de ósmosis inversa de configuración tubular.

La ósmosis inversa se aplicó inicialmente en la desalinización del agua de mar. Se han hecho muchas investigaciones en plantas piloto sobre el uso de ósmosis reversible para separar ciertos contaminantes del agua residual, algunos de ellos como compuestos de nitrógeno y fósforo, de configuración tubular, cromatos y otros compuestos orgánicos que no se eliminan adecuadamente por otros procesos. En consecuencia el tratamiento convencional se complementa por ósmosis inversa con economía favorable.

Las investigaciones indican que, en principio, la ósmosis inversa se puede usar para obtener un efluente de cualquier grado de pureza deseado mientras que se mantenga una tasa de flujo razonable.

Muchos materiales naturales tienen características semipermeables. Algunas membranas de plantas y animales son buenos ejemplos. Se han empleado materiales como colodión, celofanes, vidrio poroso, vidrio finamente picado, precipitados orgánicos como ferrocianuro de cobre, zinc y fosfato de uranilo. Todos ellos tienen defectos, como el permitir fugas, ser de corta duración, tener selectividad y poca reproducibilidad. Las membranas de acetato de celulosa (membranas AC) son las que han dado mejores resultados.

Características del funcionamiento de las membranas

Los dos parámetros básicos para caracterizar los sistemas de ósmosis inversa son: 1) La producción de agua purificada por unidad de área de membrana (flujo de agua) y 2) La calidad del producto o pureza del agua purificada (factor de rechazo).

Flujo de agua. La producción de agua purificada se mide por el flujo de agua y se define como la cantidad de producto recuperado por día y por unidad de área de membrana.

El flujo que pasa a través de una membrana específica queda determinado por: 1) Las características físicas de la membrana, por ejemplo, espesor, composición química y porosidad; y 2) Las condiciones del sistema, por ejemplo, temperatura, presión diferencial a través de la membrana, concentración de sal en la solución que toca la membrana y velocidad de alimentación a través de la membrana.

En la práctica, las características físicas de la membrana, así como la temperatura, la concentración del soluto en el influente y el flujo producido, se fijan para un proceso en particular. Por lo tanto el flujo de agua es una función de la presión diferencial a través de la membrana y está dada aproximadamente por:

$$F_{H_2O} = A(\Delta p - \Delta \pi) \quad (1)$$

Donde:

$$\Delta p = P_F - P_p$$

$$\Delta \pi = \pi_F - \pi_p$$

F_{H_2O} Es el flujo de agua [gal/(día pie²)]

A Es el coeficiente de permeación por unidad de área de membrana, [gal/(día pie² atm)]. Este término incluye las variables físicas de la membrana y es relativamente constante.

Δp Es la presión ejercida en el influente (P_F) menos la presión sobre el producto (P_p) en atm.

$\Delta \pi$ Es la presión osmótica en el influente (π_F) menos la presión osmótica del producto (π_p) en atm.

Para experimentos de laboratorios alimentando agua pura $\Delta \pi$ es igual a cero, y la ecuación (1) se reduce a una ecuación clásica de flujo:

$$F_{H_2O} = A \Delta p \quad (2)$$

Factor de rechazo. El mejoramiento de la calidad entre la alimentación y el producto, se expresa cuantitativamente por el factor de rechazo definido como:

$$f = (C_F - C_p)/C_F \quad (3)$$

Donde:

f es el factor de rechazo (adimensional)

C_F es la concentración del soluto en el influente.

C_p es la concentración del soluto en el producto.

Por ejemplo, si $f = 0.9$, significa que $C_p = 0.1 C_F$, o sea que el producto contiene una décima de la concentración del soluto en el influente, por lo tanto el 90% del soluto es rechazado por la membrana. El factor de rechazo es una medida de la selectividad de la membrana.

Las concentraciones del soluto C_F y C_p se obtienen determinando los sólidos totales disueltos (por evaporación a sequedad). Cuando el soluto es un electrolito (por ejemplo NaCl), las concentraciones se pueden determinar midiendo conductividades.

