

92
2ef



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE QUIMICA

**TRATAMIENTO DE UN EFLUENTE
TERCIARIO PARA SU POTABILIZACION**

TRABAJO MONOGRAFICO DE ACTUALIZACION

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:
INGENIERO QUIMICO
P R E S E N T A ;
JUDITH GUADALUPE RAMOS HERNANDEZ

México, D. F.

1991

FALLA DE ORIGEN



UNAM – Dirección General de Bibliotecas Tesis Digitales Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS © PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis está protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

INDICE.

Lista de tablas.	1
Lista de figuras.	6
1. Introducción.	9
2. Fuentes de abastecimiento.	12
2.1 Fuentes convencionales de abastecimiento.	13
2.1.1 Precipitación.	13
2.1.2 Aguas superficiales.	16
2.1.3 Acuíferos.	16
2.2 Fuentes no convencionales de abastecimiento.	17
2.2.1 Desalación.	17
2.2.2 Reuso del agua residual.	17
3. Reuso del agua.	19
3.1 Planeación.	19
3.1.1 Problemas de salud asociados con el consumo del agua residual tratada.	21
4. Posibles usos del agua.	23
4.1 Riego.	23
4.2 Reuso industrial.	27
4.3 Usos municipales.	29
4.3.1 Riego de áreas verdes o parques.	32
4.3.2 Usos recreativos.	32
4.3.3 Recarga de acuíferos.	34
4.3.4 Consumo humano.	35
5. Criterios para determinar la escasez de agua.	37
5.1 Evaluación de la disponibilidad de agua.	38
5.1.1 Establecimiento de la "barrera" que determina la escasez.	40
5.2 Situación de México.	42

6. Contaminantes.	43
6.1 Clasificación de las fuentes contaminantes.	43
6.1.1 Fuentes dispersas.	43
6.1.2 Fuentes puntuales.	44
6.1.3 Fuentes accidentales.	45
6.2 Tipos de contaminantes.	45
6.2.1 Contaminantes microbiológicos.	45
6.2.2 Compuestos orgánicos.	48
6.2.3 Sólidos disueltos.	50
6.2.4 Metales.	51
7. Tratamiento.	70
7.1 Criterios de selección.	71
7.2 Principales procesos empleados.	74
7.2.1 Coagulación-floculación.	74
7.2.2 Precipitación química.	77
7.2.3 Filtración.	79
7.2.4 Oxidación química.	82
7.2.5 Procesos biológicos.	84
7.2.6 Intercambio iónico.	87
7.2.7 Adsorción.	90
7.2.8 Recarbonatación.	93
7.2.9 Procesos de membrana.	94
7.2.10 Desinfección.	105
7.2.11 Métodos auxiliares.	115
7.3 Resumen de los procesos de tratamiento.	117
8. Técnicas analíticas.	120
8.1 Cromatografía sobre gel.	124
8.1.1 Principio.	124
8.1.2 Descripción de la técnica.	126
8.2 Extracción con cloroformo.	127
8.3 Cromatografía de gas.	128
9. Realizaciones.	130
9.1 Europa.	130
9.1.1 Francia.	131
9.1.2 Inglaterra.	132
9.1.3 Moscú.	135
9.2 Asia.	135
9.2.1 Bahrein.	135
9.2.2 Jordania.	137
9.2.3 Kuwait.	137
9.2.4 Arabia Saudita.	138
9.2.5 Emiratos Arabes Unidos.	140
9.2.6 Israel.	143
9.2.7 Japón.	146
9.2.8 Singapur.	150
9.2.9 India.	152
9.3 Africa.	152
9.3.1 Africa del Sur y Namibia.	154

9.4 América.	155
9.4.1 Estados Unidos.	155
9.4.2 Latinoamérica.	170
10. Apreciación por parte de la sociedad.	192
11. Legislación.	197
12. Esquema de tratamiento.	203
13. Conclusiones.	218
14. Bibliografía.	220

TABLAS

No. de tabla		Páginas
TABLA 3.1	COMPONENTES DE UN AGUA RESIDUAL DOMESTICA SIN TRATAR.	22
TABLA 4.1	TRATAMIENTO REQUERIDO PARA DIFERENTES TIPOS DE CULTIVOS.	25
TABLA 4.2	REQUERIMIENTOS PARA EL USO DEL AGUA EN LA INDUSTRIA.	28
TABLA 4.3	CATEGORIAS PARA EL REUSO DEL AGUA RESIDUAL MUNICIPAL Y RESTRICCIONES.	30
TABLA 4.4	APLICACION DEL AGUA RESIDUAL TRATADA PARA DIFERENTES REUSOS CON RESPECTO A LA CALIDAD BIOLOGICA.	31
TABLA 6.1	PRINCIPALES MICROORGANISMOS QUE PROVOCAN ENFERMEDADES POR EL CONSUMO DE AGUA.	46
TABLA 6.2	CONCENTRACIONES MINIMAS ALCANZADAS EN LA REMOCION DE METALES PESADOS POR PRECIPITACION.	52
TABLA 6.3	TECNICAS EMPLEADAS Y EFICIENCIAS EN REMOCION DE METALES.	68
TABLA 7.1	COMPARACIONES ENTRE LA CALIDAD DEL EFLUENTE SECUNDARIO EMPLEADO COMO FUENTE DE ABASTECIMIENTO EN LA PLANTA DE DENVER Y EL AGUA POTABLE DE LA MISMA CIUDAD.	72
TABLA 7.2	REDUCCION POR MEDIO DE OXIDACION CON AIRE HUMEDO.	83

TABLA 7.3	REMOCION DE COMPUESTOS ORGANICOS ESPECIFICOS USANDO RESINAS MACRORRETICULARES.	90
TABLA 7.4	PRINCIPALES CARACTERISTICAS DE LOS PROCESOS DE MEMBRANA.	96
TABLA 7.5	COMPARACION ENTRE LOS PROCESOS DE MEMBRANA Y LOS PROCESOS CONVENCIONALES.	97
TABLA 7.6	CARACTERISTICAS DE LOS DIFERENTES MODULOS.	103
TABLA 7.7	SENSIBILIDAD DE LOS CONTAMINANTES AL UV.	113
TABLA 7.8	COMPARACION DE LOS PRINCIPALES METODOS DE DESINFECCION DEL AGUA.	115
TABLA 7.9	PORCENTAJE DE REMOCION DE LOS COMPUESTOS MAS COMUNES EN EL AGUA RESIDUAL MEDIANTE DIVERSOS PROCESOS DE TRATAMIENTO.	118
TABLA 8.1	TECNICAS ANALITICAS RECOMENDADAS POR LA COMUNIDAD ECONOMICA EUROPEA PARA LA CERTIFICACION DE LA CALIDAD DE UN AGUA.	121
TABLA 9.1	CONTRIBUCION DE UN EFLUENTE DOMESTICO AL FLUJO DE LOS RIOS EN EL REINO UNIDO.	132
TABLA 9.2	RESULTADOS PROMEDIO OBTENIDOS EN DIFERENTES ETAPAS DE TRATAMIENTO M.D. EN LA PLANTA PILOTO DE REDBRIDGE.	134
TABLA 9.3	ANALISIS QUIMICO PARA MUESTRAS DE AGUA RESIDUAL DOMESTICA TRATADA EN BAHAREIN.	136
TABLA 9.4	COMPOSICION DEL INFLUENTE Y EFLUENTE DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE RIYADH.	139
TABLA 9.5	CALIDAD OBTENIDA EN LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE TAIF EN ARABIA SAUDITA.	140

TABLA 9.6	PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL DOMESTICA DE MAFRAQ (ABU DHABI).	142
TABLA 9.7	CARACTERISTICAS DE LAS INSTALACIONES DE REUSO DE AGUA RESIDUAL EN EL MEDIO Y CERCANO ORIENTE.	144
TABLA 9.8	EMPLEO DEL AGUA EN LA INDUSTRIA EN JAPON.	147
TABLA 9.9	EDIFICIOS QUE USAN AGUA RESIDUAL EN JAPON.	147
TABLA 9.10	USOS DEL AGUA RESIDUAL EN SISTEMAS DUALES EN JAPON.	148
TABLA 9.11	LISTA DE PROCESOS EMPLEADOS EN LA PLANTA DE JURONG.	151
TABLA 9.12	CARACTERISTICAS DEL AGUA DE JURONG INDUSTRIAL.	151
TABLA 9.13	VARIABLES DE OPERACION TERCIARIA.	156
TABLA 9.14	TRATAMIENTO DE LA PLANTA DE LA CUENCA DE OCCOQUAN.	158
TABLA 9.15	CALIDAD DEL AGUA PARA INYECCION EN LOS ACUIFEROS DE CALIFORNIA.	160
TABLA 9.16	COMPOSICION DEL EFLUENTE DE LA BAHIA DE TAHOE INDIAN.	163
TABLA 9.17	TREN DE TRATAMIENTO AVANZADO PARA LA RECARGA DE ACUIFEROS EN EL PASO, TEXAS.	164
TABLA 9.18	COMPUESTOS SELECCIONADOS PARA EL CONTROL DE LA CALIDAD DE LA PLANTA PILOTO DE DENVER.	168
TABLA 9.19	CANTIDAD DE COMPUESTOS IDENTIFICADOS EN EL EFLUENTE SECUNDARIO, AGUA TRATADA Y POTABLE DE DENVER.	169
TABLA 9.20	PROGRAMA DE FINANCIAMIENTO PARA EL ESTUDIO DE LA REUTILIZACION DEL AGUA RESIDUAL EN CONSUMO HUMANO DE DENVER.	169

TABLA 9.21	PLANTA PILOTO DE CARDON, VENEZUELA.	171
TABLA 9.22	CALIDAD DEL INFLUENTE Y CRITERIOS PARA AGUA DE CONSUMO HUMANO.	174
TABLA 9.23	CALIDAD DEL EFLUENTE EN LA PLANTA PILOTO DE SANTA MARIA AZTAHUACAN (SAM).	177
TABLA 9.24	CALIDAD DEL EFLUENTE EN LA PLANTA PILOTO DE AGUA RESIDUAL DETAAR.	179
TABLA 9.25	CARACTERISTICAS DEL AGUA TRATADA EN LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE C.U.	182
TABLA 9.26	SINTESIS DE LAS CARACTERISTICAS DE LOS PROCESOS EMPLEADOS EN DIFERENTES PARTES DEL MUNDO.	187
TABLA 10.1	ACTITUDES PUBLICAS SOBRE EL USO DEL AGUA TRATADA PARA CONSUMO.	193
TABLA 10.2	CUANTIFICACION DE RESPUESTAS A LAS PROPUESTAS PARA VEINTICINCO USOS DE AGUA TRATADA.	194
TABLA 10.3	PORCENTAJE DE RESPUESTAS OPUESTAS AL REUSO DEL AGUA.	195
TABLA 10.4	RESPUESTA DEL PUBLICO PARA EL REUSO DEL AGUA EN GENERAL.	196
TABLA 11.1	CONTAMINANTES QUE DEBEN SER CONTROLADOS EN EL AGUA POTABLE DE ACUERDO CON LOS LEGISLADORES DE ESTADOS UNIDOS.	199
TABLA 11.2	LISTA DE COMPUESTOS PRIORITARIOS QUE DEBEN SER CONTROLADOS EN EL AGUA POTABLE DE ACUERDO CON LA EPA.	200
TABLA 11.3	RESUMEN COMPARATIVO DE LOS ESTANDARES PRIMARIOS DE EUA, CANADA, CEE Y LA OMS.	201
TABLA 11.4	RESUMEN COMPARATIVO DE LOS ESTANDARES SECUNDARIOS DE EUA, CANADA, CEE Y LA OMS.	202

TABLA 12.1 COMPUESTOS ENCONTRADOS EN LAS AGUAS
RESIDUALES DEL DISTRITO FEDERAL.

204

TABLA 12.2 NIVEL DE CALIDAD ALCANZADO PARA CADA
CONTAMINANTE CON BASE EN LOS
VALORES MAXIMOS DEL AGUA RESIDUAL
EN EL DISTRITO FEDERAL.

212

FIGURAS

No. de Figura		Páginas
FIG 2.1	Contaminación del agua superficial y subterránea a nivel localidad.	14
FIG 2.2	Cuencas hidrológicas más contaminadas.	14
FIG 2.3	Precipitación media anual de la República Mexicana.	15
FIG 5.1	(a) sistema global de la circulación del agua, (b) contenido del agua en los contaminantes y (c) abastecimiento del ecosistema.	38
FIG 5.2	Relación entre el abastecimiento del agua y sus usos en una ciudad, y las interacciones entre el balance de agua endógena y el uso de la tierra.	39
FIG 5.3	Disponibilidad del agua por ciudad relacionando el aumento poblacional de 1975 a 2000.	41
FIG 7.1	Etapas ocurridas durante la coagulación floculación.	75
FIG 7.2	Modos de oxidación química de efluentes tóxicos.	82
FIG 7.3	Aplicación de los procesos de membrana.	95

FIG 7.4	Principio de funcionamiento de la electrodiálisis.	99
FIG 7.5	Clasificación de las membranas según su estructura.	102
FIG 7.6	Módulos para membranas.	104
FIG 7.7	Sobrevivencia de los organismos en diferentes etapas de tratamiento en un efluente secundario.	109
FIG 7.8	Efecto de la concentración del azul de metileno en la DQO (°) y SAAM (°) después de 6 horas de radiación.	111
FIG 7.9	Unidad de desinfección UV.	114
FIG 8.1	Cromatografía de elución.	124
FIG 8.2	Constituyentes orgánicos de un agua residual urbana.	125
FIG 8.3	Instalación prototipo para la cromatografía.	126
FIG 8.4	Aplicación del análisis de la cromatografía en fase líquida.	127
FIG 9.1	Nuevo esquema de tratamiento para Ivry.	131
FIG 9.2	Planta piloto utilizada para tratar un efluente secundario de agua residual doméstica.	133
FIG 9.3	Tren de tratamiento avanzado de Taif, Arabia Saudita.	141
FIG 9.4	Diagrama del sistema de tratamiento del agua residual "in situ" en un complejo departamental en Japón.	149
FIG 9.5	Diagrama de flujo de la planta de tratamiento en Bombay, India.	153
FIG 9.6	Distribución geométrica de la DBOs.	157
FIG 9.7	Distribución geométrica de sólidos suspendidos.	157

FIG 9.8	Diagrama de flujo de los procesos de tratamiento en San Joaquín, Cal.	162
FIG 9.9	Tren de tratamiento de la planta potabilizadora de agua residual de Denver.	166
FIG 9.10	Esquema de las líneas de tratamiento puestas en operación en la planta de Iztapalapa.	180
FIG 9.11	Precipitación anual media a nivel mundial.	190
FIG 9.12	Densidad de población mundial.	191
FIG 12.1	Tren de tratamiento avanzado propuesto para la ciudad de México.	211

1. INTRODUCCION

El reuso del agua es una práctica muy antigua que se ha realizado en forma indirecta al captar agua superficial que contiene descargas de fábricas, plantas de tratamiento o poblados. La falta de disponibilidad del recurso ha hecho que el reuso se deba efectuar en forma directa a través de proyectos planeados principalmente para la agricultura o industria.

Falkenmark, 1989 menciona que un crecimiento demográfico elevado en regiones con escasez de agua (como es el caso de México) provoca que el gobierno tenga que optar entre una política que aumente la producción de alimentos o por otra que eleve el nivel de vida de los habitantes y es indiscutible que hay pocos modelos de desarrollo (si es que existen) que puedan lograr mejoras socioeconómicas en un ambiente con poca agua. De hecho la industrialización observada en regiones áridas ha tenido que ser acompañada por un transporte masivo de líquido de otras zonas, aún cuando el costo sea elevado y deje sin agua a terceros. Una forma de solucionar lo anterior es efectuar el reuso. Work y Hobbs, en 1976 demostraron que en varias regiones del mundo la reutilización del agua residual como fuente de abastecimiento comenzará a ser rentable a fines del presente siglo.

Para el reuso es necesario desarrollar métodos sofisticados de tratamiento cuyas aplicaciones a nivel industrial son contadas. En parte debido al costo pero, las investigaciones realizadas como en el caso de Denver, son prometedoras.

El gobierno deberá coordinar la investigación y desarrollo de programas de reuso, promulgar normas de control que definan la relación entre el uso y la calidad del agua y regule las opciones de tratamiento.

El reuso se propicia cuando el gobierno establece criterios más estrictos en descargas de agua residual y cobra el precio real del agua incluyendo abastecimiento, costos de extracción, potabilización, transporte y distribución e incluso costo de tratamiento para rehabilitarla.

Para la ciudad de México varios autores (Boscó et al., 1978, Flores et al., 1987 y Jiménez et al., 1990) han demostrado que será necesario efectuar estudios detallados para un reuso intensivo en la Cd. de México.

El tema del reuso del agua es muy vasto y comprende tanto los aspectos técnicos para realizarlo (tratamiento) como la definición de la relación entre la calidad del agua en función del uso (legislación) y los efectos que esta práctica provoca (toxicología). Los aspectos tratados en la presente revisión bibliográfica son los siguientes:

- * Identificación de la disponibilidad del agua con respecto a su cantidad y calidad. Para ello se establecerán los diferentes tipos de abastecimiento ya sea de tipo convencional o no convencional, determinando así las condiciones necesarias para asegurar que un agua sea adecuada para el uso al que se le destine (capítulo 2).

- * Establecimiento de las bases para un programa de reuso de agua residual en la que intervergan diversos sectores económicos en forma ordenada. Se identificarán como elementos la calidad del agua, aceptación del público, desarrollo tecnológico, financiamiento y administración del agua tratada (capítulo 3).

- * Se reconocerán los sectores que se verán beneficiados al reusar el agua. De esta forma, se presenta la calidad requerida para cada sector (agrícola, industrial y municipal) y las condiciones para asegurar grandes eficiencias con respecto al producto obtenido (capítulo 4).

- * En el capítulo 5 se analizan las condiciones de escasez de agua y los límites de abastecimiento (barrera), que permitirán conocer la situación a nivel mundial y en especial de México.

- * En el capítulo 6 se establecerán los contaminantes que deben ser eliminados del agua residual para reuso en abastecimiento.

* En el capítulo 7 se presentan los procesos convencionales y avanzados indicando el grado de remoción. A partir de estos procesos en capítulos posteriores se establecerá un esquema de tratamiento para producir un agua potable para consumo humano.

* El desarrollo tecnológico referente a la capacidad analítica ha sido muy importante ofreciendo hoy en día métodos rápidos y con una confiabilidad alta. Razón por la cual, el estudio de los métodos más recientes es necesario para optimizar un tren de tratamiento. En vista del papel relevante de estos se presentan en el capítulo 8 algunas técnicas que son indispensables para el análisis del agua potable.

* Se analizaron los principales trenes de tratamiento avanzado a nivel mundial y los beneficios que se han obtenido en los diversos países. Con base en los trenes estudiados en el capítulo 9 se plantea un tratamiento para el reuso de agua residual doméstica en la ciudad de México.

* Se estudió la importancia de la actitud del público con respecto al reuso del agua residual tratada y la importancia de concientizarlo al respecto (capítulo 10).

* Por último, a partir de los estándares internacionales bajo los cuales se produce el agua tratada para diversos fines siendo los más estrictos aquellos relacionados con el consumo humano (capítulo 11), se emplearán para desarrollar un tren de tratamiento óptimo, es decir, aquel que remueva todos los contaminantes (capítulo 12).

2. FUENTES DE ABASTECIMIENTO

La disponibilidad de una fuente de abastecimiento es un elemento básico para la planeación y desarrollo de una sociedad. La fuente debe garantizar el abastecimiento en cantidad y calidad adecuadas durante un tiempo razonable (como mínimo de 25 a 50 años, Falkenmark, 1987) y, a un costo de tratamiento y transporte accesible.

En una sociedad tecnificada la distribución del uso del agua pasa de un carácter básicamente municipal a otro industrial. De esta forma el desarrollo económico y social queda ligado a la disponibilidad. Así, la apropiación de los recursos hídricos genera conflictos de tipo político aún en regiones localizadas en un mismo país.

Cantidad

Para el desarrollo de un proyecto de abastecimiento se exige información sobre el número de habitantes que serán servidos, el consumo de agua per cápita y el uso que se dará a ésta.

A nivel nacional la cantidad de agua disponible se establece mediante un balance entre las fuentes y los usos. Entre mayor sea el requerimiento se presentará un problema adicional que es el de almacenamiento, ya que limita la cantidad de agua que puede ser extraída de los depósitos.

Cuando no es posible dotar a una población con los estándares establecidos (200 L/hab.d en México; de 350 a 400 L/hab.d para Estados Unidos) es necesario desarrollar políticas de reuso y ahorro de agua.

Calidad

El conocer las características de un cuerpo de agua es básico para su evaluación como fuente de abastecimiento y al mismo tiempo, determina su necesidad de tratamiento y costo.

En la antigüedad los problemas de la calidad sólo estaban relacionados con enfermedades infecciosas. Hoy en día, el principal problema se caracteriza por los efectos que pueden ocasionar metales y compuestos tóxicos presentes en el agua como producto de la contaminación. Situación que ha originado la necesidad de desarrollar nuevos tratamientos de potabilización y complementar los procesos de control de la contaminación (FIG 2.1 y 2.2)

2.1 Fuentes convencionales de abastecimiento.

Se entiende por fuente convencional de abastecimiento aquella que tradicionalmente se ha empleado para la preparación del agua potable y son: la precipitación, las corrientes superficiales y los acuíferos. Se debe señalar que el hecho de emplear el agua para el consumo humano hizo que éstas fueran seleccionadas por su elevada calidad, sin embargo, actualmente sufren graves problemas de contaminación.

2.1.1 Precipitación

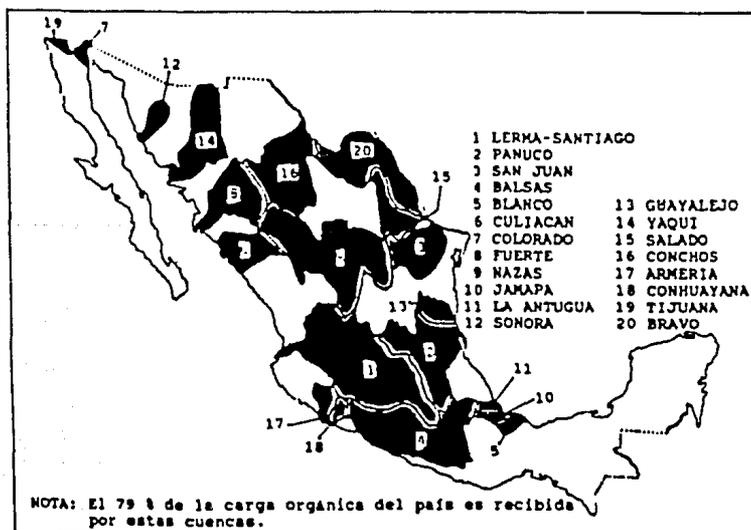
La precipitación incluye lluvia, nieve, granizo y aguanieve. Es la fuente principal de agua para las corrientes superficiales, lagos, mantiales y pozos. El abastecimiento mediante precipitación tiene la desventaja de la disponibilidad del líquido tanto en cantidad como en distribución a lo largo del año haciendo necesario su almacenamiento. Se considera que existe déficit cuando la precipitación anual es inferior a 500 mm/año (Steel y McGhee, 1981). La precipitación media anual en la República Mexicana es de 780 mm, pero se debe tener presente las fuertes variaciones regionales (FIG 2.3). Aunque, al parecer sólo los estados del norte tienen problemas de agua, la contaminación y mal uso hacen que prácticamente todo el país esté afectado.

Actualmente, ha aparecido un fenómeno de contaminación de esta fuente de agua en zonas de alta densidad poblacional o industrial. En efecto, la lluvia arrastra compuestos de nitrógeno, azufre y plomo del aire así como la basura depositada en las calles.



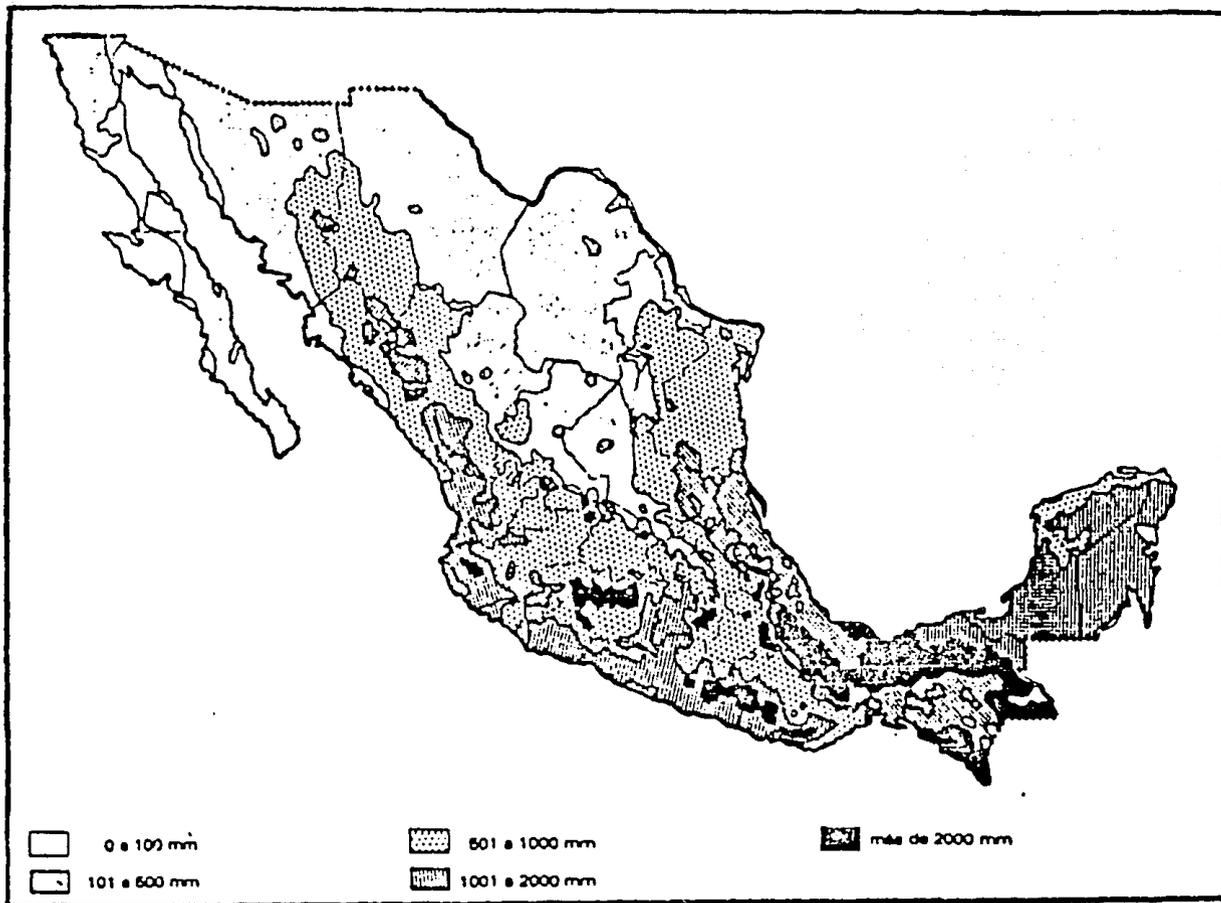
FUENTE: PLAN NACIONAL HIDRAULICO, 1981

FIG 2.1 Contaminación del agua superficial y subterránea nivel de localidad



FUENTE: CONADE, 1988

FIG 2.2 Cuencas hidrológicas más contaminadas



FUENTE: Plan Nacional Hidráulico, 1981.

FIG 2.3 Precipitación media anual de la República Mexicana.

2.1.2 Aguas superficiales

La contaminación de las aguas superficiales se debe tanto al desecho de residuos líquidos sin tratar como a los efluentes de las plantas de tratamiento. Las aguas superficiales que contienen cantidades importantes de materia orgánica se relacionan comúnmente con enfermedades como el cáncer por la producción de compuestos organoclorados durante la potabilización, así como con la generación de olores y sabores.

En Estados Unidos, en promedio 1 L de cada 30 de agua potable proviene de una planta de tratamiento de agua residual, en Japón esta relación es de 1 a 10 y en México, no existen mediciones. Este reuso indirecto tiene como consecuencia que se encuentre un número indeterminado de contaminantes en el agua potable. Como ejemplo, en el río Tamésis se han encontrado 3000 compuestos orgánicos de origen industrial (en su mayoría en concentraciones inocuas; Taylor y Denner, 1987).

2.1.3 Acuíferos

Las aguas subterráneas constituyen un importante recurso de abastecimiento. Del agua que cae sobre la tierra en forma de lluvia una parte más o menos considerable percola al suelo, y pasa a zonas inferiores por acción de la gravedad hasta alcanzar un estrato impermeable y constituir un acuífero.

Los acuíferos localizados cerca de los asentamientos humanos por lo regular se encuentran también cerca de rellenos sanitarios y cementerios por lo que contienen una fuerte concentración de compuestos químicos debido a la lixiviación. En especial, se tiene problemas por los solventes clorados (tricloroetileno, el tetracloroetileno, el 1,1,1 tricloroetano y el tetracloruro de carbono) y por los derivados del petróleo (benceno y compuestos alifáticos), todos ellos prohibidos por las normas de potabilización. Los compuestos orgánicos que con mayor frecuencia se encuentran son desechos de origen celular (ácidos húmicos, terpenos, taninos, aminoácidos y péptidos). En lo que respecta a los contaminantes inorgánicos se tiene: arsénico, nitratos, selenio, ciertos radioisótopos (radio y radón) y cadmio. La eliminación de todos estos compuestos requieren del desarrollo de técnicas de tratamiento avanzado.

2.2 Fuentes no convencionales de abastecimiento

Cuando las fuentes convencionales están contaminadas o no se encuentran en la cantidad requerida se procede a buscar nuevas rutas de abastecimiento como son el agua de mar o el reuso del agua residual.

2.2.1 Desalación.

Las fuentes de agua salada son el océano, pozos cercanos al mar, pozos salinos y algunas corrientes con gran contenido de sólidos disueltos. Su uso se inició desde principios de siglo y la tecnología actualmente disponible consiste en destilación (en todas sus formas), ósmosis inversa, electrodiálisis, evaporación y congelación. Estos procesos en su mayoría consumen gran cantidad de energía y por lo tanto resultan caros.

Durante mucho tiempo el empleo del agua de mar se contempló como una fuente inagotable de agua pero actualmente se sabe que contiene 3.5% de sales en comparación con el agua residual doméstica que tiene menos del 1% de impurezas. De hecho en algunos casos el costo de desalación rebasa el costo de reacondicionamiento del agua residual doméstica para ciertos usos (Lamb, 1985). En la práctica, el uso de agua desalada ha sido aceptada como una fuente de agua potable cuando no se dispone de otras opciones y las fuentes convencionales posibles implican un elevado costo de transporte.

2.2.2 Reuso del agua residual.

Como se mencionó, el reuso del agua residual existe desde hace varias décadas pero en forma no controlada trayendo como resultado epidemias, incluso en fechas recientes como es el caso de Israel, 1977 (Taylor y Denner, 1987), Bogota, Colombia 1989 (OKun, 1990) y Perú en 1991.

El interés por el reuso del agua en EUA nació desde 1947 en una conferencia donde se llegó a la conclusión de que el tratamiento avanzado resultaba interesante por la recuperación del agua misma y no por la revalorización de las impurezas que contenía. Asimismo se estableció que de 135 efluentes de agua residual doméstica, 124 se reusaban en riego, 10 para enfriamiento en la industria y alimentación a calderas, templado y procesos de agua y un solo caso para llenar un estanque de patinaje. El volumen de reuso planificado era de 0.3%.

Existen diferentes niveles de tratamiento: primario, secundario y terciario. El tratamiento secundario es sólo un procesamiento parcial del agua durante el cual el líquido no recupera su calidad inicial. Ello se debe a que con el fin de minimizar el costo de tratamiento, se considera que la capacidad autodepuradora de los cuerpos receptores es suficiente para controlar el problema de contaminación. Sin embargo, la creciente cantidad de agua residual aunada a una calidad de la misma cada vez más compleja ha hecho que se rebase el poder de autopurificación de la naturaleza trayendo consigo el deterioro del medio ambiente y, en especial, de las fuentes de abastecimiento.

De esta forma, en la época actual la carencia del líquido no únicamente se debe a la cantidad disponible de agua sino también a la mala calidad de las fuentes de abastecimiento. Frente a ello, el reto consiste en aplicar al agua un procesamiento más completo que permita tanto disminuir la carga contaminante arrojada al medio ambiente como un uso más racional del líquido.

3. REUSO DEL AGUA

La necesidad de un reuso intencional aumenta día a día en diversos países del mundo. A nivel mundial, aún no existe una escasez dramática de agua pero se sabe que si no se inicia desde ahora un uso eficiente en el futuro se tendrán problemas debido a que nos encontramos cerca del límite de consumo (Culp et al., 1978). El reuso del agua permite no sólo aumentar las fuentes de abastecimiento sino también controlar el problema de la contaminación.

3.1 Planeación.

Dentro del reuso, los factores que se deben tomar en cuenta para el desarrollo de proyectos Falkenmark (1989) son:

- a) Establecer un Plan Maestro Nacional para definir el uso óptimo del líquido en función de los requerimientos de desarrollo socioeconómico.
- b) Los usos deben comprender no sólo el abastecimiento a las zonas habitacionales sino también el agua requerida por persona para la producción de alimentos y desarrollo industrial.

- c) Crear organismos gubernamentales que administren en forma conjunta el uso del suelo y del agua.
- d) Control de la explosión demográfica
- e) Identificar las tecnologías disponibles para:
 - Aumentar la disponibilidad del agua (reuso del agua residual, almacenamiento en acuíferos y construcción de presas).
 - Aumentar el potencial del agua disponible (desalación y transporte masivo de agua) y
 - Reducir los requerimientos (control de fugas por el transporte de agua y aumentar la eficiencia de irrigación)
- f) Identificar las medidas administrativas necesarias para:
 - Favorecer una política de importación de comida más que de agua.
 - Fomentar el cultivo de cosechas de bajo consumo de agua.
 - Fomentar acciones que concienticen a la sociedad sobre el uso del agua como un recurso.
 - Financiamiento del proyecto.

Una política racional debe considerar además la capacidad de almacenamiento de una cuenca, disposición de efluentes y variaciones estacionales de la lluvia y evaporación, para las condiciones locales de cada región (Kovacs, Falkenmark 1987).

Algunos lineamientos para el uso eficiente del agua propuestos por Falkenmark, 1987:

- Mejorar los sistemas de distribución para evitar fugas.
- Fomentar el reciclado del agua dentro fábricas.
- Captar el agua de lluvia en edificios con grandes áreas superficiales (escuelas, supermercados, bodegas, centros comerciales, etc.) para su almacenamiento o recarga del acuífero.
- Planificar los asentamientos humanos e industriales tomando en cuenta la disponibilidad del agua.
- Fomentar el espíritu de reuso y ahorro en los ciudadanos.

3.1.1 Problemas de salud asociados con el consumo de agua residual tratada.

La limitante fundamental para el reuso del agua en consumo humano son los problemas de salud y el costo.

El grado del riesgo de infección por aguas de reuso depende de muchos factores, incluyendo la eficiencia del proceso del tratamiento de agua para remover o inactivar a los patógenos, la supervivencia de estos en el efluente, el suelo o las cosechas y la dosis mínima de infección (Shuval, 1977).

Beresford citado por Taylor y Denner, 1987 efectuó un estudio para comparar el abastecimiento de agua a partir de pozos, aguas superficiales con bajo contenido de agua residual y con alto encontrando que no había efectos significativos para la salud. En cambio, Packman, citado por los mismos autores asevera que actualmente es imposible establecer si el reuso del agua tienen efectos nocivos a partir de los conocimientos presentes, en especial en lo que concierne al efecto de los compuestos orgánicos no volátiles. Además, en los países en vías de desarrollo donde las enfermedades causadas por patógenos dominan sobre las enfermedades cuyos efectos son notorios sólo a largo plazo, resulta muy difícil predecir las consecuencias.

Ejemplos de los contaminantes del agua residual doméstica se encuentran listados en la TABLA 3.1. Las concentraciones presentes dependen de diferentes factores incluyendo: consumo de agua, tratamiento natural de aguas residuales y sobretudo la presencia o ausencia de los efluentes industriales (Taylor-Denner, 1987).

TABLA 3.1 COMPONENTES DE UN AGUA RESIDUAL DOMESTICA SIN TRATAR

QUIMICOS	MICROBIOLOGICOS
Amoniaco Nitrato Posfatos Sulfatos Cloruros Boro Metales tóxicos (e.g. arsénico, selenio, zinc, plomo, mercurio, cobre, cromo). Materiales de superficie activa (e.g. residuos de detergentes aniónicos y no-iónicos). Fenoles Pesticidas (e.g. Aldrin, Dieldrin, γ HCH, etc). Otros orgánicos microcontaminantes.	Bacterias (e.g. <i>E. coli</i> , <i>Salmonella</i> , estreptococo fecal, <i>Vibria cholerae</i> , <i>Shigella</i>). Virus (e.g. Polio virus, Echovirus, Reovirus, Coxsackievirus). Lombrices y huevecillos (e.g. <i>Schistosoma</i> , <i>Solitaria</i>). Cistis (e.g. <i>Entamoeba histolytica</i>).

FUENTE: Taylor y Denner (1987).

Con el objeto de reusar el agua se han desarrollado los tratamientos avanzados que por definición son aquellos que se aplican a un efluente de una planta de tratamiento convencional (efluente secundario). Su objetivo consiste en eliminar el material remanente como son los sólidos suspendidos, el nitrógeno, el fósforo, el color, el olor, la materia orgánica refractaria, etc.

Aún cuando se dominan las técnicas de tratamientos el llevar el agua a un nivel elevado implica un alto costo. Mismo que puede resultar competitivo en zonas con elevada escasez, o bien, cuando los requerimientos ecológicos implican un tratamiento muy completo para no dañar al medio ambiente.

4. POSIBLES USOS DEL AGUA

En la búsqueda de nuevas fuentes de abastecimiento de agua, se ha dado una gran importancia al reuso del agua residual, lo que involucra la complementación artificial del ciclo del agua. Tradicionalmente, el agua residual ha sido una importante fuente de agua para riego en regiones áridas aunque en la práctica también se ha empleado en regiones húmedas (DeBoer-Linsted, 1985). Sin embargo, la carencia de agua ha hecho que el reuso municipal e industrial adquieran día a día mayor importancia.

4.1 Riego.

El principal reuso del agua en los países en desarrollo es el riego, el incremento en la demanda de alimentos implica una mayor producción que sólo podrá ser alcanzada mediante reuso en zonas con escasa disponibilidad. En muchos de los países del Medio Oriente esta práctica ha modificado sustancialmente el medio ambiente.

Tomando en cuenta las consideraciones para riego, los contaminantes por eliminar son los compuestos orgánicos, metales pesados, herbicidas y pesticidas (World Water, octubre 1984). De esta forma sólo resulta atractivo el reusar agua residual doméstica con tratamiento.

La demanda de agua en este caso puede ser permanente o temporal, y es función del clima, cultivo y tipo de suelo. Se considera que se emplean de 150 a 3 750 m³/d por 100 ha en riego (DeBoer y Linstedt, 1985).

En la TABLA 4.1, se relaciona el nivel de tratamiento requerido para diferentes tipos de cosechas en diversos países. Un factor importante dentro de un proyecto de reuso en riego es la selección de la cosecha apropiada para la optimización de la relación costo beneficio. En México aún cuando ésta se practica es muy antigua no existe aún una legislación.

Efectos del reuso en riego

Los principales efectos son el taponamiento del suelo y los problemas de salud originados por los aerosoles.

En el taponamiento existen tres causas principales la física, la biológica y la química.

- a) Taponamiento físico.- Se debe a la obstrucción de los poros del suelo por los sólidos suspendidos. Ocurre en las primeras capas y provoca su impermeabilización. La cinética de este fenómeno depende del contenido en SS y de las características del suelo (textura, porosidad y permeabilidad).
- b) Taponamiento biológico.- El aporte del agua residual de materia orgánica favorece el desarrollo de vegetación que a su vez también produce materia orgánica y acelera el proceso de taponamiento.
- c) Taponamiento químico.- Modificaciones de las características fisicoquímicas del medio (pH, temperatura y potencial redox) provocan la precipitación de algunas sales. Por otra parte, los iones Ca²⁺ y Mg²⁺ en las proporciones habitualmente encontradas en los suelos mantienen la estructura de éstos pero cuando son regados con aguas con alto contenido de Na intercambiable éste sustituye a los iones alcalinotérreos de las arcillas desfloculándolas y provocando la impermeabilización del suelo. Este riesgo se mide por medio del RAS (relación de absorción de sodio) y de la salinidad del agua. A un valor dado de RAS el riesgo es más severo a medida que aumenta la mineralización del agua.

Para remediar el taponamiento se recomienda el trabajo frecuente de la tierra (arado) el cual es suficiente para controlar los fenómenos de taponamiento mecánico, además por la aeración del suelo favorecen la degradación de la materia orgánica. Esto ayuda también a evitar la formación de costras de sales que se producen cuando el agua tiene un alto mineral.

TABLA 4.1 TRATAMIENTO REQUERIDO PARA DIFERENTES TIPOS DE CULTIVO

CULTIVOS	CALIFORNIA ¹	ISRAEL ¹	AFRICA DEL SUR ¹	REP.FED.DE ALEMANIA ¹	PERU ²
Huertos y viñedos.	Efluente primario, no se usa para riego por aspersión. Las frutas que caigan al suelo no pueden ser consumidas.	Efluente secundario	Efluente terciario, sumamente clorado. No para riego por aspersión.	No en riego por aspersión.	No tratada es para un periodo de 20 días entre el último riego y la recolección de la cosecha
Cosecha de granos y forraje.	Efluente primario, para riego por aspersión.	Efluente secundario no es permitido el riego para vegetales o plantas cuyos granos son consumo humano.	Efluente terciario.	Pre-tratamiento con filtración y tanques sedimentados. Para riego tratamiento biológico y cloración.	Tanto para huertos y viñedos como para cosechas industriales como algodón, maíz, caña de azúcar; el efluente secundario es usado para riego de forraje pero no para pasto.
Cosechas para consumo humano que son procesadas para eliminar patógenos.	Para riego por superficie, efluente primario. Para riego el efluente es desinfectado (no más de 23 coliformes por 100 ml.)	Los vegetales para consumo humano no se riegan con agua tratada, si no ha sido desinfectada apropiadamente (1000 coliformes por 100 ml en el 80 % de las muestras).	Efluente terciario.	Se permite el riego cuatro semanas antes de sembrar.	
Cosechas para consumo humano.	Para áreas de riego, no más de 2.2 coliformes por 100 ml. Para riego por riego el agua residual es filtrada y desinfectada con 10 unidades de turbiedad permitidas, debiendo ser tratada por coagulación.	Se riega con agua residual tratada sólo las frutas que se emplean antes de comer.		Papas y cereales; riego permitido en la etapa de floración.	

FUENTES: 1 WHO Reporte técnico No. 517

2 Ley General de Aguas (Decreto Ley No. 17752), Gobierno de Perú.

1976, en estudios preliminares han incluidas incluyendo salmonella (con tamaño de de inhalables) a distancias hasta 350 m un efluente no desinfectado. De esta manera se generan problemas debido a la posible presencia de algunos patógenos contenidos en las aguas que se riegan por aspersión.

La reducción y reducción en las concentraciones de los aerosoles es función de la temperatura, la humedad relativa y las partículas por lo que los riesgos deben ser

con buenos resultados en suelos con alta materia orgánica o arenosos), es decir, sobre suelos considerados "pobres" desde el punto de vista de su valorización mediante esta práctica. Las ventajas del empleo del agua residual como nutriente debido principalmente a la materia orgánica que fomentan el crecimiento.

Los nutrientes presentes en agua residual son 100 kg/Ha.año de nitrógeno, 490 kg/Ha.año de fósforo y 3 kg/Ha.año cubren en muchos casos los requerimientos como el maíz y la alfalfa (Orta, 1985).

La concentración de metales pesados en agua residual es lo suficientemente alta para representar un riesgo de reuso. Pero debe tenerse presente que la contaminación en el suelo como consecuencia de un uso prolongado dando toxicidad en los cultivos.

Los estudios realizados muestran que el umbral de contaminación es mucho más alto que el consumidor. La contaminación que es tóxica para ciertos tipos de cultivos depende de factores limitantes para el riego y el uso del agua que se debe a los detergentes que contienen. Se establece que se puede aceptar un aporte de 2 ton/ha-año en función del suelo. A continuación se puede calcular el volumen de irrigación necesario por año.

El agua también es usada en la agricultura para problemas de degradación en la calidad de la planta y maquinaria o contaminación por circulación y reuso múltiple no practicado, sólo durante los períodos de atención al empleo del agua (Line et al, 1985).

El agua tratada para la industria química y a menos que exista un tratamiento del agua limita su empleo a áreas donde se creen un requerimiento poco frecuente de Texas, que se caracteriza por el agua tratada se considera una alternativa no sólo para agua de riego, sino también para plantas petroquímicas y de

La industria también importa la materia prima para el abastecimiento. Por lo que puede prever la posibilidad de un suministro simultáneo que entre en competencia con el agua tratada falle.

El agua debe de cumplir ciertos requisitos de forma que es causa de problemas o de contaminación las características deseadas

El agua se puede clasificar en las categorías de enfriamiento, agua de calderas y agua que sirve de marco para la agricultura y ganadería.

El agua se utiliza en muchos países como el Sur, Arabia Saudita, Japón, Australia y Denner, (1987).

La superación de productos (o de nutrientes) debe considerarse tanto el aspecto de la contaminación como el de esta manera que la contaminación debe ser controlada.

TABLA 4.2 REQUERIMIENTOS PARA EL REUSO DEL AGUA EN LA INDUSTRIA

PROCESO	CARACTERISTICAS
Acondicionamiento	Baja temperatura. Bajo contenido de ácido sulfhídrico, fierro y manganeso.
Elaboración de alimentos	Calidad potable. Fierro, manganeso y ácido sulfhídrico < 0.2 mg/L. Inodora e insabora.
Fabricación de conservas	Dureza entre 25 y 75 mg CaCO ₃ /L para las verduras. Fierro y manganeso < 2 mg/L. Ácido sulfhídrico < a 1 mg/L. Inodora e insabora.
Enfriamiento	Dureza inferior a 50 mg/L como CaCO ₃ . Fierro, manganeso y ácido sulfhídrico < 0.5 mg/L. El agua no debe ser ni corrosiva ni generar el desarrollo de lama y hongos.
Lavado de ropa	Fierro y manganeso < 0.2 mg/L. Sólidos disueltos totales < a 200 mg/L.
Fabricación de papel	Para papel de calidad superior: Turbiedad y color < 5. Dureza total < a 50 mg CaCO ₃ /L. Sólidos disueltos totales < a 200 mg/L. Fierro y manganeso < 0.1 mg/L. Temperatura y composición uniforme.
Fabricación de rayón	Para la producción de la pulpa: Turbiedad y color < 5. Dureza total < a 8 mg CaCO ₃ /L. Fierro < a 0.05 mg/L. Manganeso < a 0.03 mg/L. Sólidos disueltos totales < a 200 mg/L. Alcalinidad < 50 mg CaCO ₃ /L. Alcalinidad debida al hidróxido < 8 mg CaCO ₃ /L. Cobre < 5 mg/L. Dióxido de silicio < 25 mg/L. Trióxido de aluminio < 8 mg/L. Para la producción del rayón: Ausencia de fierro y manganeso. Turbiedad < 0.3 JTU. pH entre 7.8 y 8.4
Curtidurías	Dureza < a 135 mg CaCO ₃ /L. Alcalinidad total < 135 mg CaCO ₃ /L. Alcalinidad debida al hidróxido < 8 mg CaCO ₃ /L. Fierro y manganeso < 0.2 mg/L. pH = 8
Fabricación de textiles	Dureza total < a 20 mg CaCO ₃ /L. Fierro y manganeso < 0.2 mg/L. Alúmina residual < 0.5 mg/L, para evitar la detinción. Composición química del agua estable. Para la producción de algodón: Color < 5. Problemas si existe calcio, magnesio y materia orgánica soluble. Ausencia de fierro y manganeso.

4.3 Usos Municipales

En el reuso municipal se distinguen dos niveles: uno que requiere agua de muy buena calidad para emplearla en el consumo humano y, otra de bajo nivel que es empleada para riego de áreas verdes, relleno de lagos recreativos, abastecimiento de fuentes de ornato, lavado de calles, control de incendios, limpieza de maquinaria y de recolección de basura. La recarga de acuíferos en función de las características puede quedar en uno u otro nivel.

Estos requerimientos generalmente presenta las mismas modulaciones diarias y estacionales que la producción de agua residual urbana con algunas diferencias las cuales es posible de remediar previniendo algunas instalaciones de regulación.

Se han establecido siete categorías para el reuso del agua residual municipal (TABLA 4.3), el orden de estas en la tabla es función del volumen utilizado.

La TABLA 4.4 resume los diferentes usos y la calidad biológica que se necesita (síntesis hecha por Farooq y Bari de otras publicaciones, 1989).

TABLA 4.3 CATEGORIAS PARA EL REUSO DEL AGUA RESIDUAL MUNICIPAL Y RESTRICCIONES

CATEGORIAS Y FINES	RESTRICCIONES
<p>Riego agrícola</p> <ul style="list-style-type: none"> -riego de cosechas -huertos comerciales 	<p>Efectos de la calidad del agua, especialmente de las sales, en el suelo y las cosechas.</p>
<p>Riego en la ciudad</p> <ul style="list-style-type: none"> -parques -patios -caminos -campos de golf -cementerios -áreas verdes -residencial 	<p>Con respecto a la salud pública aquello relacionado con patógenos (bacterias, virus y parásitos).</p> <p>Contaminación del agua superficial y de acuíferos si no se maneja apropiadamente.</p> <p>Comercialización de las cosechas y la aceptación del público.</p>
<p>Reuso industrial</p> <ul style="list-style-type: none"> -enfriamiento -alimentación a calderas -agua de proceso -construcción de maquinaria pesada 	<p>Problemas de incrustación, corrosión, crecimiento bacterial y ensuciamiento.</p> <p>Con respecto a la salud pública, la transmisión por medio de aerosoles de orgánicos y patógenos en el agua de enfriamiento y de alimentación para calderas.</p>
<p>Recarga de acuíferos</p> <ul style="list-style-type: none"> -llenado de acuíferos -intrusión de agua salina -control de hundimiento 	<p>Presencia de químicos orgánicos en el agua residual tratada y sus efectos tóxicos.</p> <p>Sólidos disueltos totales, metales y patógenos en el agua residual tratada.</p>
<p>Usos recreativos/medio ambiente</p> <ul style="list-style-type: none"> -lagos y estanques -mejoramiento de pantanos -aumento en las corrientes -pesca -natación 	<p>Con respecto a la salud, bacterias y virus.</p> <p>Eutroficación debida al N y P.</p>
<p>Usos urbanos no potables</p> <ul style="list-style-type: none"> -protección contra el fuego -acondicionamiento de aire -limpieza de baños 	<p>En la salud, lo concerniente a la transmisión por medio de aerosoles.</p> <p>Efectos de la calidad del agua en la incrustación, corrosión, crecimiento bacteriológico.</p>
<p>Reuso potable</p> <ul style="list-style-type: none"> -abastecimiento con mezclado de otra agua -abastecimiento de tubería a tubería. 	<p>Presencia de químicos orgánicos en el agua residual tratada y sus efectos tóxicos.</p> <p>Estética y aceptación del público.</p> <p>En la salud la transmisión de patógenos incluyendo virus.</p>

TABLA 4.4 APLICACION DEL AGUA RESIDUAL TRATADA PARA DIFERENTES REUSOS CON RESPECTO A LA CALIDAD BIOLOGICA.

Uso	Nivel máx. de coliformes	Coliformes totales en aguas residuales tratadas químicamente		
		Efluente Sec. 2.2/100 ml	A.R.C. 200/100 ml	A.R.S. 551/100ml
Abastecimiento público.	2000 fecales 10000 totales	X	X	X
Recreativo	Menos de 1000 (200 fecales) con no más del 10% de muestras que excedan de 2000 (400 fecales)	X	X	X
Pesca y	Menos de 5000	X	X	X
Abastecimiento industrial	Generalmente no se especifica.	X	X	X
Abastecimiento agrícola.	Generalmente no se especifica.	X	X	X
Recolección de mariscos	Menos de 70 con un máx. del 10% en muestras con 230	X		
Estándar de descarga, California	2.2	X		
Estándar de descarga, Maryland, California	3	X		
Estándar de descarga, Arabia Saudita.	Contacto primario, 200 fecales. Mariscos, 70	X X	X	

A.R.C. agua residual tratada con cal

A.R.S. agua residual sedimentada

FUENTE: Farooq y Bari, 1989.

4.3.1 Riego de áreas verdes o parques.

La reutilización del agua residual doméstica con fines de riego de áreas verdes es posible con un tratamiento a nivel secundario (biológico) y de hecho se ha practicado en muchos países de esta forma. Pero debido al estancamiento del agua en los conductos se debe añadir un tratamiento terciario cuyo objetivo sea disminuir los riesgos de formación de depósitos de residuos sólidos o incrustaciones en las canalizaciones (lo que implica como mínimo filtración en arena). La limitante principal para un efluente secundario es el bajo contenido de SS (que debe ser menor a 30 mg/L).

El riego de los campos de golf y de parques con efluentes secundarios ha sido una práctica común. En ocasiones el empleo de técnicas de tratamiento avanzado pueden ser deseables para minimizar los efectos de salud ocasionados por la formación de aerosoles con el viento. El principal factor de control es la prevención del contacto humano durante la etapa de riego.