La capacidad de una membrana para rechazar solutos depende de la combinación de las características químicas del soluto; de la membrana y el agua. Las propiedades del soluto que tienen más influencia en el rechazo de especies individuales son: 1) la valencia, aumenta el rechazo con los valores de la carga del ión. 2) el tamaño molecular, aumenta el rechazo con el tamaño molecular del soluto y 3) Tendencia a formar enlaces con el hidrógeno, aumenta la permeabilidad con los enlaces fuertes de hidrógeno.

La capacidad de una membrana para rechazar sales disminuye con el tiempo de operación.

Efecto de la temperatura sobre el flujo. El flujo también se ve afectado por la temperatura del agua. La permeabilidad del agua a través de una membrana aumenta un 1.5% por cada 1.8 °C (1 °F). El fabricante de membranas generalmente proporciona el flujo para una temperatura entre 24 y 25 °C, y se aplica un factor de corrección para otras temperaturas. Este factor de corrección se puede derivar de consideraciones teóricas sobre valores de difusión y viscosidad, pero las correcciones que se determinan experimentalmente son más confiables. Un factor de corrección es un múltiplo del área de la membrana necesaria.

Obstrucción, causas y soluciones

La obstrucción que causa una reducción temporal de flujo, se debe a materiales que se depositan en la superficie de la membrana, ya que solamente las sustancias con uniones de hidrógeno (agua, amoníaco) pasan a través de los poros de la membrana. Los materiales que no tienen uniones de hidrógeno se quedan en la capa conocida como capa limitante.

La composición de los depósitos de las capas limitantes reflejan la composición del influente. Como es de esperarse, los constituyentes más comunes son carbonato de calcio, sulfatos, óxidos de fierro y aluminio hidratados, silicatos, mezclas particulares y crecimientos biológicos.

La obstrucción se reduce tomando las siguientes precauciones:

- 1) Aplicar un pretratamiento del influente para eliminar el fierro y controlar el pH.
- 2) Limitar el proceso para determinar la concentración del agua residual.
- 3) Filtrar el influente del agua residual.
- 4) Inyectar pequeñas cantidades de biocidas, por ejemplo cloro.

Desafortunadamente, aún con la protección ocurre que la membrana se tapa y se debe limpiar periódicamente. El procedimiento usual para la limpieza es como sigue:

a) Se lava la membrana con un flujo repentino a baja presión y dos o tres veces la velocidad normal, la acción turbulenta del fluido elimina los depósitos que tapan la membrana.

b) La dureza (carbonatos y sulfatos, sales de calcio y magnesio) se elimina algunas veces remojando la membrana con agua destilada por largos períodos. Después se hace recircular vigorosamente una solución de ácido cítrico al 1-2% a través de la unidad para disolver grandes cantidades de iones metálicos que se quedan en solución por quelación.

Predicción del flujo

La salida de agua en una membrana empieza a declinar tan pronto como se aplica una presión, y continúa degradándose lentamente de ahí en adelante. La pérdida es irreversible y si se quiere un mayor flujo se debe aumentar la presión. Esta alternativa es contraproducente ya que al incrementar la presión y pasar más agua, también se comprime más la membrana y la disminución del flujo se hace más rápida. En la práctica se sobreespecifica el área de la membrana ligeramente y se mantiene la presión de operación constante tanto como sea posible, y solamente hasta el final de la vida de la membrana se le da una presión adicional.

El rendimiento de una membrana se puede predecir ya que la declinación por unidad de área de la membrana es bastante uniforme y se puede calcular a futuro. Una gráfica de flujo-contra tiempo de operación a una presión específica da una curva con una pendiente descendente inicial seguida de una prolongada y moderada declinación. Una gráfica logarítmica da una línea recta adecuada para propósitos de predicción para uno o dos años.