El estado de California ha desarrollado desde 1932 (Valiron, 1983) el reuso del agua tratada para el riego de parques públicos ("landscape irrigation"); actualmente más de 40 ejemplos de este tipo se encuentran en servicio como el Golden Gate Park en San Francisco, en las Virgenes donde incluso donde se permite la natación.

De acuerdo con Valiron (1983) en la Ciudad de México se emplea 23 m³/s de agua residual para riego de parques y alimentación de fuentes.

4.3.2 Usos recreativos.

Los usos recreativos comprenden llenado de lagos para pesca, navegación y natación.

Es un uso más reciente que el de la agricultura o el de enfriamiento en la industria por lo que comparativamente son pocas las referencias de las cuales se dispone. Los principales lagos recreativos se localizan en California (lago Sateee y los lagos del parque Appollo).

En el manual de parámetros de Calidad del Agua este reuso se divide en dos categorías: reuso recreativo con contacto directo y reuso ornamental. Los parámetros de control para cada reuso son diferentes (Ohgaki y Sato, 1991).

En el aspecto económico el empleo del agua para fines recreativos es caro debido a la necesidad de un tratamiento avanzado y el transporte del agua contra una serie de beneficios que son difícil de cuantificar en términos económicos.

Los usos recreativos al parecer no conciernen a países en desarrollo probablemente debido a la falta de recursos económicos para estos fines.

4.3.2.1 Llenado de lagos.

La experiencia ha demostrado que el arrojar un efluente no tratado en un lago conduce a la deterioración rápida de la calidad del agua aún cuando exista una fuerte alimentación natural. Si se trata de un lago artificial con muy poca alimentación natural el tratamiento usual (primario y secundario) no es suficiente debido a la imposibilidad de estos lagos por controlar la materia orgánica.

En general, se presentan fenómenos de desaparición de oxígeno en el fondo del lago, proliferación de algas, concentración de N y P, aparición de fierro y manganeso. En lo que respecta a la población bacteriana y en especial a los microorganismos patógenos, el almacenamiento resulta benéfico.

La formación de un lago independientemente de su uso siempre plantea el problema de las fugas del almacenamiento. Una pérdida de agua por el fondo implica una cantidad determinada de hectáreas no regadas, o bien, de electricidad no producida. Las aguas que se infiltran son además las de menor calidad (sin oxígeno y alto contenido de materia orgánica) lo que puede desembocar en un detrimento del agua subterránea.

4.3.2.2 Uso en deportes acuáticos.

El empleo del agua para los deportes que involucran el contacto con ella implica que sea estéticamente aceptable, no contengan sustancias tóxicas por una posible ingestión, no cause irritación de la piel y esté libre de microorganismos patógenos. Para ello se debe establecer límites de temperatura, color, olor, pH, turbiedad y iones específicos. Los estándares para el control han sido desarrollados en niveles para un contacto primario y un contacto secundario (Taylor-Denner, 1987).

4.3.2.3 Pesca.

En la pesca la calidad del agua es de importancia vital. Es imposible establecer criterios universales debido a que varía en función de la especie, tamaño y edad. Los efectos también varían en función de la composición química global. Algunas sales actúan en forma sinérgica mientras que otras lo hacen en forma antagónica. Los parámetros por controlar en este caso son el

oxígeno disuelto, pH, el CO₂ libre, el nitrógeno amoniacal, los sólidos suspendidos, temperatura y metales tóxicos. No han sido reportado enfermedades ocasionadas por el consumo de pescado en lugares donde los lagos se llenan con agua residual.

Para la recolección de mariscos se requiere de un gran nivel de desinfección. El criterio microbiológico internacionalmente aceptado es de 70 coliformes totales/100 ml en promedio. Estos límites de calidad fueron desarrollados por la National Shellfish Sanitation Workshop en 1964 (Farooq y Bari, 1989).

4.3.2.4 Tratamiento para usos recreativos.

Con respecto a los procesos de tratamiento se supone que el efluente secundario filtrado es adecuado para el reuso ornamental y para reuso con fines recreativos con contacto primario se requiere un efluente secundario ya filtrado, tratado con ozono o carbón activado (Ohgaki y Sato, 1991).

Cuando se desea evitar problemas de eutroficación o azolve es necesario además un tratamiento terciario antes de emplear el agua para el relleno de lagos compuesto de nitrificación-desnitrificación, filtración y eliminación de fósforo.

Si el lago se emplea para la pesca o natación se requiere una desinfección que podrá tornarse más eficaz por una segunda filtración o adsorción en carbón activado para limitar el contenido de materia orgánica.

Las restricciones anteriores parecería limitar el reuso a zonas cercanas a plantas de tratamiento pero en función del lugar y la geología del terreno es posible pensar en la colocación de un tratamiento terciario de tipo natural (laguna o tanque de infiltración) que eliminen los compuestos indeseables (Valiron, 1983).

4.3.3 Recarga de acuíferos.

Cuando las condiciones se prestan, la utilización del subsuelo como método de reuso puede presentar cierto interés como recarga o medio de almacenamiento. En el primer caso, permite restablecer un manto que esté siendo sobreexplotado, controlar o prevenir hundimientos del terreno, o bien evitar la intrusión salina. En el

segundo, permite el rebombeo de un agua que ha tenido un cierto tratamiento durante la infiltración y su posterior empleo para fines diversos.

La recarga de los acuíferos se logra por percolación desde la superficie o por inyección directa. En el primer caso, el agua se infiltra desde lagunas de absorción, a través de la zona no saturada hasta el acuífero. En cambio, la inyección directa exige bombear del agua tratada al acuífero. La inyección directa se emplea principalmente donde el acuífero está muy profundo o la topografía o el uso del suelo hacen impráctica o muy costosa la recarga por absorción. De las dos opciones, es más aceptada la recarga por percolación.

Las exigencias para la recarga de los acuíferos con agua tratada incluyen: daños potenciales a la salud, viabilidad económica, limitaciones físicas, restricciones legales y disponibilidad de agua tratada. De ellas, la más importante es la referida a los efectos en la salud ya que el agua es muchas veces empleada como abastecimiento de potabilización. Por ello, la Comunidad Europea en 1979 que limitó la recarga artificial a aquellos casos en los cuales la calidad original del acuífero no sea menoscabada (Taylor-Denner, 1987).

4.3.3.1 Infiltración-percolación.

La infiltración-percolación se emplea como método de tratamiento a un costo relativamente barato y que además tiene la ventaja de almacenar agua. El tratamiento se debe a la gran actividad bacteriana de la capa superior del suelo (zona no saturada) con efectos comparables a los de una planta de tratamiento de tipo biológico.

Cuando la infiltración-percolación se emplea como método de tratamiento y el agua tratada es interceptada por un sistema de drenaje y empleada para lagos recreativos (Ej. Whittier Narrow, California donde el efluente es diluido con un agua pobre en nitratos).

El sitio seleccionado para la infiltración-percolación debe ser plano y con una pendiente ligera. El suelo debe tener un espesor mínimo de manera que pueda actuar como método de tratamiento. Con el tiempo se puede llegar a salitrar el suelo con fósforo o metales pesados.

El principal riesgo que se corre es el de taponar el suelo con los sólidos suspendidos por lo que se recomienda dar un tratamiento secundario al suelo, y en ocasiones, acompañarlo de una filtración terciaria.

Para tener una idea de los volúmenes empleados se citan los siguientes ejemplos: en Phoenix, Arizona se tratan $10.4 \text{ m}^3/\text{s}$, $0.6 \text{ m}^3/\text{s}$ en la Bahía de San José, $0.3 \text{ m}^3/\text{s}$ Whittier Narow y $0.01 \text{ m}^3/\text{s}$ en el estanque Chino.

4.3.3.2 Inyección directa del acuífero.

La inyección en el acuífero permite de igual manera el mejoramiento de la calidad del agua pero sólo en el plan microbiológico por la filtración a través del pozo. En el nivel químico, la mejora se efectúa esencialmente por la dilución con el agua originalmente contenida y (siempre y cuando) sea de mejor calidad.

El empleo de la recarga directamente con agua tratada para consumo humano requiere más estudios para determinar el comportamiento de los compuestos orgánicos presentes en estado de trazas.

En el caso de la recarga directa, el agua debe tener una calidad tal que no comprometa la del acuífero. Para lo cual, muchas veces implica calidad potable. Así, el tratamiento se refiere a procesos avanzados como carbón activado, cloración y ozonación sobre efluentes secundarios. La restricción máxima para los sólidos disueltos totales (500 mg/l), muchas veces implica el empleo de ósmosis inversa.

4.3.4 Consumo humano.

Teóricamente, el agua residual puede ser empleada para el consumo humano en dos formas. La primera consiste en tratarla mediante un proceso secundario e inyectarla en un acuífero de abastecimiento. El afinamiento de la calidad del agua se logra tanto por la dilución como por el tratamiento natural dentro del manto freático. La segunda forma, consiste en tratar el agua residual hasta obtener el grado de potable a través de procesos avanzados. A este procedimiento se le denomina "ciclo cerrado" ya que hace referencia al hecho de completar el ciclo ecológico del agua. A la fecha, aunque existen algunas instalaciones que realizan este proceso sólo en Windhoke, Africa del Sur el agua ha sido empleada para consumo humano previa dilución con agua de primer uso a la entrada de una potabilizadora. Sin embargo, los estándares de potabilización han sido desarrollados considerando que el agua de abastecimiento proviene de fuentes no contaminadas y de primer uso por lo que pueden resultar insuficientes para agua renovada. Por esta crítica actualmente, se considera que el mejor enfoque consiste en reusar el agua para otros fines que liberen agua de consumo humano.

5. CRITERIOS PARA DETERMINAR LA ESCASEZ DE AGUA

Como quedo establecido la carencia de agua puede plantear una seria restricción al desarrollo de una zona (poblacional y/o industrial). Los motivos de la deficiencia de agua pueden ser clasificado en cuatro categorías:

- a) Aquellos en los cuáles la estación de sequia es la principal responsable de la falta de agua, aún cuando exista un excedente durante el periodo de lluvia. Una de las formas de control de este problema es el almacenamiento, acompañado de una política de crecimiento poblacional. El almacenamiento en los acuíferos es barato pero aún no ha sido lo suficientemente explotado en los países con gran escasez de agua como Africa y Asia (Falkenmark, 1987).
- b) Países con sequías crónicas. En estos casos se requiere el empleo de técnicas secuenciales de uso de agua acompañados del uso de fuentes no convencionales. Como ejemplo, desalación o la importación de agua de otros países.
- c) Países cuyas fuentes de abastecimiento sufren de un alto grado de contaminación.
- d) Países con una distribución inadecuada de los centros de población e industrial en relación con el agua.

En un mismo país pueden existir zonas que posean más de una de las características anteriores.

5.1 Evaluación de la disponibilidad de agua.

Los datos necesarios, para determinar la escasez de agua en una región son los que intervienen en el ciclo hidrológico (FIG. 5.1).

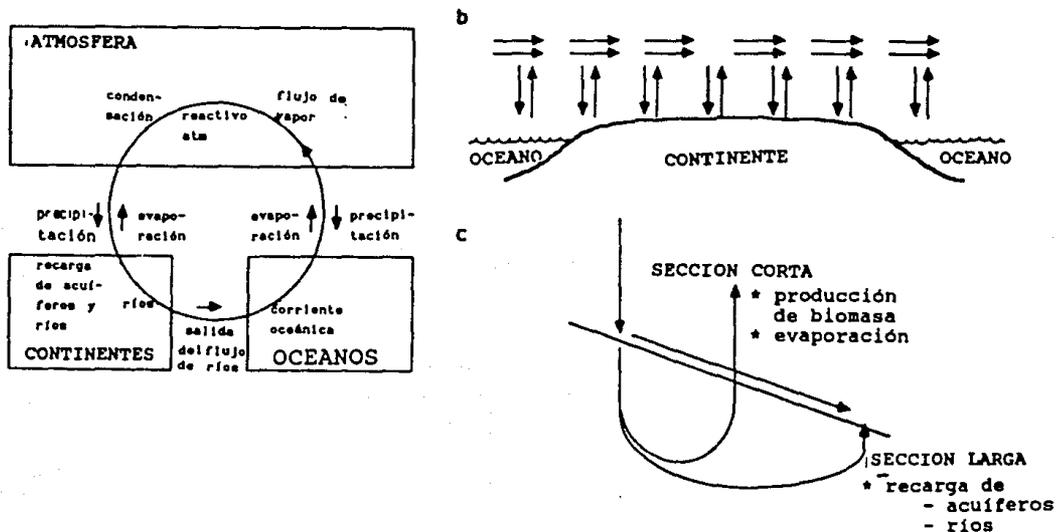


FIG. 5.1 (a) Sistema global de la circulación del agua, (b) contenido del agua en los continentes y (c) abastecimiento y humedad del ecosistema.

La disposición de agua en un país es igual a la precipitación (P) más el agua que entra por medio de ríos y acuíferos (Q_{in}) menos las pérdidas por evaporación y evapotranspiración (E_p) menos la salida de agua por los ríos y acuíferos (Q_{out}).

Para aumentar la cantidad de agua en una región se debe

- Abastecer agua para la agricultura. La cantidad de agua consumida es proporcional a la biomasa producida. Parte de ella, vuelve a la atmósfera por la evapotranspiración de las plantas (E_{plantas} , compartimiento B de la FIG 5.2).
- Abastecer todas las instalaciones para explotación del agua ($P - E_p - E_{pi} + Q_{in}$) compartimiento C de la FIG 5.2. A partir del cual, de hecho, sale el agua de riego.

Además en zonas donde se efectúa riego de temporal y existe una sobreexplotación o mal uso del suelo, su taponamiento impide la recarga natural del acuífero (FIG. 5.2., compartimiento A).

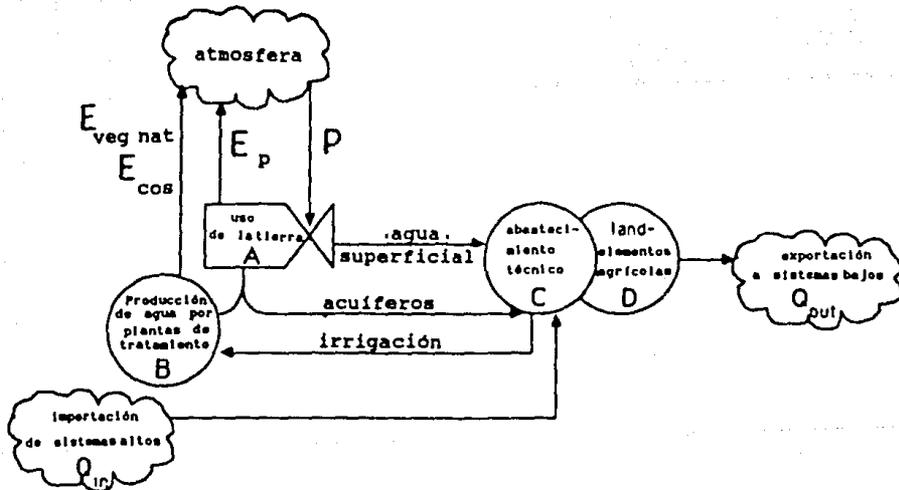


FIG 5.2 Relación entre el abastecimiento del agua y sus usos en una ciudad, y las interacciones entre el balance de agua endógena y el uso en la tierra.

5.1.1 Establecimiento de la "barrera" que determina la escasez.

Gustafsson, citado por Falkenmark, 1989 sugiere que desde un punto de vista hidrológico un país con una población N tendrá agua suficiente cuando haya 1250 m^3 de agua disponible (ya sea por precipitación o por importación) por persona al año. De esta forma se cuenta con la cantidad suficiente para abastecer hogares, producir los alimentos y desarrollar industrias. En otras palabras

$$(P - E_p - E_b + Q_{in}) > N * 1250 \quad (5.1)$$

y el exceso de agua (EA) esta dado por

$$EA = (P - E_p - E_b + Q_{in}) - N * 1250 \quad (5.2)$$

E_b representa el agua consumida para la producción de bosques y puede ser muy importante en el caso de requerir energía de biomasa o producción de madera.

Como no es posible obtener todos los datos de la ecuación 5.1 resulta imposible definir cuánta agua se tiene realmente disponible. Por ello, se propone el cálculo de un índice de escasez que relacione el número de individuos con la cantidad de agua para la producción de alimentos, generación de cosechas, comercio, abastecimiento de hogares e industria. Para ello el agua disponible representada por el compartimento C de la FIG. 5.2, se expresa en unidades de flujo (uf), i.e $1 \times 10^6 \text{ m}^3 \cdot \text{año}^{-1}$ y se relaciona con el número de individuos que dependen de esta cantidad anualmente (nivel de competición de agua). El límite de competición en sociedades modernas en regiones semiáridas usando técnicas de manejo de agua sofisticadas es de 2 000 personas/uf. En la FIG 5.3 se presenta la disponibilidad de agua para diferentes países. Israel ha pasado el tope de 2000 p/uf, y ello implica la necesidad de una política de reuso intensa. México se encuentra por debajo de 2000 p/uf.

La idea de una "barrera" no es comúnmente aceptada por los ingenieros y economistas. Los primeros alegan que desde un punto de vista tecnológico siempre se podrá sobrepasar y los segundos, que la demanda se puede controlar por medio de un ajuste en el precio que motive el ahorro. Además, el número de individuos que pueden ser mantenidos a partir de una unidad de flujo de agua es función del clima, patrones de consumo del agua, tecnología disponible y capacidad administrativa del gobierno.

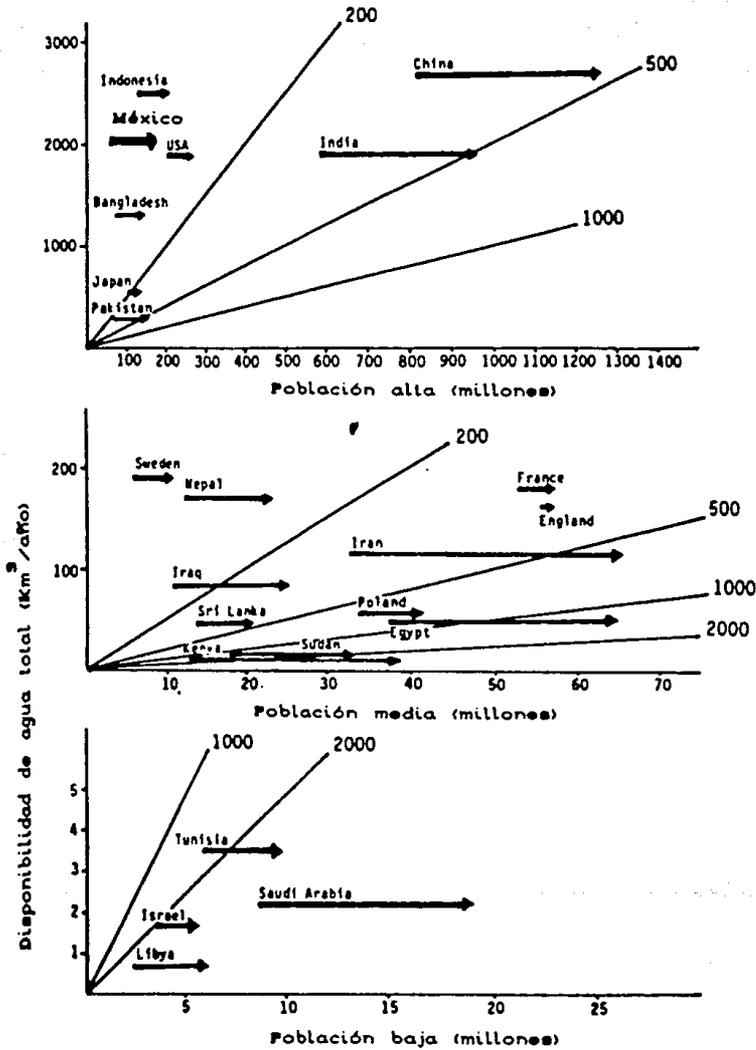


FIG 5.3 Disponibilidad del agua por ciudad relacionando el aumento poblacional de 1975 a 2000.

La experiencia en zonas húmedas muestra que gran parte de los problemas surgen para valores superiores a 500 p/uf intensificándose en zonas áridas, donde el problema es más difícil debido a las fluctuaciones estacionales. En efecto, en países como Bangladesh con una relación de 50 p/uf tiene graves problemas de escasez de agua por las altas diferencias estacionales.

Los valores típicos de los niveles de consumo de agua en ciudades industrializadas son del orden de 100 a 500 p/unidad de flujo.

5.2 Situación en México.

La República Mexicana presenta una situación bastante contradictoria. El nivel de competición de agua es de 40.6 p/uf y si solamente se toma en cuenta el agua almacenada el valor aumenta a 654 p/uf (basado en los datos de INEGI, 1990 y DDF 1989) que de acuerdo con Falkenmark lo clasifica como un país que por sus condiciones climáticas no tiene problemas de abastecimiento. Sin embargo, la realidad es muy distinta. La distribución del agua efectuada por el gobierno beneficia a las ciudades más industrializadas dejando otras regiones con un consumo limitado; el 75% de la población y el 80% de la actividad industrial se ubican donde se encuentra el 20% de los recursos hídricos. Al mismo tiempo, estas ciudades presentan gran escasez debido al mal manejo que se dá al agua (la mayor parte es pérdida por la falta de saneamiento, fugas y uso irracional del público e industrias).

En 1982, el volumen nacional representaba un abastecimiento de agua potable sin problemas mientras que a nivel local se tenían grandes deficiencias en ciudades como México, Monterrey, Guadalajara, Merida y Tampico. En efecto para el D.F., Guadalajara y Monterrey con poblaciones de 14'987 051, 2'846 720 y 2'579 102 (INEGI, 1990) presentaron un nivel de competencia de 7 484 p/uf, 13 886 p/uf y 9 461 p/uf, respectivamente, rebasando la "barrera" antes mencionada. Los habitantes de los tres estados antes mencionados reciben por persona 366, 197.3 y 290 L/d, respectivamente.

Un problema unido a lo anterior, es que no se han adoptado políticas de reuso y ahorro por parte del gobierno sino que sigue dando mayor importancia al transporte masivo del agua.

6. CONTAMINANTES.

6.1 Clasificación de las fuentes de contaminantes.

Existen dos tipos de fuentes de agua de desecho: las puntuales y las dispersas. Las primeras corresponden a las redes de drenaje y es posible localizarlas geográficamente y cuantificarlas. En cambio, las dispersas provienen de diversos puntos y es muy difícil evaluarlas en cuanto a volumen y calidad. Un último tipo de fuente son las accidentales cuyo control de preevicción es prácticamente imposible por la aleatoriedad (Kovacs; Falkenmark et al., 1987).

6.1.1 Fuentes dispersas.

Las fuentes dispersas contaminan los cuerpos de agua a través de interacciones complejas entre las sustancias aplicadas o depositadas sobre el suelo y el ciclo hidrológico. Son de origen urbano, agrícola y atmosférico.

El control de las fuentes dispersas es muy difícil y está asociado con políticas adecuadas de cultivo y de dotación de infraestructura a los asentamientos humanos. Es decir, al desarrollo de políticas acordes de uso del agua y del suelo.

6.1.1.1 Fuentes dispersas de origen agrícola.

El principal problema en relación con el reuso es que durante esta etapa el agua se contamina con biocidas y fertilizantes, cuyo tratamiento es muy difícil. Además, los contaminantes del agua sufren varios cambios como:

- Interacción entre las sustancias presentes en el agua con la cobertura vegetal;
- Consumo de sustancias por organismos presentes en el terreno y liberación de metabolitos por parte de estos;
- Volatilización, pérdida de sustancias por acción del viento; y
- Transferencia de compuestos hasta los cuerpos de aguas superficiales (parte de la sustancia aplicada es adsorbida en las partículas del suelo y con ellas son transportadas por el escurrimiento superficial).

6.1.1.2 Fuentes dispersas de origen urbano.

Son generadas por extensas áreas impermeables o semipermeables, como calles, coberturas de edificios, estacionamientos y otras, sobre las cuales se depositan residuos contaminantes generados en las ciudades. La principal fuente dispersa de origen urbano es la lluvia.

La cantidad y calidad de contaminantes transportados por las escorrentías es función de las actividades urbanas, uso del suelo, tiempo entre tormentas, distribución de la lluvia y, sobretodo, la eficiencia del control de la contaminación del suelo y del aire. En efecto la adecuada recolección y disposición de basuras y el control de las fuentes de emisión de contaminantes a la atmósfera, son aspectos críticos (Kovacs; Falkenmark et al., 1987).

Desde el punto de vista del reuso, el empleo de drenajes separados es muy conveniente ya que en los sistemas combinados, en los cuales el agua de lluvia es transportada junto con las aguas residuales municipales para tratamiento, se mezcla agua de calidales muy diferentes.

6.1.2 Fuentes puntuales.

Las fuentes puntuales se pueden controlar con mayor facilidad ya que es posible conducir las a una planta de tratamiento o zona de reuso.

6.1.3 Fuentes accidentales.

Su control no puede ser precisado con certitud pero debe plantearse a partir de estudios de tratabilidad y estrategias para el control de accidentes.

6.2 Tipos de contaminantes.

El detalle con el cual se desea conocer los tipos de contaminantes depende de la naturaleza del reuso que se dará al agua. Así, las exigencias son menores si el reuso se aboca al riego de cosechas que si se pretende emplear el agua para consumo humano (Shuval, 1977). Los contaminantes se pueden clasificar en

- a) Microorganismos (virus, bacterias, protozoarios, hongos y algas) y,
- b) Compuestos orgánicos biodegradables (carbono, nitrógeno, fosfatos),
- c) Compuestos orgánicos no biodegradables (refractarios, tóxicos, inhibidores, etc), e
- d) Inorgánicos.

6.2.1 Contaminantes microbiológicos.

6.2.1.1 Agua potable

Desde 1854 se sabe que el agua puede servir como vector de bacterias, virus, protozoarios y lombrices patógenas que se asocian con enfermedades entéricas y endémicas en la comunidad (Shuval, 1977). Las enfermedades relacionadas, denominadas comúnmente enfermedades hídricas son la gastroenteritis aguda, la giardiasis, la shigelosis, la hepatitis-A, la tifoidea y la salmonelosis.

Entre los microorganismos que dañan al ser humano se encuentran las larvas, los insectos, los crustáceos, las algas, las bacterias sulfo y ferro reductoras y los limos. Las principales bacterias, virus y parásitos que provocan enfermedades son listados en la TABLA 6.1.

TABLA 6.1 PRINCIPALES MICRORGANISMOS QUE PROVOCAN ENFERMEDADES POR EL CONSUMO DE AGUA.

BACTERIAS	<i>V. Cholera</i> <i>Salmonella</i> <i>Shigella</i>
VIRUS	Virus de la hepatitis infecciosa Coxsackie A and B (32 tipos) Reovirus (3 types) ECHO virus (34 types) Adenovirus (32 types) Virus de la gastroenteritis Virus de la diarrea
PARASITOS	<i>E. histolytica</i>

FUENTE: Taylor y Denner, 1987.

En cuanto a virus, dentro del tratamiento del agua, únicamente interesan aquellos que se reproducen en el intestino y que son desechados en grandes cantidades junto con las heces fecales. El número total de los tipos de virus que componen estos seis grupos son aproximadamente 100. La capacidad de que pequeñas cantidades de virus sean capaces de infectar al hombre justifica la remoción total de los virus (Pavoni et al., 1972)

Las cianofitas (algas azul-verdosas) se desarrollan en los depósitos de agua potable al recibir nutrientes que provienen de fertilizantes o del agua residual doméstica. Además, de su toxicidad generan compuestos que dan sabor y olor al agua y que no son eliminados mediante la potabilización. La toxinas liberadas provocan lesiones al hígado, gastroenteritis o hepatoenteritis al consumir el agua, aún potabilizada (Falconer et al., 1989).

Con respecto a estas sustancias tóxicas se han reportado casos de muerte de ganado al beber el agua contaminada. De igual forma se han tenido casos de epidemias por enzimas hepáticas en la sangre de los seres humanos que consumieron agua contaminada de un depósito potable (Falconer et al., 1989).

Una medida de control es destruir los organismos con sulfato de cobre pero desafortunadamente las toxinas liberadas no son eliminadas por flotación, sedimentación ni filtración rápida. Pero

se ha observado una capacidad de remoción alta al usar carbón activado ya sea en polvo o granular, este último con un mayor tiempo de vida útil (profundidad del lecho de 7-8 cm, tiempo de contacto 0.9 min y rapidez de flujo 5.4 m/h).

6.2.1.2 Agua residual.

En las aguas de desecho municipal se han detectado los microorganismos que provocan bacilaria, disentería amébrica, cólera, tifoidea y fiebre tifoidea, lombrices infecciosas, salmonélosis gastroentérica, cistosomiasis, ascariasis y enfermedades de origen viral como la hepatitis (Shuval, 1977).

Se han realizado estudios de organismos de *Salmonela* encontrando que el tipo dominante corresponde a la *S. paratyphi B*. Durante la epidemia de cólera en Jerusalén 1974, se encontró *Cholera vibro* en el agua de desecho.

El índice de coliformes para la evaluación de virus en el agua depende del número relativo de virus y bacterias, la eficiencia del tratamiento, de los procesos empleados y del tiempo de sobrevivencia de los microorganismos.

Según Moseley del Public Health Service National Communicable Disease Center. "Algunos virus excretados son capaces de producir infección al ser ingeridos en el agua". Estos incluyen echo virus, adenovirus y reovirus considerados clínicamente respirables.

Algunos de los tipos de virus más importantes incluyen tres tipos de polivirus, influenza, encefalitis, tipos terciarios de virus Cocksakie, rabia, sarampión y hepátitis infecciosa. La categoría de las enfermedades antes mencionada es conocida como "gastroenteritis viral". En términos de patogenicidad, dos enfermedades virales son de interés para los ingenieros ambientales: la poliomiélitis y la hepátitis infecciosa. Aunque en ambos casos existe una vacuna.

Kehr y Butterfield (1943) en un estudio realizado en ciudades del Mediterráneo, Sur América y Asia detectaron que los coliformes se encuentran comúnmente en el agua de desecho. Las aguas de desecho domésticas tienen de 10 a 100 virus entéricos por ml (Shuval, 1970). Entre los presentes más de 60 tipos son patógenos para el hombre. Los enterovirus son un problema particular ya que presentan mayor resistencia que los coliformes a la inactivación ya sea natural o por los procesos convencionales de tratamiento. Ello implica que medir una pequeña cantidad de coliformes no asegura que un efluente destinado a reuso esté libre de virus entéricos.

Sin embargo, la cantidad de virus que puede infectar al hombre es a menudo igual o menor que la cantidad de virus que puede infectar a un cultivo bacteriológico (Knight, 1967). Así, una concentración de uno por litro o inferior puede provocar una epidemia de

hepatitis. Los entero virus y el virus de la hepatitis infecciosa sobreviven incluso durante periodos prolongados en aguas de desecho (Mosley, 1965). El virus Norwalk fue caracterizado recientemente como promotor de enfermedades productoras de grandes epidemias y es muy resistente a la inactivación.

Se ha demostrado que los métodos de tratamiento avanzado de agua seguidos de una desinfección adecuada con cloro disponible (HClO) reduce efectivamente los virus entéricos. Se ha encontrado que una dosis de 10 mg/L de cloro por un periodo de 30 min (condiciones comúnmente empleadas en potabilización) ofrece una reducción parcial de este virus. La resistencia a la cloración de este virus se debe a la agregación de partículas del mismo.

El método más usado para la detección de los virus es de la almohadilla de gasa, sin embargo a la fecha ninguna técnica ha sido suficientemente desarrollada como para determinar la cantidad total de virus en el agua residual doméstica. Se estimó que la densidad de virus entéricos en aguas residuales es cercana a 7 000 UFP (unidades formadas en placa) por litro (Pavoni et al, 1972).

6.2.2 Compuestos orgánicos.

Actualmente, existe una importante polémica en el mundo científico en el agua generada en la década de los setenta, cuando se descubrió la existencia de los trihalometanos en el agua potable. Para 1980, eran setecientos compuestos los detectados de los cuales 458 fueron identificados. Un año después, debido al desarrollo de una técnica de concentración basada en la ósmosis inversa, el número aumentó a 1200 (Rogers et al, 1987).

Los contaminantes orgánicos se dividen en cuatro categorías:

- Compuestos naturales que producen olor y sabor,
- Compuestos sintéticos de origen industrial que causan olor y sabor o son tóxicos,
- Precursores naturales para la obtención de subproductos durante la desinfección y
- Subproductos generados por la desinfección.

El alto contenido de sustancias húmicas en las fuentes de agua para beber es el principal problema en el abastecimiento del agua en Noruega. El humus acuático se divide en dos grandes grupos el fúlvico y el húmico. Las fracciones que componen estos grupos son químicamente similares y su clasificación se basa en la diferencia de peso molecular. Los ácidos fúlvicos tienen un peso molecular más bajo (200 a 1000 g/mol) mientras que el de los húmicos es

superior (200000 g/mol). La separación en grupos es arbitraria y no siempre consistente por lo que en muchas ocasiones se les denomina en forma global (Diamadapoulos y Woods, 1987).

Los compuestos orgánicos refractarios son aquellos que no son eliminados en sistemas biológicos funcionando en condiciones normales de la edad de lodos, tiempo de retención, etc. La concentración de compuestos refractarios puede aproximarse a la diferencia entre la DBO y la DQO o el COT. Los compuestos que contribuyen a tal diferencia incluyen las moléculas orgánicas que tienen poca solubilidad y a aquellas formadas por estructuras de anillos en resonancia, ejemplos de este tipo de sustancias son la lignina, celulosa y otros polisacáridos, grasa, compuestos fenólicos, detergentes, etc. La eliminación de los compuestos orgánicos refractarios se lleva a cabo por medio de la adsorción sobre carbón activado (Steel y McGhee, 1981).

Los compuestos orgánicos más problemáticos son los trihalometanos y los halógenos orgánicos que se forman mediante reacciones de oxidación y sustitución entre el cloro y los ácidos húmicos. El ozono también produce compuestos secundarios como son los aldehídos, cetonas, ácidos carboxílicos y ftalatos. Durante la desinfección con dióxido de cloro existe el riesgo de formar compuestos clorados por la presencia de cloro residual en la fase solvente cuando el ClO_2 es generado en forma deficiente.

Entre los compuestos orgánicos de origen sintético que se encuentran en el agua están los herbicidas, pesticidas, el queroseno y los derivados del benceno. Para separar insecticidas clorados, nitrobencenos y éteres aromáticos se emplea extracción con cloroformo. Esta prueba se emplea como un primer cribado. Cuando se tienen concentraciones superiores a 0.2 mg/L, el olor y el sabor del agua son de mala calidad.

Los microcontaminantes orgánicos pueden ser eliminados usando dos procesos diferentes:

- a) Procesos abióticos.- Son la hidrólisis, fotólisis, volatilización, precipitación, coprecipitación, adsorción y oxidación.

En el proceso abiótico, todos los elementos adsorbidos en la materia suspendida son fácilmente removidos. Un gran tiempo de retención en los filtros biológicos facilita la hidrólisis, fotólisis y la evaporación.

- b) Procesos bióticos.- Son la biodegradación, hidrólisis, adsorción y bioconcentración. En este proceso, la biodegradación es el medio principal para la degradación de las moléculas orgánicas.

Existe un importante aumento del uso de compuestos con estructuras complejas que, en su mayor parte, son conocidos por inducir efectos detectables solamente después de largos periodos de exposición. Estas sustancias pueden ser cancerígenas, mutagénicas o causar efectos teratogénicos por lo que tienen que ser eliminados del agua residual, sobre todo cuando se pretende reusar para beber (Shuval, 1962).

Los principales compuestos químicos que causan cáncer provienen de:

- Productos el petróleo.
- Alquitrán.
- Compuestos aromáticos (amino y nitro).
- Pesticidas, herbicidas y esterilizadores del suelo.

La OMS (1964) y el U.S. Public Health Service (1970) estiman que entre el 60 y 90 por ciento del cáncer tiene como origen el medio ambiente, a partir de compuestos carcinogenos que lo inducen aún en concentraciones muy bajas.

Tratamiento

La mayoría de los compuestos orgánicos y en especial el humus es eliminado del agua por medio de resinas de intercambio aniónico de base fuerte. Si se agrega cal al proceso de intercambio la eficiencia de las resinas mejora debido a que se forman agregados con la materia orgánica que posteriormente precipitan (Gjessing, 1976; Tipping y Ohnstad, 1984) (Hongve, 1989).

Se sabe que los pesticidas pasan a través de los procesos de clarificación, filtración, ablandamiento, recarbonatación e incluso la cloración. No obstante, se ha encontrado que el carbón activado en polvo, el cual se utiliza para el control del sabor y olor disminuye la concentración de pesticidas.

6.2.3 Sólidos disueltos

El intervalo usual de sólidos disueltos es de 25 a 5 000 mg/L; la concentración normalmente deseable es de 200 mg/L. Concentraciones elevadas afectan el sabor del agua y aumentan la conductividad eléctrica que esta relacionada con los procesos de corrosión.

En la recirculación múltiple del agua residual, los sólidos disueltos se acumulan si no son removidos parcial o totalmente en cada ciclo. Para ello se requieren procesos específicos de desmineralización (procesos de membrana e intercambio iónico) siendo necesario reponer cierta cantidad de agua para compensar las pérdidas por evaporación, fugas y purga de lodos.

Para evitar la precipitación en las calderas o cualquier otra unidad de transferencia de calor, se debe mantener un bajo contenido de sólidos disueltos. Esta condición es también necesaria durante el proceso de congelación y para evitar el depósito de sales durante el lavado de utensilios y la fabricación de alimentos.

6.2.4 Metales.

La concentración de metales en el agua residual doméstica es generalmente baja. Los metales que se presentan en forma insoluble son fácilmente eliminados durante la etapa de sedimentación primaria (Stoveland et al., 1979). En 1975 Funke (en Smith et al., 1980) demostró que entre el 36% y 62% de los diferentes metales son removidos de esta manera.

La concentración de los metales presentes en forma soluble es reducida en forma parcial durante la etapa de tratamiento secundario de tipo biológico (Ohves y Cosgrove, 1974) (Smith et al., 1980) por lo que es necesario un tratamiento posterior.

Los efluentes industriales que contienen mayor cantidad de los metales pesados son los de galvanoplastia, química, petroquímica y en la fabricación de pinturas y pigmentos. Es importante remover estos metales antes de emplear tratamientos biológicos, para evitar problemas de toxicidad y de acumulación de los mismos en el lodo biológico. La remoción de metales pesados se puede obtener por precipitación química. Los niveles de remoción alcanzables se muestran en la TABLA 6.2.

La valencia de algunos compuestos como el Cr(VI), Mn(II) y Fe(II) es directamente proporcional a su precipitación o coprecipitación. Esto es, el cromo hexavalente debe ser reducido a su estado trivalente mediante sulfato férrico. El hierro y el manganeso bivalente pueden ser oxidados biológicamente a la valencia 3 y 4 respectivamente en filtros biológicos. Los oxianiones (arsenatos, vanadatos, selenatos y fosfatos) reaccionan con sales férricas para producir compuestos insolubles los cuales son coprecipitados. A continuación se dan detalles de cada metal.

6.2.4.1 Metales pesados.

Arsénico.

La toxicidad del arsénico se encuentra bien definida: 100 mg son suficientes para provocar una intoxicación severa. A bajas concentraciones el arsénico es acumulado por el organismo y los efectos que produce no permiten identificar fácilmente su origen.

TABLA 6.2 CONCENTRACIONES MINIMAS ALCANZABLES EN LA REMOCION DE METALES PESADOS POR PRECIPITACION.

Metal	Concentración efluente, mg/l)	Tecnología y reactivos empleados
Arsénico	0.05	Precipitación con sulfuro filtración.
	0.06	Adsorción con carbón.
	0.005	Coprecipitación con hidróxido férrico.
Bario	0.5	Precipitación con sulfato
Cadmio	0.05	Precipitación con hidróxido a pH 10-11.
	0.05	Coprecipitación con hidróxido férrico.
	0.008	Precipitación con sulfuro
Cobre	0.02 - 0.07	Precipitación con hidróxido.
	0.01 - 0.02	Precipitación con sulfuro
Mercurio	0.01 - 0.02	Precipitación con sulfuro
	0.001 - 0.01	Coprecipitación con alumbre.
	0.0005- 0.005	Coprecipitación con hidróxido férrico.
	0.001 - 0.005	Intercambio iónico.
Niquel	0.12	Precipitación con hidróxido a pH 10.
Selenio	0.05	Precipitación con sulfuro
Zinc	0.1	Precipitación con hidróxido a pH 11

FUENTE: Patterson, 1985

Las formas solubles del arsénico son el ión arsenito (AsO_2^-) y el arsenato (AsO_4^{3-}). En presencia de oxígeno disuelto, el arsenito es oxidado a arsenato. El estado de oxidación del anión tiene gran efecto sobre la eficiencia para la remoción del arsénico.

Los principales métodos de remoción del arsénico incluyen la precipitación con sulfuros (ejemplo sulfuro o ferrisulfuro) o mediante la complejación con metales pesados polivalentes y, la coprecipitación con hidróxidos metálicos (hierro o aluminio). La precipitación con sulfuro alcanza niveles de arsénico en el efluente de 0.05 mg/L a pH entre 6 y 7, y es efectiva solo en arsenatos por lo que es recomendable convertir el arsenito a la forma pentavalente con pH alto, mediante la adición de cloro o permanganato (Patterson, 1975).

La remoción de arsénico en una planta potabilizadora o de tratamiento emplea la coagulación, sedimentación y filtración. El sulfato férrico es el coagulante más empleado y la dosis de 500 mg/L reduce el contenido de arsénico a 5 mg/L o menos. La remoción se efectúa por complejación con el hierro y precipitación.

La precipitación con sulfato férrico y alumbre ofrecen eficiencias de remoción altas y aumenta hasta el 98 a 99% al pasar el efluente por filtros con niveles de 0.003 a 0.006 mg/L de arsénico a pH de 5.5 a 8.5. Para altas concentraciones de arsénico una coprecipitación de etapas múltiple es recomendada ya que la eficiencia se incrementa y reduce la generación de lodos.

Otros procesos empleados incluyen la adsorción sobre carbón o alúmina activada e intercambio iónico. Las resinas de intercambio iónico de base fuerte y débil es efectiva en la remoción de arsenato y arsenito en las aguas residuales. Calmon (en Patterson, 1975) reportó que agua con 68 mg/L de arsénico a pH de 6-9.5 con resina de intercambio aniónico de base débil se alcanzan eliminaciones de 82 a 100 % (Patterson, 1975).

Cadmio

El Cadmio es un compuesto sumamente tóxico que ataca principalmente los riñones, destruye el tejido testicular y los glóbulos rojos. Concentraciones del orden de 13 a 15 mg/L en la comida provocan enfermedades graves. Se ha demostrado que la ingestión cotidiana de agua con 0.047 mg/L de cadmio durante un largo periodo no provoca alteraciones. El cadmio penetra en el agua por el desecho de los residuos líquidos de plantas de electroplatinado o de la industria galvanoplástica.

El cadmio se elimina por precipitación con hidróxidos metálicos a pH entre 9.5 y 12.5. La precipitación a pH cercano a 11 ofrece un nivel en el efluente de 0.0075 mg/L de cadmio. La filtración en arena reduce este valor a 0.0007 mg/L. Por otro lado, la coprecipitación con hidróxido férrico a pH de 8.5 mejora la remoción del cadmio. El uso de sulfuros es una técnica muy viable

y, se lleva a cabo a pH altos y en dos etapas. La primera involucra la neutralización del agua residual con cal a pH 5.0 y, la segunda consiste en ajustar el pH a 6.5 y agregar sulfuro de sodio para la precipitación de cadmio y otros metales pesados. El tratamiento de un efluente secundario de agua residual municipal involucra la coagulación-floculación, sedimentación, filtración y carbón activado. Un flujo de 0.31 a 1.6 L/s con nivel de cadmio de 0.011 a 0.13 mg/L fueron reducidos hasta de un valor no detectado y 0.005 mg/L, respectivamente.

En presencia de agentes acomplejantes (cianuros) es difícil la precipitación del cadmio siendo necesario eliminarlos previamente.

Existen diferentes tipos de resinas de intercambio iónico muy selectivas de cadmio. Su uso es esencial para la recuperación del metal resultando un proceso barato dado a su alto valor comercial. Otros posibles métodos son la ósmosis inversa, electrodiálisis y congelación.

Cianuros

Por lo regular, 50 a 60 mg de cianuros en una dosis suele ser fatal. Sin embargo, dosis inferiores a 10 mg son aceptadas por el organismo ya que el compuesto es transformado en tiocianato. De hecho, los efectos se observan cuando se satura la capacidad de asimilación del cuerpo. Para las truchas concentraciones tan bajas como 0.05 mg/L provoca la muerte. Debido a su alta toxicidad, el estándar de potabilización considera un factor de seguridad de 100 para los humanos.

Las aguas residuales que contienen cianuros son comúnmente tratadas usando cloración alcalina. El cloruro de cianógeno que se produce en este proceso es veinte veces menos tóxico que el ácido cianhídrico. El cianuro puede ser oxidado parcialmente a cianato (CNO) o completamente a dióxido de carbono (CO_2) y nitrógeno (N_2). El proceso es más efectivo si se usa un sistema de dos etapas consistiendo la primera en la adición de hipoclorito de sodio o cloruro gaseoso más hidróxido de sodio al agua residual. La oxidación de cianuro a cianato se lleva a cabo a pH de 10 o mayor, y a 20°C con un tiempo de contacto de 30 min a 2 horas. La segunda etapa comprende la oxidación completa y requiere una oxidación adicional (CO_2 y N_2), o bien, una hidrólisis ácida (CO_2 y NH_3) a pH de 10 durante varias horas. Si además, el pH es reducido de 8 a 8.5 la oxidación del cianato por cloración se completa en una hora (Patterson, 1975).

El principal problema asociado con la eliminación del cianuro es la presencia del hierro soluble con el cual forma complejos que protegen al cianuro de la oxidación. Se emplea un proceso alternativo cuando se presenta este problema, que es la oxidación por cloración alcalina a pH de 10 o más y temperatura de 90°C .

Las aguas residuales con alta concentración de cianuros son tratadas preferencialmente por descomposición electrolítica. Sin embargo, es poco efectiva cuando el agua contiene sulfatos. Otro proceso es la recuperación evaporativa y es aplicable cuando las concentraciones de cianuros en los residuos es muy alta.

Cobre

El cobre no representa un problema de salud en el agua pero le imparte un sabor desagradable en concentraciones del orden de 1 a 5 mg/L.

Los procesos de tratamiento empleados para la reducción del cobre soluble en aguas residuales involucran la precipitación, intercambio iónico, evaporación o electrodiálisis. El intercambio iónico es un tratamiento apropiado para aguas residuales que contengan menos de 200 mg/L de cobre, la precipitación se aplica para valores de 1.0 a 1000 mg/L y la recuperación electrolítica es muy útil para concentraciones cercanas a 10 000 mg/L (Patterson, 1975).

El hidróxido formado en la precipitación es relativamente insoluble a pH alcalino. En general, la precipitación se lleva a cabo junto con la adición de cal a un agua residual ácida. El óxido cúprico formado a partir del hidróxido, presenta una mínima solubilidad a pH entre 9 y 10.3 alcanzando valores de 0.01 mg/L de cobre. Después de la sedimentación el efluente es filtrado y pasado a través de columnas de carbón activado.

Se tiene poco conocimiento de la precipitación con sulfuros pero se presentan datos con valores casi indetectables de cobre en el agua tratada (Patterson, 1975).

Los cianuros, amoníaco y otros agentes acomplejantes combinados con altas concentraciones de cal forman compuestos con el cobre que interfieren con la precipitación, por lo que deben ser separados previamente.

Cromo hexavalente

Aún cuando se sabe que el cromo inhalado provoca cáncer el efecto por su consumo es aún desconocido. La toxicidad del cromo es función de su estado de oxidación: el cromo trivalente no es tóxico en tanto que el hexavalente lo es. Por ello, una forma de tratamiento consiste en modificar su valencia. Las principales fuentes de cromo en el agua son la industria de cromado y el empleo de las conexiones cromadas en circuitos de enfriamiento de agua y de acondicionamiento de aire.

Para eliminar el cromo hexavalente frecuentemente se reduce al estado trivalente y, posteriormente se separa por precipitación con hidróxido. La reducción se alcanza a pH entre 2 y 3 con un agente químico (dióxido de azufre, bisulfito de sodio, metabisulfito o sulfato ferroso). No es 100 % efectiva y la cantidad de cromo reducida depende del tiempo de reacción, pH, concentración y tipo de agente empleado.

La remoción del cromo trivalente es realizada por precipitación del hidróxido crómico, $\text{Cr}(\text{OH})_3$, con sosa caústica o cal a pH entre 8.5 y 9.5. En algunos casos se puede usar un coagulante ayuda reduciendo a su vez los sólidos suspendidos de 1000-2000 mg/L a 10 mg/L, con 99 a 99.5% de eficiencia (Patterson, 1975).

Los procesos de intercambio iónico son eficientes y económicos al emplearlos en la recuperación del metal. El intercambio con resinas catiónicas eliminan el cromo trivalente, mientras que las resinas aniónicas remueven cromatos y dicromatos. El pH debe ser menor de 4, ya que el poder oxidante del ácido crómico puede atacar a la resina.

Hierro

El hierro en el agua no presenta problemas graves de toxicología pero concentraciones de 0.3 mg/L imparten un color amarillento y sabor amargo y astringente. Además, el hierro tiñe de color café los textiles, la plomería y las paredes por lo que una elevada concentración de este elemento limita las posibilidades de reuso del agua.

El hierro existe en la forma férrica y ferrosa, dependiendo del pH y de la concentración del oxígeno disuelto. A pH entre 7 y 7.5 el ión ferroso soluble (Fe^{+2}) es oxidado a férrico (Fe^{+3}) en presencia de oxígeno introducido por aeración. El Fe^{+3} se hidroliza fácilmente para formar un precipitado de hidróxido férrico. La cal se emplea con frecuencia para ajustar el pH (Patterson, 1975).

A pH superiores a 7, el hidróxido férrico puede resolubilizarse debido a la formación del anión $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$. Los iones ferroso y férrico también se solubilizan en presencia cianuros debido a la formación del complejo ferro y ferricianuros presentando problemas en los tratamientos de eliminación del hierro y cianuros.

Manganeso

Los efectos neurológicos que se presentan por la inhalación de polvo de manganeso no han sido observados por su ingestión. Al parecer el límite establecido con base en los problemas estéticos y económicos que ocasiona evita cualquier riesgo de intoxicación. Cuando el manganeso se encuentra en forma oxidada imparte un color

café-púrpura al agua, los textiles y a las molduras. Asimismo, modifica el sabor del café y del té. La remoción completa del manganeso es deseable para el consumo doméstico e imperativo para el uso del agua en la industria. Sin embargo, existen muchas dificultades prácticas para disminuir su concentración por debajo de 0.05 mg/L. Las aguas con pequeñas cantidades de manganeso son producidas en industrias de alimentos y bebidas.

El tratamiento implica la conversión del ión manganeso soluble en un precipitado (óxido o hidróxido) insoluble. Su tratamiento es simultáneo a la remoción del hierro y es efectuado por la oxidación del ión manganeso en lagunas aeradas a pH menor de 9. La materia orgánica en solución puede combinarse con el manganeso evitando su oxidación por aeración a pH altos. Por lo tanto se requiere de una aeración a pH no mayor de 9.4 para una buena reducción.

El uso de oxidantes químicos para convertir el ión manganeso en dióxido de manganeso insoluble, junto con coagulación y filtración, es recomendado. El uso de 1.5 a 2.0 mg/L de permanganato de potasio reduce la concentración de manganeso de 1.0 mg/L a 0.005 mg/L. La oxidación con este reactivo junto con filtración a vacío en diatomeas se usa en potabilización (Patterson, 1975).

Mercurio

Los efectos tóxicos del mercurio son daños neurológicos, (irritabilidad, parálisis, ceguera o locura) y ruptura a nivel cromosomal.

El mercurio proviene principalmente de la industria cloroalcali y de los hospitales. El tratamiento depende de la naturaleza y concentración inicial del mercurio, la presencia de otros constituyentes y el grado de remoción que debe ser alcanzado. El intercambio iónico y la coagulación son los más comunes, aunque también se aplica la adsorción sobre carbón activado que es menos efectiva que el intercambio iónico.

El tratamiento por intercambio iónico se usa para la remoción del mercurio inorgánico e involucra la formación del complejo de cloruro de mercurio por adición de cloro (para oxidar el mercurio metálico) y la remoción del complejo en resinas de intercambio aniónico.

La precipitación se combina con la floculación y separación por sedimentación, filtración o flotación. La adición de sulfuros para la precipitación de sulfuro de mercurio insoluble es utilizada para altos niveles de mercurio logrando una remoción del 99.99 % a pH alcalino siendo el óptimo a 8.5 (Patterson, 1975).

La remoción del mercurio por coagulación utiliza reactivos como sulfato de aluminio, sales de hierro o cal, siendo aplicado para mercurio orgánico e inorgánico. Los niveles alcanzados con alumbre son del orden de 1.5 a 102 $\mu\text{g/L}$, y por hierro de 0.5 a 12.8 $\mu\text{g/L}$.

El mercurio iónico inorgánico se puede convertir a la forma metálica por reducción y separar por filtración. Se dispone de una gran variedad de agentes reductores como el aluminio, zinc, hidrazina, cloruro estanoso y borohidruro de sodio. La principal ventaja es la recuperación de mercurio en estado metálico. Sin embargo, la eficiencia de remoción es baja requiriendo otro proceso para cumplir con las normas (Patterson, 1975).