Así se puede predecir el flujo una vez que se conocen la pendiente y el flujo inicial. Los fabricantes dan los valores del flujo inicial y las pendientes estimadas a diferentes presiones de operación. El flujo inicial está dado por la producción de las primeras 24 horas dividido entre el área de la membrana en la unidad de prueba. La pendiente se calcula gráficamente o con los valores de flujo tomados a intervalos de tiempo de 10, 100 y 1000 horas. El grado de inclinación está dado por la siguiente ecuación:

$$m = (\log F_i - \log F_x) / (\log t_i - \log t_x)$$

$$m = [\log(F_i/F_x)] / [\log(t_i/t_x)] \quad (4)$$

Donde:

F_i es el flujo inicial (gal/h pie^2)

F_x es el flujo en el tiempo x (gal/h pie^2)

t_i es el tiempo de operación para el flujo inicial, (h).

Se obtiene calculando el flujo inicial y graficando F_x contra t , el tiempo t_i corresponde a este valor calculado.

t_x es el tiempo de operación (h).

La determinación del flujo basándose en la vida de la membrana es fundamental para diseñar sistemas de ósmosis inversa, ya que estos valores se utilizan para estimar el área requerida de la membrana para una capacidad deseada en el sistema empleando la ecuación (4).

Existen tres alternativas posibles:

a) Tomar un promedio del flujo inicial y final para obtener un área promedio. Cuando esto se lleva a cabo, se espera que en la última parte de vida de la membrana, el flujo se lleve hasta su valor inicial incrementando la presión de operación.

b) Especificar el área de la membrana a partir del valor final o del valor más pequeño. A pesar de que los costos fijos son altos, los sistemas a baja presión disminuyen los costos de operación.

c) Seleccionar el flujo inicial como base para el diseño. Esto minimiza el área de la membrana y el costo del capital, pero eleva los costos de operación conforme se incrementa la presión para mantener la producción. Esta es la alternativa lógica para procesos intermitentes y a corto plazo en los cuales se deben minimizar los costos iniciales.

- Fugas en las membranas

El cálculo del rechazo de la solución siempre da valores más altos que los experimentales, aún aquellos que son determinados bajo condiciones muy cuidadosas. Por ejemplo, el rechazo teórico del cloruro de sodio de una membrana AC modificada se calcula del 99.7%, pero los resultados experimentales no dan valores mayores del 97-99% de rechazo. La diferencia se debe a pequeñas imperfecciones en la membrana, las cuales pueden dejar pasar la salmuera bajo presión y contaminar el agua del efluente.

Todas las membranas tienen imperfecciones que se deben corregir para optimizar su uso en cada caso específico. Se han probado numerosas técnicas para reducir las fugas en las membranas, como son:

a) Tratamiento por calor y modificación de la fórmula original. Esta es la mejor forma para reducir las fugas. Las membranas para agua de mar se deben tratar con altas temperaturas para lograr una capa que pueda rechazar un 99.5% de la sal en la corriente de alimentación.

b) Adición de ciertos compuestos químicos al agua de alimentación. Se adicionan compuestos químicos de tamaño molecular grande, al agua del influente, para tapan los poros, generalmente se emplean sales de aluminio.

Los aditivos para tapan las fugas tienen serias desventajas que limitan su uso:

1) Son más efectivos en flujos bajos que en los flujos altos en las membranas estandar AC.

2) Se disipan rápidamente y se deben adicionar regularmente.

3) La mayoría de ellos reducen el flujo de agua tanto como las fugas de soluto.

4) Son caros y se usan únicamente en situaciones especiales donde el costo no es un factor decisivo.

Observaciones. La ósmosis inversa resulta todavía muy cara para utilizarla ampliamente en tratamientos de agua. Su uso en el tratamiento de aguas residuales está limitado debido a que los sólidos suspendidos tapan las membranas, en cuyo caso se requiere de un tratamiento previo, lo que eleva los costos de operación.

Las presiones a las cuales se trabaja varían de 600 a 1500 psi, uno de los mayores éxitos ha sido el desarrollo de mejores membranas que pueden operar a bajas presiones (alrededor de 250 psi) dando velocidades del producto relativamente altas, del orden de 40 gal/día pie². Una vez que estas dificultades hayan sido superadas, la ósmosis inversa llegará a ser un proceso de gran aplicación en el tratamiento de agua.