La eficiencia en el tratamiento por carbón activado depende de la concentración y forma del mercurio, dosis y tipo de carbón y el tiempo de contacto entre el carbón y el agua residual. Al incrementar la dosis de carbón y el tiempo de contacto se mejora la remoción del mercurio orgánico e inorgánico, siendo más factible de eliminar el orgánico, con eficiencias del orden de 85 a 99 % cuando la concentración de mercurio es muy alta (10 a 100 $\mu\text{g/L}$). Sin embargo, para concentraciones menores de 1 $\mu\text{g/L}$ la eficiencia decae al 70% (Patterson, 1975).

Níquel

El níquel ingerido como sales solubles causa náusea, vómito y diarrea. Este elemento es listado por la EPA como carcinógeno.

El níquel existe solamente como ión soluble (Ni^{+2}) pero forma compuestos muy estables con el amoníaco, EDTA o cianuro. Como tratamiento se emplea la precipitación (Patterson, 1975).

El níquel se considera un metal valioso por lo que es importante su recuperación. El hidróxido de níquel con cal a pH de 9.5 ofrece reducciones del orden de 0.5 mg/L. Cuando la recuperación es primordial se precipita en forma de carbonato básico. Generalmente, se requiere filtrar el efluente para obtener una calidad constante.

El intercambio iónico que también permite se revalorización requiere que no haya interferencias, especialmente cianuros, alcanzando eficiencias del 90 %.

Plata

La ingestión de 1 g de plata produce una decoloración azul-gris de la piel, los ojos y las membranas mucosas. Se puede consumir una dosis de 10 $\mu\text{g/l}$ durante toda la vida o 50 $\mu\text{g/l}$ durante 27 años sin llegar a acumular 1 g.

Los métodos de tratamiento están enfocados a la recuperación del metal y son: precipitación, intercambio iónico, intercambio reductivo y recuperación electrolítica.

El intercambio iónico se utiliza para concentraciones pequeñas de plata. La recuperación es por elución de las sales de plata o directamente por incineración de la resina recuperando la plata pura. Se alcanza con rendimiento del 85 % por intercambio catiónico y 91.7 % por intercambio en sistemas mixtos (Patterson, 1975).

La precipitación con el ión cloruro puede remover la plata hasta concentraciones de miligramos por litro. La coprecipitación con otros hidróxidos metálicos bajo condiciones alcalinas mejora la remoción a menos de 0.1 mg/L. Los residuos que contienen cianuro de plata interfieren con la precipitación del cloruro, lo que hace necesario la destrucción del cianuro antes de precipitar la plata. Como se mencionó, la oxidación del cianuro se realiza con el ión cloruro y en este caso se presenta una competencia reaccionando primero el cianuro y después la plata. Si los cianuros están presentes en grandes cantidades la oxidación con exceso de iones cloruro afecta directamente la eficiencia de remoción. Un tratamiento consiste en la adición de cloro en relación de 3.5 mg/mg de cianuro, durante un tiempo de reacción de 30 min. alcanzando reducciones del 90-99 %.

Plomo

El plomo se considera como un veneno fuerte y acumulativo. Afecta los sistemas hematopoyético y nervioso y fácilmente llega a causar la muerte. Las fuentes comunes de ingestión del plomo son la comida, el aire y el humo de tabaco. Se puede ingerir durante varias semanas agua que contenga de 2 a 4 mg/L de plomo sin presentar ningún síntoma, pero su empleo durante tres meses resultaría dañino. El consumo de 15 mg/L de plomo durante varias semanas puede ser fatal. Concentraciones de 0.05 mg/L se consideran fisiológicamente seguras para el Hombre pero en concentraciones tan bajas como 0.010 mg/L son tóxicas para los peces.

La forma orgánica del plomo no es fácil de eliminar por precipitación por lo que debe ser destruida químicamente con cloración. La precipitación del plomo se realiza a pH entre 9.2 y 9.5, la eficiencia para la formación de precipitados decrece rápidamente a valores de pH extremos. Los reactivos empleados son la cal o hidróxidos (precipita hidróxido de plomo), cenizas de sosa (para precipitar carbonato de plomo) y fosfatos (fosfato de plomo). El tratamiento con cal produce un lodo de buena sedimentación mientras que el tratamiento con sosa caústica requiere filtración. La eficiencia por precipitación más sedimentación excede el 99 % (Patterson, 1975).

El efluente de una planta de tetraetilo de plomo es alcalino, y contiene sales de plomo inorgánicas en solución y suspensión, más sales de plomo orgánico. El pH se ajusta entre 8 y 9, para precipitar al plomo inorgánico con sulfato ferroso. El efluente tratado pasa por tanques de sedimentación para la recolección del lodo con plomo, y es tratado para recuperación del tetraetilo de plomo.

El tratamiento de intercambio iónico se usa para plomo orgánico e inorgánico. El efluente se trata a pH un de 5 a 5.2 reduciendo el plomo a 0.01 mg/L y en ocasiones hasta 0.002 mg/L. Reducciones de plomo orgánico de 127-145 a 0.02-0.5 mg/L fueron reportados por Nosaki y Hatotani (en Patterson, 1975), usando resinas de intercambio catiónico de ácido fuerte (Patterson, 1975).

Selenio

El selenio es sumamente tóxico para los animales, los peces y el hombre. En ciertos suelos abunda por lo que es común encontrar grandes dosis de este compuesto en los pozos cercanos. Se considera carcinógeno.

Se presenta como impureza en la forma de selenuro (Se^{-2}) en las gangas de sulfuros metálicos. El ión selenito es la forma más común en el agua residual excepto para efluentes de pigmentos y colorantes, los cuales contienen selenuro. Se han reportado niveles de 0.7 mg/L en aguas residuales de la fundición del cobre.

Cuando los sulfuros metálicos son incinerados con aire (para convertir el sulfuro y arrojarlo en forma de SO_2) el selenuro es oxidado a dióxido de selenio y liberado junto con los gases de chimenea. El dióxido de selenio presente en el gas reacciona con el agua produciendo ácido selenioso, H_2SeO_3 . También se ha reportado que el dióxido de selenio es fácilmente reducido, para precipitar como selenio elemental finamente dividido, y es muy probable que la misma reacción ocurra para el ión selenioso a pH ácido. El selenio se puede precipitar como sal metálica, la cual es altamente insoluble (Hutchinson en Patterson, 1975).

Los efluentes secundarios de las plantas de tratamiento de agua residual municipal contienen de 2 a 9 $\mu\text{g/L}$ de selenio. Un tratamiento terciario incluye la adición de cal a pH 11, sedimentación, filtración, adsorción sobre carbón activado y cloración obteniendo remociones hasta del 89 %. Se puede lograr una eliminación del 99.9 % de selenio con un sistema de intercambio iónico utilizando resinas de base débil-ácido fuerte (Patterson, 1975).

Zinc

El Zinc no presenta riesgos de salud en el agua pero a concentraciones superiores a 5 mg/L le imparte un sabor desagradable.

El zinc es un metal anfótero cuya solubilidad se incrementa a pH bajos y altos. Para aguas residuales la mejor tecnología requiere de la determinación del valor óptimo de pH para cada tipo de agua, y la remoción de los sólidos suspendidos por medio de clarificación por gravedad y/o filtración.

Los procesos de tratamientos empleados para la remoción del zinc utilizan la precipitación química y en el caso de recuperación del metal se emplea el intercambio iónico y recuperación evaporativa aunque también el proceso de precipitación ofrece lodos con zinc sin impurezas.

La precipitación requiere del ajuste del pH en condiciones alcalinas, los reactivos comúnmente empleados son hidróxidos metálicos. La adición de cal es el método más generalizado e implica un pH de 10 con el inconveniente de que también se precipitan sulfatos de calcio incrementando la cantidad de lodos producida. Los valores en la remoción de zinc son menores a 1 mg/L (Patterson, 1975).

Cuando el cianuro y/o cromatos están presentes en el agua residual es necesaria la destrucción de cianuro y la reducción de los cromatos antes de precipitar el zinc. El tratamiento incompleto del cianuro ocasiona un incremento en la cantidad del zinc en el agua a causa de que este se acompleja.

Existen métodos alternativos que resultan más económicos debido a la recuperación del metal. Uno de ellos es la recuperación evaporativa con enjuages a contracorriente provocando dilución del influente (Patterson, 1975). En la TABLA 6.3 se puede ver una síntesis hecha a partir de los datos recolectados considerando los procesos, condiciones y eficiencia en la remoción de metales.

6.2.4.2 Metales no pesados y no metales

Aluminio

Niveles de aluminio superiores a 0.05 mg/L provocan la precipitación de coloides tanto en los tanques de almacenamiento como en las tuberías de distribución. Generalmente, se usa como coagulante en la forma de sulfato de aluminio y los niveles presentes en el agua residual no se detectantan.

Bario

El bario puede ocasionar efectos severos en el corazón, los vasos sanguíneos y los nervios. La dosis considerada como letal para el ser humano oscila entre 550 y 660 mg. Las sales de bario frecuentemente provienen de los venenos para ratones. En forma natural, el bario existe como sal de carbonatos. En algunos cuerpos de agua se ha llegado a encontrar concentraciones de hasta 1.55 mg/L. Existen pocos estudios para establecer la cantidad permisible de bario en el agua y el límite de 1.0 mg/L se estableció a partir de la norma para aire.

El bario puede ser removido por precipitación como sulfato de bario al agregar sulfato de sodio al agua residual. Alternativamente, en aguas de alcalinidad alta, la precipitación de carbonato de bario es preferible logrando un 98% de remoción, con el inconveniente de que el pH debe ajustarse entre 10 y 10.5 (si el pH es de 11 la eficiencia disminuye debido a la formación preferencial de hidróxido de bario).

El proceso en plantas de tratamiento involucra precipitación seguida de sedimentación, filtración y adsorción sobre carbón activado, siendo la principal fracción eliminada la de sedimentación. Un método efectivo es el intercambio iónico. Ayres (en Patterson, 1975) cita remociones muy altas del orden de 99.999 % para bario reactivo-140, mientras que Pressman et al. (Patterson, 1975) reportaron 99 % en la eliminación de bario no reactivo.

Boro

Concentraciones del orden de 30 mg/L en el agua potable tienen efectos fisiológicos sensibles. Cuando se ingiere una cantidad importante de boro se afecta el sistema nervioso central y una ingestión constante causa borismo. En irrigación concentraciones incluso bajas de boro provoca efectos serios sobre los vegetales.

El boro en el agua residual se encuentra como anión borato. Existen pocas técnicas para la remoción del boro en solución. Un proceso (patentado) para agua industrial incluye la evaporación y recondensación del vapor (Dueldner, 1970). Coagulantes como sulfato férrico, cal y alumbre con dosis de 100, 400 y 100 mg/L respectivamente son eficientes.

Los procesos de ósmosis inversa con membranas de acetato de celulosa a pH 5 eliminan del 38 al 60 % de boro total con una concentración final de 0.14 mg/L. Por otro lado, las resinas de intercambio iónico presentan una alta selectividad para la remoción del boro como borato y ácido bórico, el porcentaje de remoción es de 90 % y el nivel en el efluente es de 1 mg/L (Kunin, en Patterson, 1975).

Un método alternativo es usando resinas de intercambio iónico. La Amberlita IRA-943 presenta una gran selectividad en la remoción de boro en forma de ácido bórico y borato. La presencia de otras sales inorgánicas no interfiere con la capacidad de la resina, además su eficiencia es independiente del pH y la fuerza iónica. La remoción depende de la velocidad de flujo y se tienen eficiencias del 90 % alcanzando niveles de 1 mg/L.

Cloruros, sulfatos y sólidos disueltos

Estas sustancias afectan el sabor del agua potable y además le confieren un poder laxativo. La concentración que provoca tales efectos varía en función de cada individuo, la presencia de otras sustancias y la adaptación del consumidor. Por ello, la concentración permisible se define en función de un intervalo para cada sal. El estándar de 250 mg/L para cloruros y sulfatos es consecuencia de una serie de estudios efectuados. La concentración permitida de sólidos totales es del orden de 500 mg/L. Sin embargo, se sabe que en muchos lugares se emplea agua con un contenido superior sin tener problemas de salud.

El intercambio iónico requiere resinas de aniónicas de base débil. La electrodiálisis ha sido empleada para el tratamiento de cloruros especialmente para aguas saladas obteniendo remociones del 30 %

El cloro libre (como HClO) reacciona con la superficie del carbón activado para formar H^+ , Cl^- y un óxido el cual reduce la capacidad de adsorción del carbón activado ya sea por la pérdida de grupos funcionales o por bloqueo de poros.

Cuando el agua residual tiene iones sodio, magnesio o sulfato la reducción de los SDT requiere métodos de tratamiento más selectivos como la ósmosis inversa, electrodiálisis, destilación e intercambio iónico. El intercambio iónico y la electrodiálisis son aplicables para concentraciones por arriba de 5000 mg/L de SDT, mientras que la destilación y la ósmosis inversa son empleadas para valores inferiores a 5000 mg/L.

Flúor

El flúor es un elemento que se desea tener en el agua potable. La concentración óptima para evitar las caries en la población infantil es de 0.7 a 1.2 mg/L. Sin embargo, concentraciones superiores a 4.0 mg/L provocan la fluorosis dental u oscurecimiento del esmalte. Un consumo de 8 a 20 mg/L de fluoruro durante un periodo largo afecta al sistema óseo. Con base en un consumo de 2 litros de agua por día, se considera que una dosis de 115 mg/L es subletal y de 2000 mg/L, letal.

La concentración máxima presente en forma natural en el agua de abastecimiento rara vez excede de 5 mg/L, y aunque existen métodos de tratamiento para eliminar el flúor, en muchas ocasiones éste se añade al agua.

Para el tratamiento de fluoruros se dividen los métodos en precipitación y adsorción. Los primeros involucran cal, compuestos de magnesio (dolomitas) y alumbre. La precipitación con cal requiere de una neutralización posterior, clarificación y filtración a pH 7-8. Los métodos de adsorción se usan para concentraciones bajas de fluoruros. Los medios empleados son la hidroxilapatita, resinas de intercambio iónico o alumina activada.

Nitrógeno

Los compuestos inorgánicos del nitrógeno tienen efectos contaminantes especiales en función de su estado de oxidación (3-, 3+ y 5+). Los compuestos orgánicos están presentes en desechos domésticos y agrícolas, mientras que los compuestos inorgánicos del nitrógeno se encuentran en aguas de desechos industriales y fertilizantes.

El nitrógeno en el agua residual municipal se presenta como nitrógeno orgánico o amoníaco.

Los compuestos del nitrógeno oxidado ocasionan problemas como:

a) Contaminación de cuerpos de agua por un fuerte crecimiento orgánico conocido como eutroficación acelerada. Los compuestos directamente relacionados con este fenómeno son los nitratos.

b) El agua que contiene altas concentraciones de nitratos (>10 mg/L) usada en la alimentación de infantes de aproximadamente 6 meses puede provocar metahemoglobinemia (asfixia). En un adulto se requieren concentraciones muy por encima de 10 mg N₂/L para alterar la salud y en realidad nunca se ha presentado un caso de estos.

c) Cuando se utiliza agua que contenga nitritos para preparar alimentos, se corre el riesgo de formar sustancias cancerígenas llamadas nitrosaminas.

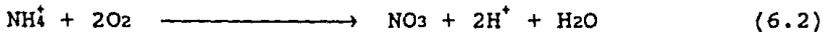
Los principales problemas que ocasiona el amoniaco son:

- a) es tóxico para la fauna acuática cuando se encuentra en forma de amoniaco en concentraciones de unas cuantas partes por millón.
- b) reduce la efectividad de la cloración.

El amoniaco como ión amonio es el contaminante nitrogenado que se encuentra con mayor frecuencia en el agua ya que además de ser un producto natural es un producto industrial clave. El amoniaco y el ión amonio existen en solución en equilibrio el cual es descrito por



Un gran problema es que estos compuestos ejercen una demanda estequiométrica de oxígeno equivalente a 4.57 veces su peso de acuerdo con:



Para obtener un efluente con una calidad aceptable se deben eliminar estos compuestos, para ello existen diferentes métodos que proporcionan resultados muy alentadores, estos son: nitrificación/desnitrificación, desorción de amoniaco con aire (stripping), intercambio iónico, cloración hasta el punto de ruptura y ósmosis inversa.

Sin embargo, las dos técnicas de mayor aplicación considerando factores económicos, prácticos y ambientales son: la nitrificación/desnitrificación y la desorción de amoniaco con aire o vapor. Siendo la primera la opción más rentable de acuerdo con Christensen et al. (1978) y con Donker y Zoetemeyer (1983) (ambos en Noyola y Lemus, 1990). Por esta técnica se han alcanzado conversiones del 95% de amoniaco a nitrato y 86% de nitrato a nitrógeno. En forma global la conversión es del orden de 81.7%.

El proceso biológico se lleva a cabo en dos etapas: la primera es la de nitrificación donde se oxida el amoniaco a nitritos y nitratos, mientras que la segunda -desnitrificación- consiste en la reducción de los compuestos oxidados a N_2 , forma que se caracteriza por ser inocua al medio ambiente.

6.2.4.3 Otros contaminantes.

Dureza

Las sales de calcio y magnesio, presentes como bicarbonatos o sulfatos, son las responsables de la dureza del agua. Un gran problema ocasionado por dicha propiedad, es el originado en los detergentes ya que provocan una acción inversa al no formar productos insolubles. Al mismo tiempo promueve la formación de depósitos minerales. Con base en la experiencia se acepta que una dureza de 80 a 100 mg/L como CaCO_3 es aceptable.

Por otro lado, las sales disueltas dañan las calderas al ser arrastradas en el agua de alimentación. Por lo que, la remoción de la dureza es fundamental para los diferentes usos del agua y agua residual tratada.

Se pueden utilizar diferentes métodos para el ablandamiento del agua. El más usado es el de precipitación del Mg y Ca como hidróxido y carbonato respectivamente a pH alto al agregar cal y carbonato de sodio, el ablandamiento por intercambio iónico también es muy usado con buenos rendimientos.

Radioactividad

Por lo regular son pocos los casos de radioactividad en el agua a niveles alarmantes y ello sucede en un número limitado de acuíferos bien identificados. En consecuencia una concentración elevada se relaciona más bien con una contaminación de tipo accidental.

Los niveles de radiactividad en el agua son medidos en unidades de picoCuries/litro. Un pico Curie corresponde a 3.7×10^{-2} desintegraciones por segundo. Las especificaciones del Servicio de Salud Pública señalan 3 pico Ci/L para radio-226 y 10 picoCi/L de estroncio-90 como máximo.

El estándar de 1000 Ci/L de actividad beta (en ausencia de emisores alfa y de estroncio-90), se emplea sólo como una prueba preliminar que cuando se sobrepasa se procede a la identificación de los radioisótopos.

Los elementos radiactivos más pesados son generalmente insolubles y pueden eliminarse por coagulación y filtración; los componentes solubles se remueven por intercambio iónico. En concentraciones muy bajas, el proceso de tratamiento tendrá que hacer reaccionar inicialmente a contaminantes más comunes, como el calcio y magnesio, antes de poder eliminar a los isótopos radiactivos.

Sustancias activas al azul de metileno

La prueba de las sustancias activas al azul de metileno (SAAM) mide los compuestos de sulfato de alquilo. Este análisis reemplazó la técnica de la determinación del ABS (azul bencensulfonato). Los principales problemas que provocan estos compuestos son la producción de espuma y la impartición de sabor a concentraciones muy bajas. Por ello, el estándar de 0.5 mg/L representa un factor de seguridad de 15000 veces en relación con su toxicidad. Su remoción se logra indirectamente en procesos de luz solar donde se usa como reactivo.

Turbiedad, color y olor

La turbiedad de las aguas superficiales se debe en gran parte a la presencia de arcilla y otros minerales. El intervalo en tamaños de la mayor parte de estas partículas es del orden de 0.2 a 5 μ , es decir, que corresponden a una escala superior a la de los verdaderos coloides. La coagulación de estas suspensiones se realiza con relativa facilidad, una vez que se ha determinado el pH adecuado.

El color y el olor se relaciona más con la aceptación por parte del consumidor con respecto a la seguridad del agua. Cuando el agua tiene 15 unidades de color (con un umbral de 3 para ciertas personas) no es aceptada por el público.

Además, de la turbiedad, el color es un constituyente común de algunas aguas superficiales y hay que reducirlo. Aunque las formas coloidales del hierro y manganeso son a veces la causa del color, la más común es debida a los compuestos orgánicos complejos que se originan en los procesos de descomposición de la materia orgánica natural (sustancias húmicas). La coagulación seguida por sedimentación es el método más apropiado para la remoción. La dosificación del coagulante depende de la concentración inicial del color; en el pH óptimo (ácido), el color residual decrece proporcionalmente a medida que aumenta la dosis de coagulación.

Residuos aceitosos

El tratamiento de aceites flotantes es más eficiente y económico si se efectúa por gravedad o flotación, la eficiencia es superior a 99 %. La coagulación se emplea junto con la flotación del aire o filtración rápida para la separación de las fases aceite y agua.

Es tradicional el uso del ácido sulfúrico en las plantas de tratamiento de agua de desecho aceitosas como primer paso en el rompimiento de la emulsión. Se encontró que es más efectivo el empleo de los ácidos en lugar de las sales coagulantes, necesitando el agua ácida una neutralización después de la separación aceite/agua (NALCO, 1989).

TABLA 6.3 TECNICAS EMPLEADAS Y EFICIENCIAS EN REMOCION DE METALES.

Elemento	forma	Método	pH	% remoción
Arsénico	AsO_4^{-3}	Precipitación (cal)	12	95
		Coagulación con Al	<7.5	70-90
		Coagulación con Fe Osmosis inversa y electrodiálisis	5-6	90-100 90-100
	AsO_2^{-3}	Precipitación (cal)	12	95
		Coagulación con Al	6-7	0-20
		Coagulación con Fe Adsorción sobre alúmina activada	6-8	20-40 20-40
Bario	Ba^{+2}	Precipitación (sulfuros)	6-10	95-99
		Precipitación con cal	11	90-100
		Intercambio iónico	11	99.99
		Osmosis inversa y elec- trodiálisis		90-100
Boro		Precipitación	5	10
		Osmosis inversa		60
		Intercambio iónico		90
Cadmio	Cd^{+2}	Precipitación (sulfuros)	8-11	>99
		Coprecipitación	6-10	>99
		Osmosis Inversa	11.5	78-99
Cromo	Cr^{+6}	Reducción	2-3	60-99
		Coagulación con sulfato ferroso	7-9.5	90-100
		Carbón activado	2-3	>99
		Intercambio iónico (resina aniónica)	2-3	88-95
	Cr^{+3}	Osmosis Inversa	7.6	86-99
		Precipitación	8.5-9.5	>99.9
		Coagulación con Fe	6-9	90-100
		Coagulación con Al Intercambio iónico	7-9 8.5-9.5	90-100 100
Cobre	Cu^{+2}	Precipitación	9.5-10.5	99
		Oxidación	5-6.5	>80
Cianuros	CN^-	Cloración alcalina	10	100
		Precipitación (como ferrocianuro de Fe)	12 (71°C)	-
		Electrodiálisis	11	99.99
		Ozonación	9-12	100

TABLA 6.3 TECNICAS EMPLEADAS Y EFICIENCIAS EN REMOCION DE METALES. CONTINUACION

Elemento	forma	Método	pH	% remoción
Fluoruros	F ⁻	Precipitación (cal)	12	99.9
		Adsorción (contacto con alúmina)	11	90
Hierro	Fe ⁺²	Oxidación en lagunas aeradas	7-7.5	
	Fe ⁺³	Precipitación con cal	7-7.5	
Manganeso	Mn ⁺¹	Oxidación en lagunas aeradas	<9	X
Mercurio	Orgánico	Carbón activado granular		90-100
	Inorgánico	Coagulación con sulfato férrico Carbón activado granular	7-8	40-90 70-90
Níquel	Ni ⁺²	Precipitación (cal)	10	100
Nitrato	NO ₃ ⁻	Intercambio iónico con resina aniónica		90-100
Plata	Ag ⁺¹	Precipitación (CN ⁻)	8	100
		Precipitación con cal	11	70-90
		Coagulación con sulfato férrico	7-9	70-90
		Coagulación con Al	6-8	70-90
		Intercambio iónico		90-100
		Ósmosis inversa y electrodiálisis		90-100
Plomo	Pb ⁺²	Aeración-filtración	7-7.5	95
		Precipitación (cal)	7-7.5	99
		Coagulación (Fe y Al)	6-9	90-100
		Intercambio iónico	5	>99.9
Selenio	Se ⁺⁴	Coagulación con sulfato férrico	7	75
		Intercambio iónico con resina aniónica		90-100
Zinc	Zn ⁺²	Precipitación (sulfuro)	8-10	>99.5

ADAPTADO de diferentes citas bibliográficas

7. TRATAMIENTO

Los compuestos que pueden estar presentes en el agua poseen características muy diferentes. Por ejemplo, los de origen orgánico tienen solubilidades que van desde 10^{-6} hasta 10^3 g/L y su peso molecular varía entre 16 g/mol (para el CH_4) hasta 10^6 g/mol (polímeros). En cuanto al estado físico, de acuerdo con RAASCH, los contaminantes del agua son:

- 69% de compuestos solubles con tamaño inferior a 10 Å
- 6% de coloides con tamaño entre 10 Å y 1 μ m (compuestos aromáticos y ácidos húmicos)
- 11% de supracoloides de tamaño entre 1 μ m y 100 μ m (bacterias, desechos celulares, proteínas, aceites y surfactantes)
- 14% de material decantable con tamaño superior a 100 μ m.

Con la excepción probable de la ósmosis inversa y a costos prohibitivos, ningún tratamiento puede por sí solo eliminar esta amplia gama de contaminantes para obtener la calidad y seguridad requerida en potabilización del agua residual. Con base en ello es necesario emplear una serie de procesos que regularmente no constituyen el esquema de una planta de tratamiento (oxidación química con ozono o peróxido, membranas, resinas y desorción de compuestos volátiles).

7.1 Criterios de selección.

Los procesos de tratamiento dependen de la composición del agua residual y de la calidad del efluente requerido. En la TABLA 7.1 se presenta la comparación entre la calidad del agua de un efluente secundario y el agua potable.

La selección para una operación, proceso o combinación de estos depende de

- el uso del efluente tratado (municipal, agrícola o industrial),
- la naturaleza del agua residual,
- la compatibilidad de los diferentes procesos y operaciones,
- los medios disponibles para tratar los contaminantes, y
- la factibilidad económica de las diferentes combinaciones.

TABLA 7.1. COMPARACIONES ENTRE LA CALIDAD DEL EFLUENTE SECUNDARIO EMPLEADO COMO FUENTE DE ABASTECIMIENTO EN LA PLANTA DE DENVER Y EL AGUA POTABLE DE LA MISMA CIUDAD.

P A R A M E T R O	EFLUENTE SECUNDARIO			AGUA POTABLE		
	Min	Máx	Media	Min	Máx	Media
Dureza (CaCO_3)	132	350	229	90	114	101
Alcalinidad	146	342	254	61	83	71
Sílice	10.9	22.1	15.3	6.0	9.1	7.3
Sulfato	106	332	180	25	32	29
Nitratos-N	+	0.04	+	+	0.12	+
Nitritos-N	+	0.17	+	+	+	+
Fósforo total	2.7	9.4	4.6	+	0.10	0.03
Cloruro	48	131	84	23	29	26
Fluoruros	0.9	3.4	1.8	0.74	0.91	0.84
Bromuros	+	1.0	0.24	+	+	+
pH	5.8	8.9	6.8	7.3	7.6	7.4
Turbiedad	1.7	100	6.9	0.1	0.2	0.2
COT	7	40.7	15.6	1.6	2.4	2.0
Residuo no filtrable	484	714	588	136	165	157
Residuo filtrable	2.0	25.0	7.0	1.0	2.0	1.0
N-amoniaco	9.8	36.0	19.2	0.2	0.3	0.2
Conductancia específica	728	1440	982	270	306	290
Aluminio	+	0.08	0.03	0.02	0.09	0.045
Sodio	70	140	107	16.3	20.7	19.3
Calcio	21	101	69	20	25	23
Potasio	4.5	11.0	7.8	1.6	1.9	1.7
Mercurio	+	0.001	0.0002	+	0.0003	+
Manganeso	0.04	0.11	0.07	0.007	0.034	0.013
Fierro	0.03	0.35	0.11	0.02	0.17	0.05

FUENTE: W.C. Lauer et al., 1985

TABLA 7.1 CONTINUACION

P A R A M E T R O	EFLUENTE SECUNDARIO			AGUA POTABLE		
	Min	Máx	Media	Min	Máx	Media
Plomo	+	0.006	0.002	+	0.004	0.001
Magnesio	3.5	20.5	14.2	6.3	8.7	7.7
Bario	+	0.03	0.02	0.04	0.048	0.043
Boro	0.20	0.45	0.32	0.06	0.17	0.123
Arsénico	+	+	+	+	+	+
Cadmio	+	+	+	+	+	+
Cromo	+	0.014	0.003	+	0.004	+
Plata	+	+	+	+	+	+
Selenio	+	0.003	0.002	+	+	+
Partículas beta pCi/l	+	7.3	5.0	1.0	3.0	1.6
Alfa, pCi/l	+	14.0	5.3	1.0	4.0	2.2
Cuenta estándar en placa/ml	1×10^4	6.3×10^5	9.4×10^4	0.03	49	0.66
Coliformes to- tales/100 ml	2×10^4	2.1×10^7	5.8×10^5	+	2	+
Estreptococos fecales/ml	200	1.4×10^5	2.8×10^3			
Coliformes fecales/100 ml	400	2×10^5	1.6×10^4			

+ Inferior al límite de detección.

7.2 Principales procesos empleados.

7.2.1 Coagulación-floculación.

Para aguas biodegradables, el tratamiento fisicoquímico es menos atractivo que un proceso biológico ya que requiere cantidades sustanciales de compuestos químicos sin ofrecer una calidad superior de efluente (Chin-Kumsrssivam, 1986). No obstante, el tratamiento fisicoquímico se aplica en situaciones específicas como:

- cuando el agua residual contiene gran cantidad de compuestos tóxicos,
- los componentes del agua residual no son biodegradables,
- los reactivos para el tratamiento son disponibles a bajo costo,
- cuando se desee garantizar la sedimentación de los sólidos,
- asegurar la remoción de nutrientes (en especial, fosfatos).

Principio

Es el tratamiento esencial para la eliminación de sólidos finamente divididos, los cuales debido a su pequeño tamaño ($10\mu\text{m}$) no sedimentan por la acción de la gravedad o lo hacen en forma muy lenta. La eliminación de la materia coloidal como tratamiento avanzado resulta de bajo costo y aumenta la eficiencia de los procesos subsiguientes de remoción. En este proceso es tan importante la fase de coagulación como el de sedimentación.

La clarificación química tiene lugar en tanques de separación, por medio de diferentes mecanismos que incluyen (a) reacciones físicas y químicas entre las partículas coloidales durante la coagulación, (b) redes o trampas físicas de partículas durante las operaciones de floculación y sedimentación, y (c) adsorción.

La coagulación es el proceso en el cual son agregados compuestos químicos (pequeñas cantidades para grandes volúmenes) a un agua residual provocando la reducción de las fuerzas de tensión que apartan a los sólidos suspendidos entre sí. La agregación del material suspendido sigue dos etapas. En la primera, las fuerzas interpartícula, responsables de la estabilidad de los coloides, son reducidas o anuladas por la adición de reactivos apropiados y, en la segunda, las colisiones entre las partículas favorecen la formación de flóculos grandes. Las colisiones se llevan a cabo mediante el mezclado rápido o inicial ayudando a optimar la eficiencia del coagulante para la desestabilización que involucra la compresión de la doble capa eléctrica, atracción electrostática, formación de puentes interpartícula y arrastre de flóculos. La FIG 7.1 describe el proceso de coagulación de la materia suspendida al agregar un coagulante.

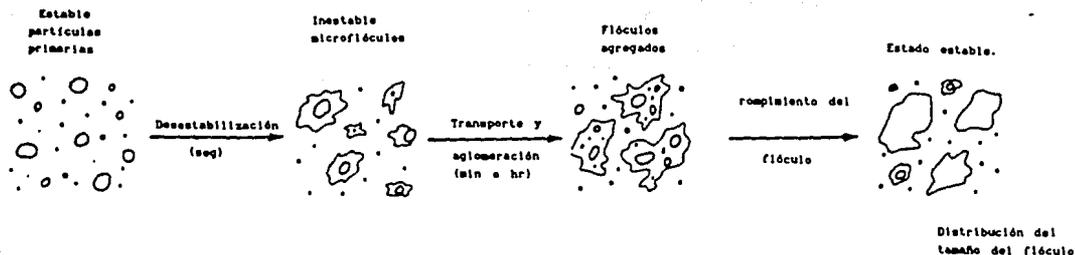
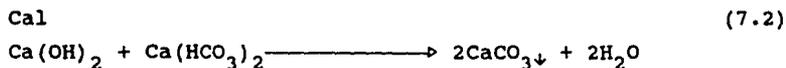
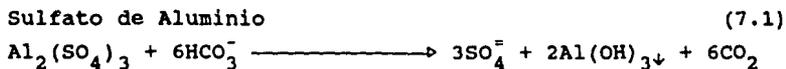


FIG 7.1 Etapas ocurridas durante la coagulación-floculación.

Los reactivos usados incluyen iones metálicos de aluminio y fierro, los cuales se hidrolizan rápidamente formando precipitados insolubles. La cal, $\text{Ca}(\text{OH})_2$, se emplea tanto en el tratamiento primario como en el terciario y el flóculo que forma es muy denso y fácilmente sedimentable. El uso de alumbre (sulfato de aluminio) incrementa los sulfatos en el agua a parte de sus flóculos son más difíciles de sedimentar. El uso de hierro aumenta la concentración de cloruros en el agua y puede causar problemas a pH ácidos.

Las reacciones químicas que tienen lugar se ilustran para los algunos coagulantes a continuación



También se tiene ayudas para la coagulación que son materiales usados en concentraciones relativamente pequeñas, y se clasifican en (1) oxidantes (cloro y el ozono); (2) agentes ponderados (arcilla); (3) sílice activado y (4) polielectrolitos (Culp, 1977).

Los polielectrolitos son moléculas de cadena larga que tienen la capacidad (debido a su forma filamentosas) de formar puentes y neutralizar los diferentes potenciales existentes entre las partículas floculadas. Existen varios tipos de polielectrolitos, los cargados positiva y negativamente y, los neutros cuyas diferencias son muy significativas. Generalmente, se usan dosis de 0.5 a 1 mg/L aún para efluentes con residuos metálicos. Cantidades en exceso de éste material pueden causar daños en la calidad del agua en comparación con los logros obtenidos de su propio uso.

Los polielectrolitos orgánicos e inorgánicos se adsorben rápidamente en la superficie de la materia coloidal y aceleran la rapidez de formación de flóculos. Estos flóculos son eliminados del agua por medios físicos como la sedimentación, flotación o filtración a través de un medio granular. Los polielectrolitos están diseñados para ser solubles en agua, adsorber completamente o reaccionar rápidamente con la materia orgánica y no producir flóculos voluminosos para facilitar la filtración. Su uso es restringido debido a su alto costo y a que introducen una gama de impurezas producto de la síntesis, entre las cuales destaca la acrilamina. Por ello, para el reuso del agua es importante determinar los reactivos más adecuados.

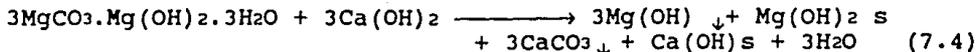
La selección del tipo y dosis del coagulante y del polielectrolito depende de las características de la materia suspendida y de la calidad del agua. El proceso comúnmente empleado para dicha selección es el método de "jarras".

Compuestos removidos

La mayoría de las observaciones indican que los contaminantes que más fácilmente se eliminan por coagulación son aquellos que poseen un alto peso molecular y son hidrofobos. De esta forma, la coagulación-floculación es preferencial para remover el color, sólidos suspendidos, material coloidal, microorganismos, THM (trihalometanos), precursores de XOT (halogenuros orgánicos totales) y moléculas grandes que se adsorben poco en carbón activado. No sirve para la eliminación de compuestos orgánicos solubles.

El alumbre y la cal son los compuestos comúnmente usados como coagulantes para la remoción del color. Sin embargo, tienen bajas eficiencias especialmente cuando los materiales coloridos son reactivos (Wongchaisuwan, 1982). El carbonato de magnesio ha sido empleado como sustituto en estos casos con buenas eficiencias (Panswad y Wongchaisuwan, 1986).

Se emplea el carbonato de magnesio básico hidratado (CMBH). El mecanismo para la remoción del color se basa en la reacción siguiente



La reacción produce tres productos que floculan la materia colorida, pero es el $\text{Mg}(\text{OH})_2$ precipitado y sólido con naturaleza gelatinosa y gran capacidad adhesiva, el que lleva a cabo casi toda la eliminación del color y de la turbidez (Judkins y Hornsby, 1978).

El empleo de la coagulación ha adquirido recientemente especial atención para eliminación los precursores de los compuestos organoclorados como pretratamiento para la adsorción sobre carbón activado. Para la eliminación de la materia orgánica se emplea tanto el ablandamiento con cal como el sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) con rendimientos comparables. La remoción de los ácidos fúlvicos es favorecida durante un tratamiento con exceso de cal sin recirculación de lodos, en condiciones alcalinas, la presencia de iones Ca^+ , baja concentración de CO_3^{2-} y la presencia de pequeños cristales de CO_3^{2-} . El mecanismo de remoción propuesto es la coprecipitación del ácido fúlvico y su adsorción sobre los cristales de CaCO_3 cuando estos inician su precipitación. Los compuestos orgánicos remanentes en la solución deben ser eliminados mediante la formación y precipitación de compuestos derivados del $\text{Fe}(\text{III})$. El tratamiento químico con la cal ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) disminuye la carga de sólidos en los procesos subsecuentes, inactiva los virus y las bacterias, precipita los fosfatos y metales pesados y remueve una parte de los compuestos orgánicos.

Eficiencia

Mediante la floculación química se remueve del 80 a 90 por ciento del total de la materia suspendida, 40 a 70 por ciento de DBOs, de 30 a 60 por ciento de DQO y de 80 a 90 por ciento de bacterias.

7.2.2 Precipitación química.

Al involucrar el tratamiento de agua residual la alteración del estado físico del disolvente y de los sólidos suspendidos se origina la precipitación de compuestos que se eliminan posteriormente por sedimentación. La precipitación difiere de la coagulación en que la primera separa compuestos disueltos y la segunda es para materia coloidal.

Se aplica para remover

- 1) Fosfato disuelto, el cual puede ser reducido hasta 1 mg/L con alumbre, sales de hierro o cal. También algunos polimeros son capaces de remover fosfatos de aguas residuales.
- 2) Parte de calcio, magnesio, sílice o fluoruro son eliminados con cal.
- 3) Algunos metales pesados. La cal es especialmente efectiva en la precipitación de cadmio, níquel, plomo y plata.

7.2.2.1 Remoción de metales pesados.

Los minerales microcontaminantes son eliminados por precipitación (la adsorción y la bioconcentración sólo quitan una parte pequeña).

La precipitación de los hidróxidos metálicos es función de la concentración del ión metálico en la solución y del pH. En general, a medida que el pH aumenta, la solubilidad del hidróxido metálico disminuye (muchos de los metales presentes en concentraciones de trazas forman óxidos insolubles a un pH de 11). Esto se representa mediante la ecuación:

$$(M^{+2}) (OH)^2 = K_{sp} \quad (7.5)$$

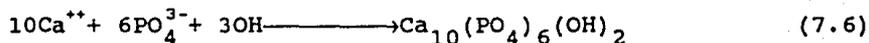
donde

K_{sp} : producto de solubilidad.

Los elementos en trazas pueden ser precipitados o coprecipitados en la forma de hidróxidos o carbonatos insolubles en el agua con cal. De esta forma se remueven Cd, Pb, Hg, Zn, Fe(III), Mn(IV), Al, Cr(III), Ni y Co del agua residual. En contraste, cuando se encuentran combinados con una molécula orgánica, la eliminación esperada durante la coagulación con cal resulta menor ya que se elimina preferencialmente la materia orgánica.

7.2.2.2 Remoción de fósforo.

En algunas plantas de floculación se ha observado que el grado de remoción del fósforo es considerablemente alto. La eliminación se efectúa por precipitación con cal provocando la hidrólisis del complejo fosfato a ortofosfatos, la disminución de la producción de CO₂ y el incremento del pH.



7.2.3 Filtración.

La filtración del agua es un proceso fisico-químico que separa los sólidos suspendidos y la materia coloidal de la fase líquida por medio de un material poroso. Durante la filtración a profundidad, el agua llena los poros del filtro y las impurezas son retenidas en la superficie del empaque por adhesión. Una filtración eficiente implica tanto el mecanismo de desestabilización de la partícula como su transporte y retención. Por ello, el empleo de coagulantes es de gran ayuda durante este proceso.

Entre otros la filtración

- Remueve partículas y materia coloidal no sedimentable después de la floculación biológica o química o de ambas.
- Incrementa la remoción de sólidos suspendidos, turbiedad, fósforo, DBO, DQO, metales pesados, asbestos, bacterias, virus y otras sustancias.
- Mejora la eficiencia y reduce el costo de desinfección a través de la remoción de materia orgánica suspendida y otras sustancias interferentes.
- Asegura la operación continua de la planta y una calidad del efluente constante.

Como regla general los filtros no deben de ser usados cuando el influente excede en 100 mg/L de sólidos suspendidos o cuando el tamaño de la distribución de los sólidos cambia rápidamente dificultando la selección del empaque (tamaño y número de medios).

En el funcionamiento y operación de los filtros, la característica más importante del influente es la fuerza del flóculo, la cual varía con la forma de operación del proceso. La fuerza del flóculo biológico es mucho mayor que la fuerza del flóculo químico (Tchobanoglous y Eliassen, 1970). Como resultado, el flóculo

biológico puede ser eliminado por filtración a altas velocidades, mientras que los flóculos químicos, al ser débiles y romperse, se deben eliminar con velocidades bajas de filtración. La fuerza del flóculo químico puede ser controlada mediante el uso de polímeros como ayuda de la coagulación. Para los flóculos químicos, los filtros de medio dual se usan generalmente produciendo un efluente filtrado con una turbiedad de 0.1 UTJ.

La filtración es una operación unitaria esencial para el reuso del agua en riego. Las principales posibilidades de investigación se refieren a su adaptación a efluentes biológicos y el empleo de materiales de bajo costo (Jiménez et al, 1988 a y b). El estudio del lavado de estos sistemas también queda por optimar.

7.2.3.1 Filtración lenta.

La filtración lenta en arena es una de las técnicas de tratamiento más antiguas que fue desarrollada para producir agua de consumo en la mayoría de las ciudades como Londres (1830), Hamburgo (1890) y París (1898). Consiste en pasar agua a través de un lecho filtrante de arena entre 0.6 y 1 m. La arena puede tener un tamaño efectivo de 0.15 (en Inglaterra) a 1 mm (en Francia), (Montiel et al., 1989).

Las características principales de los filtros lentos son: velocidad de trabajo 3 a 6 m/día y el método de limpiar los lechos por raspado y remoción de la arena. Sin una clarificación preliminar, los filtros lentos no pueden ofrecer buenos resultados con las aguas extremadamente turbias, lo que unido a una gran flexibilidad de los filtros rápidos, ha hecho que los lentos queden relegados. Sin embargo, en las ciudades europeas, es común el empleo de filtros rápidos como tratamiento previo y filtros lentos para el tratamiento final.

La lenta velocidad de filtración hace que el lecho tenga mayor eficiencia en la remoción de bacterias que la conseguida mediante los filtros rápidos, considerando los filtros aislados y no el tratamiento auxiliar. La ausencia del flóculo gelatinoso en el agua que entra exige que se forme una película de recubrimiento de los granos de arena a expensas del limo, barro y materias eliminadas. Para dar tiempo a que el filtro "madure", debe trabajar algunos días antes de que pueda utilizarse el agua filtrada. Incluso después de la limpieza puede tirarse el agua filtrada durante varios días, o bien, hacer trabajar temporalmente al filtro con ritmo reducido.

Entre las ventajas de la filtración lenta se encuentra que es rentable, no está sujeta a errores humanos y no requiere reactivos químicos. Por sus características, la filtración lenta se puede emplear para el afinamiento de un efluente cuando se tiene disponibilidad de terreno (Steel y McGhee, 1981). En este caso, la filtración presenta una gran eficiencia para la remoción de materia suspendida y coloidal (Adin y Elimelch, 1989).

7.2.3.2 Filtración rápida.

El término filtración rápida se aplica cuando la tasa de filtración es del orden de 120 a 240 m/día (y algunas veces más).

Un filtro rápido consiste en un lecho de material grueso, tal como arena, de profundidad variable entre 80 cm y varios metros. La cinética de la eliminación de las partículas de tamaño inferior al de los huecos del lecho ha sido descrita considerando dos etapas, una de transporte y otra de fijación. El transporte hasta la superficie del medio filtrante se produce por difusión, intercepción, sedimentación, choque o transporte hidrodinámico. Este proceso está ayudado por la floculación que tiene lugar en los intersticios del filtro y por la distancia relativamente corta de recorrido necesaria para la eliminación por sedimentación (Steel y McGhee, 1981).

La filtración rápida convencional con arena como medio filtrante, necesita de un agua de baja turbiedad y, por ello, generalmente se ha empleado la coagulación con alúmina o cal, floculación y sedimentación como etapa previa o en mismo tanque (Steel y McGhee, 1981). Por esta misma razón frecuentemente es una etapa en trenes avanzados de tratamiento. El lavado de estos filtros es con agua a contracorriente a través del lecho.

7.2.3.3 Filtración directa o coagulación por contacto.

La filtración por contacto es recomendada para la remoción de sólidos suspendidos en aguas de ríos conteniendo más de 125 mg SST/L. Asimismo, se utiliza para la eliminación de fósforo el cual ofrece mejores resultados que los procesos combinados de coagulación/sedimentación o flotación.

El agua junto con el reactivo pasa entre los granos y causa que los coloides neutralizados se aglutinen y floculen. Es común emplear dos etapas, en la primera una pequeña cantidad de coagulante es agregada (1/5 a 1/10 de la dosis óptima en un floculador) y se pasa el agua por un filtro con tamaño efectivo >2mm. El flóculo se filtra en un segundo lecho de granulometría baja (tamaño efectivo de 0.95 mm), iniciando así el proceso de la coagulación. La primera etapa disminuye la turbiedad del agua y da al sistema una acción amortiguadora.

7.2.4 Oxidación química.

Los oxidantes más comunes incluyen permanganato, ozono y peróxido de hidrógeno. El uso de oxidantes químicos para degradar compuestos orgánicos hasta su último estado es útil sólo si no se producen subproductos biodegradables. En caso contrario resulta rentable terminar el tratamiento mediante un proceso biológico. Esto es posible, ya que en algunos casos la reducción de toxicidad se logra mediante la oxidación química (FIG 7.2).

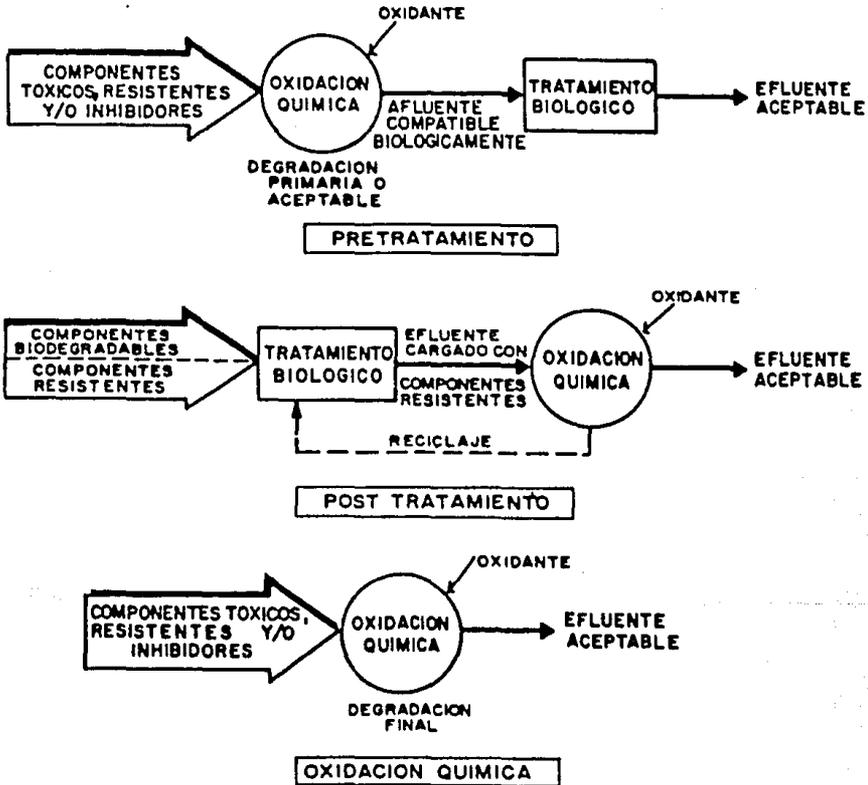
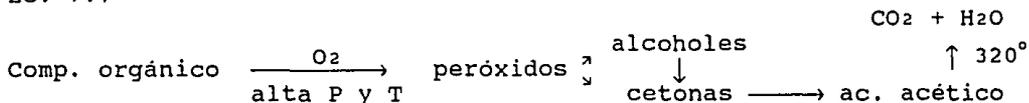


FIG 7.2 Modos de oxidación química de efluentes tóxicos.

7.2.4.1 Oxidación con aire húmedo.

La oxidación con aire húmedo llevada a cabo en fase líquida a elevada temperatura y presión se conoce como proceso Zimmermann. Permite tratar efluentes que presentan grandes concentraciones de compuestos orgánicos no biodegradables. El mecanismo de oxidación en medio acuoso produce compuestos orgánicos volátiles (principalmente ácido acético).

Ec. 7.7



El calor de reacción de oxidación convierte parte de la fase acuosa en un sistema preurizado, el cual es usado para recuperar energía. La temperatura de la reacción se determina por el grado de oxidación requerida por los compuestos orgánicos. El oxígeno se alimenta por un compresor. Estas unidades operan normalmente a 290°C y 136 atmósferas. Las reducciones obtenidas se muestran en la TABLA 7.2 (U.S. EPA, 1986). Tanto para aguas residuales no degradables como las tóxicas se recomienda previamente concentrarlas, situación que en ocasiones se puede lograr si se capta el efluente directamente del punto de descarga.

TABLA 7.2 REDUCCION POR MEDIO DE OXIDACION CON AIRE HUMEDO

	Influente mg/L	Efluente mg/L	Por ciento de Reducción
Fenoles Totales	28 700	66	99.77
Azufre Orgánico	3 010	180	94.02
Azufre de Sulfuros	333	1	99.70
Cianuro	25 400	82	99.70
Plaguicidas (malatión, carba- ril, metoxicloro, dinoseb)	169	0.93	99.45
DQO Total	76 000	2500	96.70

FUENTE: U.S. EPA. Project Summary 1986

7.2.4.2 Oxidación con permanganato.

Una gran ventaja en el uso del permanganato es que el agua tratada no presenta olor ni sabor a diferencia de la cloración. La aplicación de la oxidación mediante permanganato combinado con la filtración a vacío sobre tierra diatomeas se usa para tratar agua de abastecimiento municipal (Patterson, 1975).

7.2.5 Procesos biológicos.

Existe una amplia gama de sistemas biológicos de tratamiento en los que una población mixta de microorganismos descompone la materia orgánica para utilizarla como una fuente de nutrientes (Winkler, 1986). Los procesos más aplicados son los aerobios y los anaerobios. En muchas industrias el tratamiento anaerobio se utiliza como una etapa de pretratamiento (Chin y Kumarasivam, 1986).

Para aplicar un tratamiento biológico es necesario que el agua residual cumpla con las condiciones siguientes

- a) No posea o sólo hasta ciertas concentraciones sustancias tóxicas que inhiban el proceso biológico.
- b) Un pH adecuado para el desarrollo de los microorganismos o plantas.
- c) Una relación adecuada entre el carbón, nitrógeno y fósforo en expresada en g (Chin-Kumarasivam, 1986):

	C	N	P
Para procesos aerobios	100	5	1
Para procesos anaerobios	100	1.5	0.3

Para determinar la biodegradabilidad o toxicidad de un agua residual se emplea un reactor de alimentación discontinua ("batch") y se evalúa la eficiencia del proceso. Si el desecho no es biodegradable debe emplearse un tratamiento alterno. En cambio, si es degradable pero muestra un umbral tóxico, debe evaluarse la reducción de su toxicidad mediante un tratamiento biológico con microorganismos adaptados. Si el influente no cumple con el LC50 (Límite de concentración al cual muere el 50% de los microorganismos) se empleará carbón activado en polvo (CAP), oxidación química, adición de polímeros o carbón activado granular (CEPIS, Control de Sistemas Tóxicos, 1988).

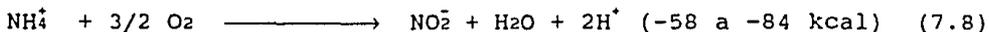
Entre los procesos biológicos orientados al reuso sólo destacan la nitrificación-desnitrificación biológica, la eliminación de fósforo y el empleo de plantas acuáticas.

7.2.5.1 Nitrificación/desnitrificación.

El proceso se lleva a cabo en dos etapas la primera se llama nitrificación y la segunda desnitrificación.

Nitrificación

La nitrificación es la oxidación biológica del amoníaco secuencialmente en nitritos y nitratos. Es realizada por bacterias anaerobias autótrofas, del género: *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* de acuerdo con

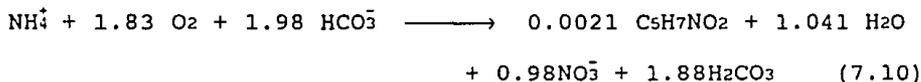


La oxidación total del amoníaco requiere 4.57 mg O₂/mg N. La nitrificación es un proceso biológico acidificante (ec. 7.8) y por ello para mantener el pH del agua se requieren 7.08 mg de alcalinidad por mg de N oxidado.

De acuerdo con Anthonissen et al., 1976 se pueden presentar principalmente tres problemas con la nitrificación de efluentes pretratados anaerobiamente:

- a) Inhibición causada por altas concentraciones de amonio del orden de 10 a 130 mg/L NH₃.
- b) Inhibición por el bajo pH resultante del consumo de la alcalinidad.

Esto se puede evitar añadiendo alcalinidad al agua. Se requieren 7.08 g de CaCO₃/g N-NH₄⁺ oxidado, de acuerdo con la reacción:



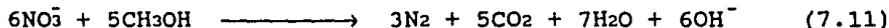
- c) Inhibición causada por el sulfuro de hidrógeno.

Desnitrificación

Gayon y Dupetit en 1982 (en Martín, 1979) demostraron que la desnitrificación puede ser realizada por medios biológicos. Este fenómeno consiste en la reducción de los compuestos oxidados del nitrógeno (nitritos y nitratos) en N_2 . La desnitrificación es el resultado de la actividad metabólica de determinadas especies de bacterias heterótrofas y aerobias facultativas, las cuales emplean el carbón como fuente de energía y utilizan en lugar del oxígeno los iones nitritos y nitratos como aceptores finales de electrones.

Para efectuar la desnitrificación es necesaria la presencia de un donador de electrones como fuente de energía que puede provenir del agua residual o de compuestos añadidos artificialmente.

Para que la desnitrificación se realice es necesario que prevalezcan condiciones anóxicas (ausencia de oxígeno molecular disuelto en el medio). El pH óptimo para la desnitrificación es entre 6.5 y 7.5. Por otra parte, la reacción de desnitrificación provoca el aumento de la alcalinidad como se muestra en la ec. 7.11, cuando se utiliza metanol como fuente de energía.



La reacción ocurre entre 0 y 50°C con velocidades óptimas entre 5°C y 15°C, de acuerdo con Dawson y Murphy, 1973 citado en Noyola et al., 1989.

7.2.5.2 Plantas acuáticas.

El concepto de utilizar plantas como un agente biológico de tratamiento para la remoción de metales pesados es de importancia reciente (Jain et al., 1990).

La habilidad de las plantas para adsorber y concentrar metales de los suelos y en soluciones han sido investigadas utilizando gran variedad de ellas (Braudjund et al., 1975; Mortimer y Kudo, 1975; Root et al., 1975). La mayoría de estos estudios involucran los efectos fitotóxicos de los metales pesados.

El análisis de las plantas ofrece información del medio a la cual esta expuesta, esto es, la concentración de metales y otros; además los límites de detección son amplificadas (Cataldo y Wildung, 1978) (Jain et al., 1990).

La adsorción de los iones metálicos dependen de la naturaleza y cantidad de biomasa acuática, su etapa de desarrollo y del contenido de iones metálicos en la solución (Jain et al., 1990). Algunas plantas que se han empleado para eliminar metales pesados son *Eichhornia crassipes*, *Ipomoea aquatica* y *Salvinia molesta*. El estudio del efecto de algunos metales pesados, como el plomo y el zinc, condujo a definir que en concentraciones bajas pueden servir como nutrientes ayudando incluso al crecimiento mientras que a partir de cierta cantidad inhibe el crecimiento. Un problema adicional es que los metales absorbidos no son desechados y su concentración incrementa con el tiempo (8 a 10 días) dentro de la planta (Jain et al., 1990).

La selección de las plantas acuáticas para la remoción de determinados compuestos depende de su facilidad de crecimiento bajo las condiciones de operación. Básicamente, son estanques donde se estimula el crecimiento de plantas acuáticas con pretratamiento del agua. Siendo ésta junto con la producción de biomasa los parámetros más importantes en la evaluación de la calidad del proceso. La biomasa formada se emplea en la producción de materiales como papel, el techo de las casas y en reactivos químicos (Jain et al., 1990).

El lirio acuático es una de las plantas preferidas para el tratamiento diluido ya que tiene la capacidad de remover metales pesados y además presenta la mayor calidad de tratamiento/m³ que cualquier otra planta acuática. Una planta piloto de 113.6 m³/d trata de esta forma agua residual doméstica y el efluente es filtrado, pasa por ósmosis inversa y finalmente es desinfectado y se usa en el riego de césped comúnmente (Ristow, 1984).

7.2.6 Intercambio iónico.

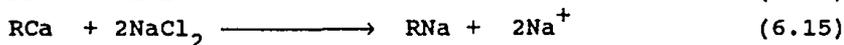
El principio de intercambio iónico consiste en que los iones que están presentes en un material insoluble (resina) se intercambian por los contenidos en la solución. Al igual que la ósmosis inversa, el intercambio iónico no se aplica para soluciones con altas concentraciones de sales.

La operación de intercambio iónico es por lotes (batch) o continua. En un proceso discontinuo, la resina agotada se elimina por sedimentación y es regenerada y reusada subsecuentemente. En el continuo, la regeneración de la columna empacada se efectúa al pasar una solución de electrolitos a través de ella. La siguientes ecuaciones muestran la acción de una resina durante el intercambio iónico y su regeneración.

Uso:

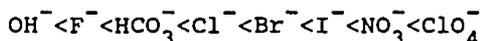
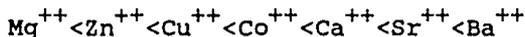
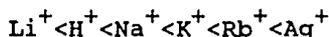


Regeneración:



donde R representa la resina.

El coeficiente de selectividad depende principalmente de la naturaleza y valencia del ion, el tipo de resina y su saturación, y la concentración del ion del agua residual. Las series típicas de selectividad para las resinas de intercambio catiónico y aniónico son



A bajas concentraciones, el valor del coeficientes de selectividad es mayor para los monovalentes que en los divalentes, hecho que en muchos casos limita el uso de resinas sintéticas para la remoción de algunas sustancias del agua residual, como el amoníaco en la forma de ion amonio. Sin embargo, algunas zeolitas naturales muestran preferencia por NH_4^+ o Cu^+ . Las capacidades de intercambio varían con el tipo y concentración de regeneración usada para el restablecimiento de la resina. Las capacidades de intercambio en las resinas se expresan en términos de kilogramo de CaCO_3 por metro cúbico de resina (kg/m^3) o gramo equivalente por metro cúbico (geq/m^3).

La desmineralización del agua residual requiere tanto de resinas catiónicas como aniónicas para remover cationes (sodio, calcio, amoníaco, etc) y aniones (fosfatos, sulfatos, nitratos, etc), respectivamente. Generalmente se encuentran mezcladas formando un solo lecho. Las resinas catiónicas son regeneradas con ácido sulfúrico y las aniónicas con amoníaco.

Los principales problemas en el uso del intercambio iónico son la regeneración de la resina en forma eficiente, la disponibilidad o recuperación de la solución de lavado y el tiempo de vida de las resinas.

7.2.6.1 Contaminantes eliminados.

Generalmente, se aplica a problemas específicos del agua de origen natural y agua residual eliminando proteínas, ácido húmico, colorantes, cromatos, iones de metales pesados y ácido dodecilsulfonato de sodio (DBS). Esta remoción es lograda por la gran selectividad de los intercambiadores iónicos con un alto grado de eficiencia (Metcalf y Eddy, 1972).

El efecto de la cal en la eficiencia y capacidad del intercambio de tipo aniónico se pueden explicar por cambios en la estructura química de las sustancias húmicas. Este cambio se da debido a que los iones calcio forman agregados con las moléculas húmicas las cuales posteriormente precipitan. La eficiencia de la resina se mejora ya que el tamaño de los agregados, que están en contacto con los sitios activos, incrementa a causa de la complejación de los iones calcio divalentes.

Se ha confirmado que la eficiencia en remoción de la DQO es mejor que la eliminación del color. La relación entre las unidades del color (mg Pt.L^{-1}) y la DQO es de 9.4 de la fracción eliminada de materia orgánica y 15.6 corresponde a un agua tratada convencionalmente (Hongve, 1989). Se logra mediante este proceso un 63 % de eliminación de DQO y 87 % en sólidos disueltos totales.

7.2.6.2 Resinas macrorreticulares.

Aún cuando su uso no es muy frecuente son un excelente medio para remover compuestos orgánicos específicos (no polares, como los tóxicos) permitiendo que los otros compuestos sean removidos por métodos convencionales. Su funcionamiento es análogo al del carbón activado.

Las resinas de intercambio iónico se caracterizan por su bajo costo respecto a las resinas macroporosas. Sin embargo, su capacidad equivalente es menor comparada con intercambiadores de macroporo, algunas modificaciones se han practicado para reducir la frecuente regeneración mediante un sistema continuo a contracorriente de columnas en series. Las resinas macroporosas mejoran la rapidez de reacción y la capacidad de adsorción de las sustancias orgánicas (Brattebo et al., 1987).

El sistema generalmente se compone por una serie de columnas, reemplazando la inicial cuando todos los lugares de adsorción están ocupados. Comúnmente se logran remociones superiores al 99 %. Los resultados de la selectividad de compuestos orgánicos usando estas resinas se muestran en la TABLA 7.3.

TABLA 7.3 REMOCION DE COMPUESTOS ORGANICOS ESPECIFICOS USANDO RESINAS MACRORRETICULARES.

COMPUESTO	UNIDADES	INFLUENTE	EFLUENTE
Tetracloruro de carbono	µg/L	20 450	490
Hexanocloroetano	µg/L	104	0.1
2-cloronaftaleno	µg/L	18	3
Cloroformo	µg/L	1 430	35
Hexanoclorobutadieno	µg/L	266	<0.1
Hexanoclorociclopenta- dieno	µg/L	1 127	1.5
Naftaleno	µg/L	529	<3
Tetracloroetileno	µg/L	34	0.3
Tolueno	µg/L	2 360	10
Aldrin	µg/L	84	0.3
Dieldrin	µg/L	28	0.2
Clordano	µg/L	217	<0.1
Endrin	µg/L	123	1.2
Heptaclor	µg/L	40	0.8
Heptaclorrepóxico	µg/L	11	<0.1

FUENTE: Eckenfelder, Jr., 1989

7.2.7 Adsorción.

La adsorción es el proceso físico y/o químico en el cual una sustancia se acumula en la interfase sólido-líquido. El factor más importante durante la adsorción es la superficie disponible. Se distingue el adsorbato (sustancia a ser eliminada) y el adsorbente (fase sólida en la cual ocurre la acumulación).

Los procesos de adsorción ocurren en tres etapas: (a) transferencia de las moléculas del adsorbato a través de la película que circunda al adsorbente, (b) difusión a través de los poros y, (c) captura de las moléculas del adsorbato en la superficie activa del carbón, por medio de enlaces.

La adsorción de compuestos orgánicos en el carbón depende de varios factores, como: peso molecular, solubilidad, polaridad, ubicación de los grupos funcionales y configuración molecular global.

La estructura molecular del contaminante es particularmente importante y define el grado de adsorción que puede ocurrir. Como regla general, los compuestos de cadena ramificada se adsorben más fácilmente que los de cadena lineal. El tipo y ubicación de los grupos funcionales afecta la adsorción y las moléculas de baja polaridad y solubilidad tienden a ser perfectamente adsorbidas.

Para la adsorción de especies iónicas en la superficie el mecanismo más importante es la atracción electrostática la cual depende básicamente del pH y la fuerza iónica. La adsorción de electrolitos se usa para el control de metales pesados, fluoruros y otros minerales.

Existen diferentes tipos de columnas que han sido aplicadas para el tratamiento de aguas residuales. Estas son: columnas de lecho fijo con flujo ascendente o descendente y columnas de lecho-pulsante a contracorriente de flujo ascendente o descendente.

7.2.7.1 Carbón activado.

En los sistemas de tratamiento el carbón activado es el adsorbente empleado con mayor frecuencia. Tiene una superficie de 500 a 1400 m²/g y se prepara a partir de una gran variedad de compuestos carbonados como madera, lignina, cáscara de nuez, carbón, lignita, turba, bagazo, aserrín y residuos del petróleo siendo los mejores los fabricados a partir de la lignina y de la lignita. Las mejores características físicas (en especial, dureza y densidad) se obtienen a partir del carbón. Bajo estas condiciones el material puede ser bombeado junto con el agua sin que se deteriore. El manejo hidráulico del carbón tiene la ventaja de evitar la emisión de partículas durante la carga y descarga de los filtros. Además, tales materiales se adaptan bien al tratamiento del agua debido a que se mojan rápidamente, no flotan y forman un lecho con poca resistencia al paso del agua.

Cuando se trata con mezclas, el fenómeno es más complejo debido a una serie de reacciones de competición y de desorción entre los diversos compuestos. En ocasiones se presenta un mecanismo de eliminación de tipo biológico como resultado de la colonización del empaque por microorganismos. La biodegradación resulta en el aumento de la capacidad de adsorción por la transformación del sustrato en compuestos más simples.

El carbón activado es clasificado de acuerdo con su estado físico (en polvo o granular) o su uso (e.g., para potabilización, decoloración, en fase líquida o gaseosa). El carbón activado en polvo (CAP) posee dos propiedades importantes la filtrabilidad y la densidad. Las principales propiedades físicas del carbón activado granular (CAG) son la dureza y el tamaño de la partícula. Siendo este último más barato en la regeneración.

Los compuestos orgánicos adsorbidos son retirados del carbón mediante calentamiento a temperaturas superiores a los 800°C en hornos de corazones múltiples. El carbón desgastado es evacuado por gravedad en forma de lodo. Normalmente, se tiene una pérdida de 5% durante la regeneración. El proceso de regeneración requiere de 30 minutos. Por otro lado, el carbón en polvo puede ser regenerado en continuo en un horno de lecho fluidificado.

Un criterio de diseño es el uso de columnas de lecho expandido con un tiempo de contacto de 20 minutos. La velocidad hidráulica es de 2.8 a 3.3 m³/h m² y el carbón granular usado puede ser de 8x30 mesh (EPA Technology Transfer Seminar Publication Vol.3, 1977).

El CAG es considerado por la EPA como la mejor tecnología disponible para la remoción de compuestos orgánicos sintéticos del agua. Sin embargo, se requiere estudiar la forma de realizar de manera más rentable este proceso o incluso la posibilidad de sustituirlo por una opción más barata.

Aplicación

Mediante este proceso también se logra el control del olor, sabor y color (taninos, ligninos y éteres). También elimina la DQO, DBO residual, insecticidas, herbicidas y compuestos relacionados. El

Operación

Los factores que afectan la adsorción sobre carbón activado son:

- características del carbón activado (área superficial y porosidad),
- características y concentración del material por adsorber,
- características del agua residual, como pH y contenido de sólidos suspendidos, y
- el sistema de contacto y la forma de operación.

Pretratamiento

Cuando las columnas de CAG son usadas como tratamiento terciario después de un proceso de tratamiento biológico, se requiere la filtración del efluente antes de emplear las columnas de carbón. Las columnas de flujo descendente se emplean cuando las aguas residuales no contienen residuos orgánicos biodegradables.

El influente del proceso de carbón granular debe ser bajo en DBO, DQO y sólidos suspendidos. Si el influente contiene grandes concentraciones de DBO y DQO la columna puede convertirse en anaerobia y producir ácido sulfhídrico. Este problema se puede solucionar en los filtros secundarios con un lavado frecuente, cloración o adición de nitrato de sodio. El efluente de la adsorción puede continuar su tratamiento en un intercambio iónico u ósmosis inversa y/o una desinfección.

7.2.7.2 Otros adsorbentes

Otros adsorbentes naturales son usados, como la alúmina activada para el secado de gases, remoción de fluoruro y neutralización de aceites lubricantes. La sílica gel se utiliza en el secado de gases y separación de hidrocarburos. Las fracciones de petróleo, aceites vegetales y jugos son refinados usando arcilla tratada con ácido. Los aluminosilicatos sintéticos funcionan como mallas moleculares adsorbiendo selectivamente de acuerdo con el tamaño y la forma de las estructuras. El uso de resinas poliméricas mejoran la remoción de compuestos orgánicos durante el tratamiento del agua residual (Montgomery, 1985).

7.2.8 Recarbonatación.

La recarbonatación ha tenido una gran influencia originada por la dosis de cal usada en la remoción del fósforo que convierte al bicarbonato y carbonato del agua en hidróxidos (Culp y Culp, 1977). Cuando el CO_2 se agrega el pH disminuye y los hidróxidos se transforman de nuevo en carbonatos y bicarbonatos.

El dióxido de carbono es agregado al agua antes de pasar a través de filtros evitando así deposición en el empaque de carbonato de calcio. En el tratamiento avanzado el control del pH por recarbonatación tiene un gran significado para evitar la precipitación de compuestos en los procesos subsecuentes. Existen dos procesos: recarbonatación de una etapa y de dos.

La recarbonatación de una sola etapa elimina la necesidad de un tanque de sedimentación intermedio. En la recarbonatación de dos etapas se reduce el pH de 11 a menos de 9.3 y resulta en la formación de un flóculo de CaCO_3 gran tamaño que sedimenta rápidamente, y al mismo tiempo arrastra al fósforo por adhesión. El tiempo de reacción es generalmente de 15 min. Las sales de magnesio tienden a redisolverse bajo estas condiciones (Culp y Culp, 1977).

La segunda etapa lleva el agua a un pH de 7, y se recomienda como pretratamiento de la filtración; incrementar la eficiencia de adsorción del carbón activado, mejorar la desinfección con cloro y evitar la formación de incrustaciones en las líneas de tubería (Culp y Culp, 1977).

Los lodos se tratan por recalcinación. El flóculo de la sedimentación primaria constituye una fuente rica de óxido de calcio logrando recuperar 2/3 de la cal, lo que disminuye el costo de este proceso.

En las plantas de tratamiento avanzado, la fuente usual de CO₂ para la recarbonatación es el gas de chimenea. Otras posibles fuentes incluyen el uso de CO₂ líquido comercial ó el quemado del gas natural, propano, butano, queroseno, aceite combustible o coque (Culp y Culp, 1977).

7.2.9 Procesos de membrana.

La tecnología de membranas ha tenido un gran auge para el tratamiento del agua para consumo humano. El principal interés para la utilización de las membranas fue la desalación con el desarrollo de la ósmosis inversa. Los avances más recientes incluyen el empleo de nanofiltros o membranas ablandadoras que por lo común utilizan presiones en un intervalo de 75 - 250 psi. Otros procesos incluyen ya la ultrafiltración y la microfiltración (Jacangelo et al., 1989).

Una membrana permselectiva o semipermeable es una película fina que ofrece una resistencia diferente a la transferencia de los constituyentes contenidos dentro de un líquido. La transferencia se realiza debido a la variación de los niveles de energía entre los medios que separa la membrana. Los gradientes que intervienen son los de concentración, potencial eléctrico, temperatura y presión.

Las porciones obtenidas mediante estos procesos son:

- a) El filtrado. Es el líquido que pasa a través de la membrana y que contiene, a parte del solvente, todos los compuestos de diámetro inferior al de los poros de la membrana.
- b) El concentrado o retenido. Representa el material retenido por la membrana. Esta solución tiene una concentración superior a la inicial en compuestos cuyo diámetro es superior al de los poros.

En general, las ventajas de estos procesos son:

- la calidad elevada del efluente producido
- su confiabilidad
- el no emplear reactivos
- ser simples y compactos.

El ensuciamiento de membranas, acompañado con la compactación de las mismas, reduce el flujo y el tiempo de vida útil. Los métodos de control usados incluyen aeración previa del efluente primario, prefiltración por tierras diatomeas y diseño de la membrana utilizando métodos que prevengan la formación de sólidos, como son los lavados químicos.

Las principales aplicaciones de los procesos de membrana de acuerdo con Aulas et al, 1983 se presentan en la TABLA 7.4 y en la TABLA 7.5 la comparación de éstos con las tecnologías alternativas. Los procesos de membrana que se emplean principalmente para el tratamiento del agua son la ósmosis inversa, la ultrafiltración y la microfiltración. En la FIG 7.3 se presenta el dominio de aplicación de estos procesos en función del tamaño de las partículas.

TAMAÑO μm	INTERVALO IONICO	INTERVALO MOLECULAR	INTERVALO MACROMOLECULAR		INTERVALO MICROPAR-TICULA	INTERVALO MACROPAR-TICULA		
	0.001	0.01	0.1	1.0	10	100	1000	
PESO MO-LECULAR APROX	100	200	1000	10,000	20,000	100,000	500,000	
Tamaño relativo de varios materiales en el agua	iones metálicos sales acuosas	Virus	Ácidos húmicos	Barro	Bacterias	Algas	Cistis	Arena
Procesos de separación.	Ósmosis inversa	Nano-filtración	Ultrafiltración		Micro-filtración		Filtración	

FIG 7.3 Aplicación de los procesos de membrana

TABLA 7. 4 PRINCIPALES CARACTERISTICAS DE LOS PROCESOS DE MEMBRANA

Proceso	Producto eliminado	Mecanismo	Fuerza	Tipo de membrana	Aplicación	Industria
Ultrafiltración	Solvente	Efecto de cribado	Presión hidrostática 0.5 a 10 bars	Porosa asimétrica 5 a 10 nm	Separación de macromoléculas	Agroalimentaria, farmacéutica, textil, papelería, curtidora
Osmosis Inversa	Solvente	Solubilización Difusión del solvente	Presión hidrostática 10 a 100 bars	Permselectiva microporosa, < 0.1 nm	Separación de solutos de tamaño pequeño	Desalación Tratamiento de agua residual, drenado de minas, Galvanoplastia y agroalimentaria
Electrodialisis	Soluto	Solubilización Difusión del solvente	Diferencia del potencial eléctrico	Membrana intercambiadora de iones	Desalación	Desalación Fabricación de sal Eliminación de iones radiactivos
Dialisis	Soluto	Solubilización Difusión del solvente	Gradiente de concentración	Membrana intercambiadora	Separación de solutos concentrados	Mezclas orgánicas Papelerías
Piezodialisis	Soluto	Solubilización Difusión del soluto	Gradiente de presión hidrostática	Membrana intercambiadora	Concentración de soluciones salinas	Sin aplicación industrial

TABLA 7.5 COMPARACION ENTRE LOS PROCESOS DE MEMBRANA Y
LOS PROCESOS CONVENCIONALES

OPERACION	PROCESO	VENTAJAS DE LA OSMOSIS INVERSA O DE LA ULTRAFILTRACION	VENTAJAS DEL PROCESO CONVENCIONAL
Concentra- ción	Evaporación	<ul style="list-style-type: none"> - Temperatura ambiente - Bajo consumo energético - Posibilidad de lavado al mismo tiempo 	<ul style="list-style-type: none"> - Posibilidad de tratar productos concentrados y viscosos
	Centrifugación	<ul style="list-style-type: none"> - Mayor flexibilidad - Separación selectiva 	<ul style="list-style-type: none"> - Muy eficaz para compuestos de alto peso molecular
	Concentración por congelación	<ul style="list-style-type: none"> - Funcionamiento simple - Separación selectiva 	<ul style="list-style-type: none"> - Funcionamiento a bajas temperaturas
Enjuague y lavado	Electrodialisis	<ul style="list-style-type: none"> - Alta pureza en el producto final - Empleo de varios módulos y membranas 	<ul style="list-style-type: none"> - Gasto específico importante para salinidades bajas - Económico para desalación de soluciones de baja salinidad
Eliminación de sales	Intercambio iónico	<ul style="list-style-type: none"> - Aplicaciones múltiples - No hay descomposición electroquímica 	<ul style="list-style-type: none"> - Muy selectivo - Económico para soluciones de baja concentración
Desmineralización		<ul style="list-style-type: none"> - No emplea reactivos - No requiere regeneración 	
Fraccionamiento	Adsorción	<ul style="list-style-type: none"> - Compactos - No emplea reactivos - No requiere regeneración - Amplia gama de umbrales de selección 	<ul style="list-style-type: none"> - Muy selectivo - Alta pureza del permeado - Buena adaptación a productos poco concentrados - Costo de inversión bajo
	Precipitación	<ul style="list-style-type: none"> - No emplea reactivos - Alto rendimiento para soluciones diluidas 	

7.2.9.1 Osmosis inversa.

El principio de funcionamiento se basa en ejercer una presión superior a la presión osmótica, la cual es vencida por bombeo. De esta forma se realiza un proceso inverso a la ósmosis que hace que el agua se dirija del compartimiento de menor concentración al de mayor pasando a través de una membrana permselectiva la cual deja las sales en la solución original forzando al agua a salir de este compartimiento. De acuerdo con la membranas empleadas sólo el agua, la sal y algunos azúcares pueden atravesarla. El límite de corte de las membranas de ósmosis inversa (es decir, la masa molecular del soluto más pequeño retenido al 100%) varía entre 100 y 500 Daltons (D). Las presiones de trabajo se sitúan entre 30 y 60 bars para gastos de 8 a 30 $l/h \cdot m^2 \cdot b$ con coeficientes de rechazo de 90 a 99%.

Un problema común con las membranas es que los coloides y la materia orgánica del agua residual las taponan y disminuye la cantidad de agua producida. Las sales con bajos niveles de solubilidad también precipitan sobre la membrana. Algunos compuestos orgánicos de bajo peso molecular como aminas, alcoholes y ácidos no se remueven por ósmosis inversa.

El hierro y el magnesio causan problemas en las membranas. El magnesio produce incrustaciones en los electrodos y ambos si son oxidados forman precipitados que ensucian a los sistemas.

La calidad del efluente final y el gasto de filtración dependen del pretratamiento, el cual puede ser clarificación, prefiltración (en arena o carbón activado) u oxidación.

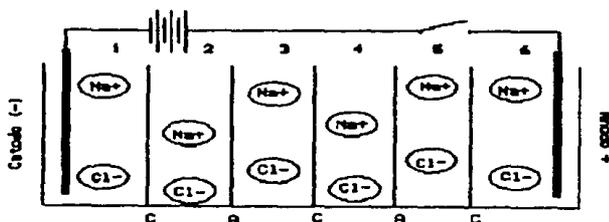
El tratamiento es mínimo para un agua de pozo y se basa en filtración por etapas, mientras que para un agua residual se utiliza coagulación, sedimentación y filtración. Algunas veces el pretratamiento involucra procesos de calentamiento o de enfriamiento. Todo sistema de membranas requiere una alimentación de agua que esté libre de materia coloidal y suspendida.

Las principales aplicaciones de la ósmosis inversa son la desalación del agua de mar y la concentración de leche y jugos de fruta. Otras aplicaciones, son el tratamiento de agua residual de procesos fotográficos, residuos concentrados de jarabe y jugo de frutas, control de virus y bacterias, agua residual de lavandería y recirculación del agua residual en naves espaciales (Bregman, 1970). Un problema muy importante que parece solucionarse por medio de éste proceso es el convertir agua residual de hospitales en agua potable.

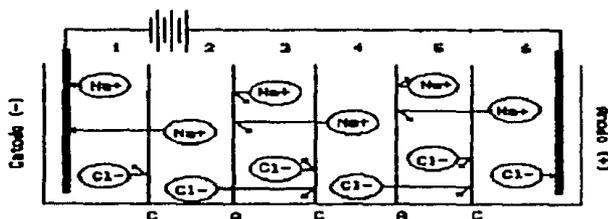
Smith et al., (1982) señalan que los sistemas de desalación por ósmosis inversa son efectivos para el tratamiento del agua residual obteniendo tasas de recuperación del 90 por ciento siempre y cuando el calcio sea removido para prevenir su incrustación en forma de sulfato de calcio.

7.2.9.2 Electrodialisis.

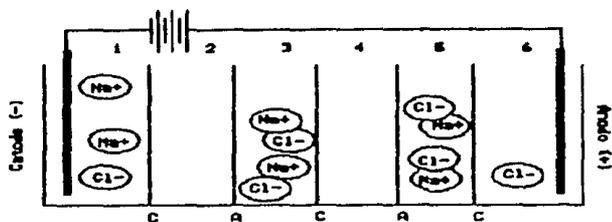
La electrodialisis es un proceso eléctrico que induce a los iones a migrar a través de una membrana por medio de una corriente directa. En el proceso se usa alternativamente membranas para transferir cationes y aniones (FIG 7.4).



7A. Membranas de transferencia alternante de cationes (C) y aniones (A).



7B. Movimiento iónico durante el flujo de corriente eléctrica.



7C. Compartimientos diluidos (2,4), concentrados (3,5) y electrodo (1,6).

FIG 7.4 Principio de funcionamiento de la electrodialisis

Dos aplicaciones industriales importantes son la producción de agua ultrapura y la concentración de salmuera. El agua ultrapura es usada en industrias para la fabricación de componentes electrónicos y para alimentación de calderas (Buros, 1989).

La electrodiálisis inversa se basa en la electrodiálisis convencional, sólo que en ésta la polaridad eléctrica es invertida periódicamente (2 a 4 veces por hora) dando como resultado un movimiento inverso de los iones que evita la deposición en la superficie de la membrana y reduce las necesidades de pretratamiento. La unidades de electrodiálisis inversa se pueden operar en condiciones de sobresaturación, lo que es particularmente útil para sales escasamente solubles. Tanto sistemas de electrodiálisis y electrodiálisis inversa toleran grandes cargas coloidales.

El intervalo de pH comúnmente empleado es de 4 a 10 con una temperatura de operación inferior a 45°C. No eliminan eficientemente los trihalometanos.

Post-tratamiento

Es necesario un post-tratamiento incluyendo un ajuste de pH para el control de la corrosión y desinfección. Generalmente, los gases como CO₂ y el ácido sulfhídrico son eliminados por arrastre en una columna empacada antes de la desalación.

7.2.9.3 Ultrafiltración.

La ultrafiltración se emplea para el tratamiento del agua residual y abastecimiento de industrias. Su uso como tratamiento de agua residual para consumo humano es muy reciente.

La ultrafiltración presenta ventajas importantes en la separación líquido-sólido comparado con otros tratamientos convencionales, como la producción de un agua de calidad superior, adición de una pequeña cantidad de reactivos, bajos requerimientos de energía para la operación y mantenimiento y la posibilidad de desarrollar sistemas a pequeña escala. Sin embargo, existe poca información disponible del uso de la ultrafiltración para la remoción de partículas de las fuentes de agua no tratadas para consumo humano.

Este proceso es más reciente que la ósmosis inversa y separa moléculas de 2 a 5000 D con una presión de 2 a 7 bars y a temperatura ambiente, sin alterar ni física ni químicamente el efluente. El mecanismo de transferencia es por capilaridad a través de los poros de la membrana. La ultrafiltración se aplica en el reuso del agua para la eliminación de agentes tensioactivos y emulsiones. El diámetro de poros varía de 0.001 a 0.1 micrones y el límite de corte es de 1000 a 100000 D. Las membranas de fibra hueca han presentado mejores resultados que las comerciales

obteniendo remociones >99.9%. En efecto, se han usado membranas enrolladas en espiral y de fibra hueca encontrando una disminución en la turbidez entre 0.11 y 0.36 dependiendo de la fibra utilizada. En los estudios desarrollados por Jacangelo et al., 1989, los niveles de turbidez establecidos por la EPA y la Surface Water Treatment Rule de 0.5 UTN, se alcanza mediante un módulo de ultrafiltración que reduce la turbidez a 0.03 UTN.

Además, es posible alcanzar cierto grado de desinfección si la membrana es grande y el tamaño del poro pequeño. La remoción de virus y coliformes del agua residual es de 7 órdenes de magnitud para polivirus.

7.2.9.4 Microfiltración.

El mecanismo de transferencia es idéntico al de la ultrafiltración. El diámetro de poros es mayor de 0.1 a 1 μ y el límite de corte es del orden de $10^6 D$ (en general, superior a 500000 D). Moléculas comunes, como ejemplo las proteínas, atraviesan estas membranas, por lo que regularmente el producto que importa es el permeado. La microfiltración se puede emplear para la eliminación de microorganismos. Tanto la ultrafiltración como la microfiltración se pueden llevar a cabo frontalmente pero una capa de compuestos se forma rápidamente sobre la membrana limitando el flujo del permeado. Por ello muchas veces se prefiere realizar la filtración de forma tangencial.

7.2.9.5 Tipos de membranas.

Las primeras membranas fabricadas fueron creadas con el fin de convertir el agua salada en potable, surgiendo la necesidad de hacer membranas para resistir el ataque químico-bacterial y la retención de ciertos compuestos específicos del agua residual como el amoníaco, fenoles, detergentes y el carbón extractable en cloroformo. En efecto, las membranas de acetato de celulosa son permeables al amoníaco y compuestos orgánicos de bajo peso molecular. Las membranas se clasifican por su estructura, microestructura, forma de fabricación y naturaleza química.

Las primeras membranas eran homogéneas, de permeabilidad muy baja y muy delgadas (espesores de 10 μ) lo que limitaba su aplicación industrial. El descubrimiento de Loeb y Souriragan en 1960 de las membranas asimétricas permitió extender su uso a la ósmosis inversa y la ultrafiltración. Ello se debe a que estas membranas tienen una primera capa muy fina que controla la transferencia de masa y una segunda, de mayor espesor, que le confiere buenas propiedades mecánicas. En la FIG 7.5 se presenta las diferentes estructuras que pueden tener las membranas. Las estructuras homogéneas son difíciles de limpiar sobretodo cuando se operan a presiones elevadas. Existen dos tipos de membranas asimétricas la anisótropa y la compuesta.

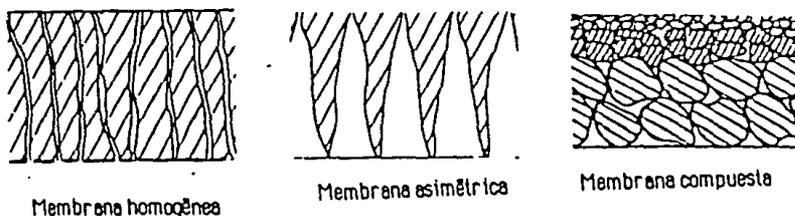


FIG 7.5 Clasificación de las membranas según su estructura.

Clasificación según la naturaleza química.

a) Membranas orgánicas.

Celulosa. Las de acetato de celulosa son hidrófilas, de bajo costo y tratan gastos importantes. Los solventes orgánicos y el pH ácido (< 4) las atacan y son degradadas por la acción de las bacterias. Se emplean para la ósmosis inversa y la ultrafiltración. Las membranas de ésteres de celulosa son similares y se emplean para la microfiltración.

Polisulfonato. Tienen una gran estabilidad química, no les afecta el pH y soportan las temperaturas elevadas. Son hidrofobas y tienden a adsorber los compuestos en la superficie lo que provoca una rápida disminución del permeado.

Poliamida. Son menos hidrofobas que las de polisulfonato y se tapan rápidamente. Se emplean para la ósmosis inversa, tienen alta resistencia mecánica y térmica y son sensibles al cloro libre. Se recomiendan especialmente para eliminar la materia orgánica.

Poliacrilonitrilo. Tienen una estabilidad media a la temperatura y el pH, son hidrofílicas, poco resistentes a la acción mecánica y pueden ser secadas y reutilizadas.

b) Membranas minerales.

Las membranas minerales están hechas de cerámica, vidrio o metal. No se aplican a la ósmosis inversa y su ventaja principal radica en que tienen una alta resistencia a los agentes químicos y físicos. Tienen una gran permeabilidad inicial pero son muy caras. Soportan los lavados químicos y la pirólisis. Como ejemplo, se tiene las fabricadas con óxido de Zirconio sobre grafito que se emplean para la ultra y microfiltración. Se caracterizan por tener una gran estabilidad térmica (400°C), mecánica (40 kg/cm^2) y fisicoquímica.

Módulos.

Las membranas se colocan en módulos con el objeto de:

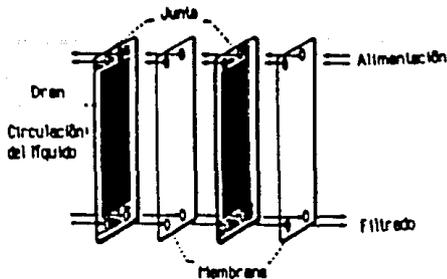
- Asegurar una buena circulación del líquido a través de la membrana.
- Evitar el taponamiento.
- Dar una presentación compacta.
- Obtener el máximo de área específica disponible.

Un buen módulo no debe tener fugas, la introducción de las membranas debe ser fácil, su limpieza sencilla y el volumen muerto pequeño (FIG 7.6).

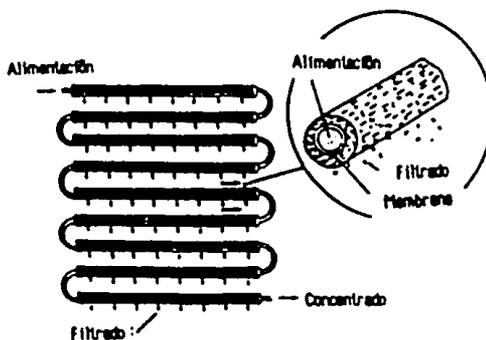
La selección de la forma del módulo se efectúa en función de la superficie disponible, el costo de inversión y de operación así como el control de gasto y la facilidad de limpieza (TABLA 7.6).

TABLA 7.6 CARACTERISTICAS DE LOS DIFERENTES MODULOS

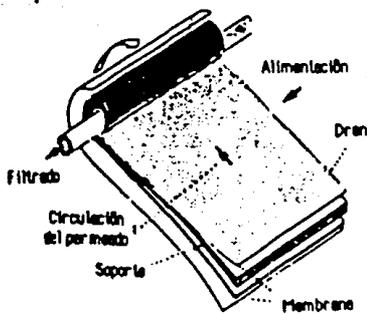
TIPO	SUPERFICIE DE LA MEMBRANA / VOLUMEN DEL MODULO	COSTO DE INVERSION	COSTO DE OPERACION	CONTROL DEL GASTO	LIMPIEZA
Tubular	25 - 60	Elevado	Elevado	Bueno	Buena
Plano	400 - 600	Elevado	Bajo	Regular	Mala
Espiral	800 - 1000	Muy bajo	Bajo	Malo	Mala
Capilar	600 - 1200	Bajo	Bajo	Bueno	Regular



Módulo plano



Módulo tubular



Módulo en espiral

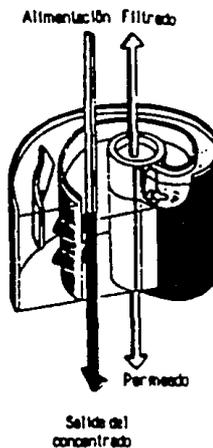


FIG 7.6 Módulos para membranas.

7.2.10 Desinfección.

Es la destrucción de organismos potencialmente dañinos y, comúnmente, constituye la etapa final del tratamiento del agua. Puede realizarse aplicando métodos físicos (filtración, elevación de la temperatura, luz ultravioleta) o químicos en los que se usan sustancias llamadas desinfectantes, como son el cloro, el ozono y los iones metálicos.

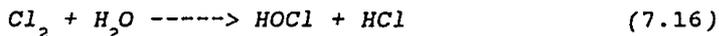
Un desinfectante ideal para el agua debe de cumplir con las siguientes propiedades:

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

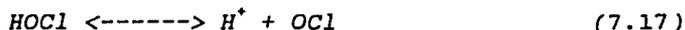
7.2.10.1 Cloración.

El cloro es el principal compuesto empleado para la desinfección del agua. Se usa en forma gaseosa, sólida o líquida y en forma pura o combinada. El cloro gaseoso es generalmente considerado como la forma más rentable para las plantas de tratamiento de gran tamaño.

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



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



El cloro tiene una fuerte afinidad por varios compuestos, particularmente por los agentes reductores. En estas reacciones, manifiesta una gran tendencia a perder sus electrones y formar el ión cloruro o compuestos organoclorados. Las sustancias con las cuales reaccionan frecuentemente son Fe^{++} , Mn^{++} , NO_2 , H_2S así como la mayor parte de los compuestos orgánicos presentes. Las reacciones con los compuestos inorgánicos son en general rápidas, en cambio, las que se llevan a cabo con los compuestos orgánicos son muy lentas y su grado de desarrollo depende de la cantidad de cloro disponible. Comparando dos tipos de mezcladores uno rápido y el otro de difusión convencional se encontró (Huang et al., 1984) que el cloro es activo durante los primeros 30 s de mezclado, por lo que conviene un mezclado rápido. La eliminación de coliformes se efectúa con 15 min de contacto como mínimo.

El cloro en forma gaseosa frecuentemente contiene cloroformo, tetracloruro de carbono y otros residuos que reaccionan con la materia orgánica para producir los trihalometanos. Las cloraminas, los haloacetinitros, los ácidos haloacéticos y los halofenoles. Los trihalometanos y los compuestos organohalogenados se forman por medio de reacciones de oxidación y de sustitución entre el cloro y los ácidos húmicos.

Wang (1984) (en Venosa y Russell, 1989) observó que el cloro en forma gaseosa ofrece hasta un 94.5 % de reducción en el costo de construcción debido a que este método no requiere de lagunas de contacto necesarias para el cloro en solución. Gordon (1984) (en Venosa y Russell, 1989) verificó que fácilmente se puede producir un efluente altamente nitrificado debido a una demanda en exceso de cloro originado por la ausencia de amoníaco inorgánico. La adición de pequeñas cantidades de amoníaco se reduce sustancialmente la demanda de cloro y preeve una desinfección constante.

El dióxido de cloro se reporta como un desinfectante ideal para riego y fertilización de cosechas (Venosa-Russell, 1988). Además, de lograr una eficiente desinfección biológica ayuda para la prevención de THM. El dióxido de cloro es especialmente útil para la eliminación de olores.

7.2.10.2 Iodo.

Al contrario que el bromo y cloro, el iodo no reacciona con el amoníaco o con compuestos orgánicos nitrogenados para formar aminas, sino que persiste como ácido hipoyodoso y iodo molecular. Es un desinfectante efectivo que se ha utilizado en piscinas, pero no es probable que sea empleado extensamente en el tratamiento de agua debido a los posibles efectos fisiológicos que pueda tener sobre la actividad de la tiroides y por su costo relativamente elevado.

La acción bactericida del yodo es semejante a la del cloro para las mismas condiciones de temperatura y pH pero requiere mayores concentraciones para producir los mismos efectos.

Riley y Layton (en Steel y McGhee, 1981) estudiaron la posibilidad de utilizar una mezcla de halógenos, la monocloramina y el yoduro, como técnica de desinfección. Esta combinación da lugar a una desinfección más rápida que empleando cloramina sola, debido a la formación de ácido hipoyodoso. El sistema yodo-yodato es mejor desinfectante que las cloraminas a pH neutro.

7.2.10.3 Bromo.

El bromo aunque es un desinfectante efectivo, es más caro que el cloro y también induce la formación de THM. Alcanza el punto de quiebre con el amoníaco veinte veces más rápido que el cloro. Pero el hecho de que tanto el bromo como el bromuro sean fisiológicamente activos para el ser humano limita su aceptación por parte del público, aún cuando Zehn (1984) reportó que el cloruro de bromo tiene importantes ventajas ecológicas ya que su toxicidad en los peces es mínima (Venossa, 1986).

El dióxido de cloro y el cloruro de bromo son compuestos halogenados que se han utilizado en la desinfección de aguas residuales. El cloruro de bromo se ioniza en HCl y ácido hipobromoso que predomina a pH de 8.7 y que se combina con el amoníaco para formar las bromoaminas (Steel y McGhee, 1981).

7.2.10.4 Ozonación.

El ozono junto con el cloro residual libre son los dos germicidas más potentes y efectivos que se emplean en el tratamiento del agua. Es interesante señalar que el uso del ozono como desinfectante es más antiguo que el del cloro. Entre sus ventajas se tiene la elevada eficiencia para eliminar virus y quistes, la capacidad para controlar problemas de olor, sabor y color y el hecho de que su producto de descomposición sea el oxígeno disuelto. Adicionalmente, su funcionamiento no se ve afectado por el pH ni por el contenido de amoníaco. Entre sus desventajas se tiene que se debe producir eléctricamente a medida de que es empleado, no puede ser almacenado y es difícil adaptarlo a las variaciones de carga y de la calidad del agua influente. Por ello, la aplicación del ozono se ha limitado a las fuentes de abastecimiento con demanda baja o constante, como es el caso del agua proveniente de acuíferos.

El ozono tiene una eficiencia particularmente rápida para inactivar los virus (Katzenelson et al., 1974). Bajo condiciones controladas el 99 % de los polivirus pueden ser acabados con 0.1 mg/L de ozono residual en 10 s. La misma concentración de cloruros

requiere de 10 min y con el yoduro se necesitan 100 min.

La inactivación de los virus está controlada por una velocidad mecánica, es posible remover entre 65 y 95 por ciento, la variación mostrada se debe a muchos factores, dos de los cuales son la concentración de sólidos volátiles mezclados en el reactor y el tiempo de aeración. Los procesos de desinfección en el tratamiento de agua son más eficientes para la inactivación o remoción de virus. El cloro, yodo y el bromo así como sus compuestos han sido usados como desinfectantes bacteriológicos por muchos años. Sin embargo, el ozono generalmente usado en Europa y principalmente en Francia tiene una gran capacidad para oxidar y neutralizar los compuestos que forman el olor. Las plantas piloto muestran reducciones del 58 al 83 por ciento, eliminando al mismo tiempo el sabor que pueda tener el agua.

El ozono se emplea también para la oxidación de compuestos orgánicos complejos con el objeto de mejorar su adsorción y biodegradabilidad. Sin embargo, estos dos objetivos son incompatibles: la ozonación produce compuestos polares que se adsorben menos fácil pero que tienen un menor peso molecular que los hace más biodegradables.

No obstante que tanto el cloro como el ozono son oxidantes, la desinfección utilizando cloro se lleva a cabo por la oxidación de los grupos aminoácidos de las células bacteriales y de las cápsulas protéicas de los virus. En contraste, el mecanismo de desinfección del ozono es la oxidación completa de los virus y las bacterias (Pavoni et al., 1971)

Así, las características del ozono y del cloro son complementarias. El ozono proporciona una actividad germicida rápida y una buena capacidad viricida, mejora el sabor, color y olor del agua. En cambio, el cloro, tiene una capacidad germicida constante, es flexible y tiene una actividad persistente aún en el sistema de distribución. Por ello, una combinación de ambos compuestos puede resultar en un sistema ideal de desinfección.

7.2.10.5 Ferratos.

El ozono y el ferrato (hierro VI) presentan una gran eficiencia para eliminar coliformes de un agua residual. Su uso es para efluentes cuyo fin es abastecer agua para el crecimiento de peces, riego de cosechas alimenticias, recreo (lagos) y para reuso en consumo directo.

Los estudios de desinfección con ferrato fueron iniciados por Gilbert et al., 1976 resultando efectivo, en especial para eliminar todo el *E. coli*. La capacidad de desinfección del ferrato es ligeramente menor que el de monocloramina en intervalos de pH semejantes. Además, se sabe que el hierro (III) es un excelente depurador de aniones como fosfatos al actuar como coagulante.

Wynn et al., 1973 y Farooq, 1988 mostraron que niveles inferiores de 2.2 coliformes totales por cada 100 ml se pueden alcanzar en un efluente biológico nitrificado. Este nivel de desinfección es posible aplicando una dosis de ferrato de 15 mg/L y ozono entre 1 a 5.8 mg/L. La dosis de ozono puede reducirse si el efluente secundario es filtrado y pretratada con ferrato de potasio. En los estudios de Farooq y Bari, 1989 se encontró que tratando el efluente con cal la dosis de ferrato es constante (15 mg/L) para un efluente secundario y de ozono fue de 1 L/min, con un tiempo de contacto de 5 min.

La FIG. 7.7 muestra la sobrevivencia de los coliformes en diferentes etapas de tratamiento para un efluente secundario. La densidad de organismos decrece al paso de cada etapa y el grado de tratamiento aplicado es suficiente para llevar el nivel de coliformes totales de 3×10^6 a menos de 2.2 por cada 100 ml. Aunque la calidad del efluente es propicia para el reuso ya que cumple con todos los estándares bacteriológicos no es recomendable para el consumo directo del agua.

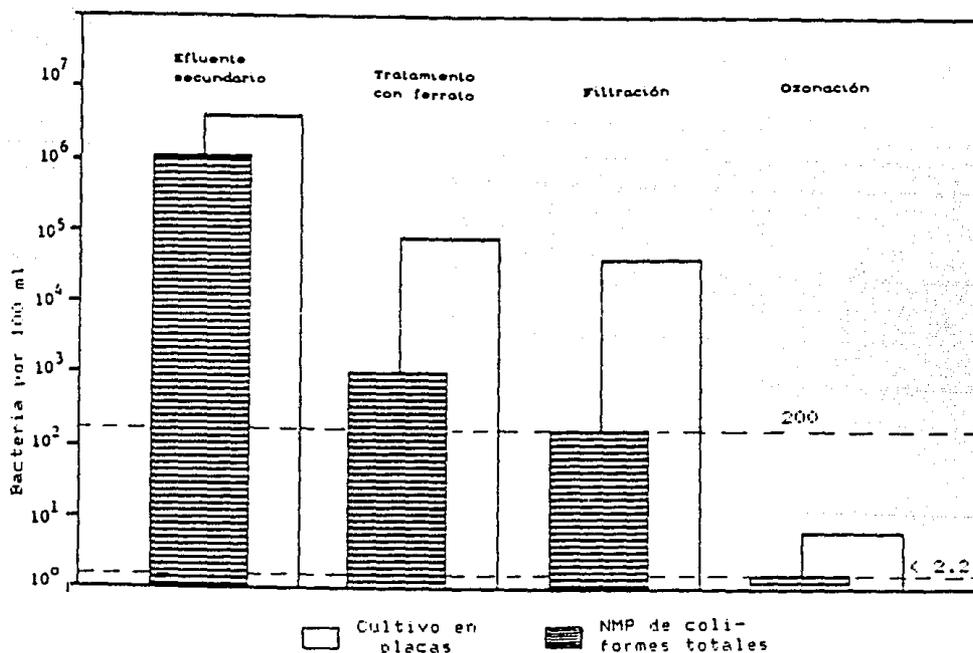


FIG 7.7 Sobrevivencia de los organismos en diferentes etapas de tratamiento en un efluente secundario.

7.2.10.6 Plata.

El proceso consiste en depositar una capa delgada de iones de este elemento sobre carbón activado, que tiene una alta superficie específica. La capa formada libera cantidades infinitesimales de plata (25 a 40 ppb) que sirven como desinfectante. Los estándares de la USPHS establecen un límite de 50 ppb para el agua de potabilización por lo que durante el proceso no se rebasa la norma. Además, el límite fijado no se basa en su toxicidad sino en la deposición de la plata en el cuerpo humano (argirosis) que sólo representa un problema estético.

Las ventajas del empleo de la plata incluyen la baja dosis necesaria, su facilidad de aplicación y la protección residual. Las desventajas son la posibilidad de absorción de plata en materias coloidales, de inhibición o precipitación por otros productos químicos, reducción de su eficiencia con la temperatura y su costo un poco alto (Steel y McGhee, 1981).

7.2.10.7 Luz solar.

El Institute of Soil & Water of Israel's Volcani Center sugiere un proceso conocido como "acción fotodinámica". Este proceso se encuentra aún en estudio y se basa en la propiedad que tienen ciertos compuestos para actuar como "fotosintetizadores" ya que cuentan con una estructura especial que les permite absorber y transferir la energía solar (luz visible) para realizar la oxidación. Esta técnica produce muy buenas eficiencias en efluentes tratados a nivel secundario. Mata bacterias patógenas, virus y algas y oxida compuestos orgánicos.

Acher, 1985 encontró que este sistema sólo requiere del azul de metileno o rosa de Bengala como fotosintetizador, aire como fuente de oxígeno y luz solar por lo que es de bajo costo en zonas áridas o semiáridas.

El proceso depende de la concentración de azul de metileno, siendo la dosis óptima de 12 mg/L con un tiempo de exposición a la luz solar de seis horas (FIG 7.8) para disminuir la DQO de un efluente aerado de 460 a 130 mg/L. El nivel de SAAM en la muestra también fue reducido de 11.3 a 1.6 mg/L. Concentraciones inferiores de azul de metileno no funcionan debido a su reacción con los contaminantes. Concentraciones superiores a 15 mg/L disminuyen la eficiencia debido a que impiden la absorción de la luz. La coloración del agua desaparece con el tiempo.

En la prueba del efecto bacteriológico la concentración de colorante necesario fue más baja (2 mg/L) que para la reducción de DQO en un tiempo de exposición de 28 min. Para el control de algas determinó que una concentración de 1 mg/L es suficiente. Acher encontró que la intensidad de la luz solar no es crítica.

Este proceso se probó para bacteriófagos (colifago X y F2) los cuales son resistentes a la cloración incluso con dosis de 30 mg/L. Se encontró que en pocos minutos y con 2 g de azul de metileno por m³ de efluente es posible eliminarlos al igual que los virus de la polio en un período de 5 a 8 horas. El Volcani Center demostró que la foto-oxidación con luz solar elimina también pesticidas o herbicidas. No sólo el azul de metileno y el rosa de Bengala de metilo tienen propiedades especiales para capturar y soltar la energía solar. Otros sintetizadores están presentes en la naturaleza o en las aguas residuales como son los ácidos húmicos, fúlvico, la riboflavina y clorofila, pero aún no han sido estudiados.

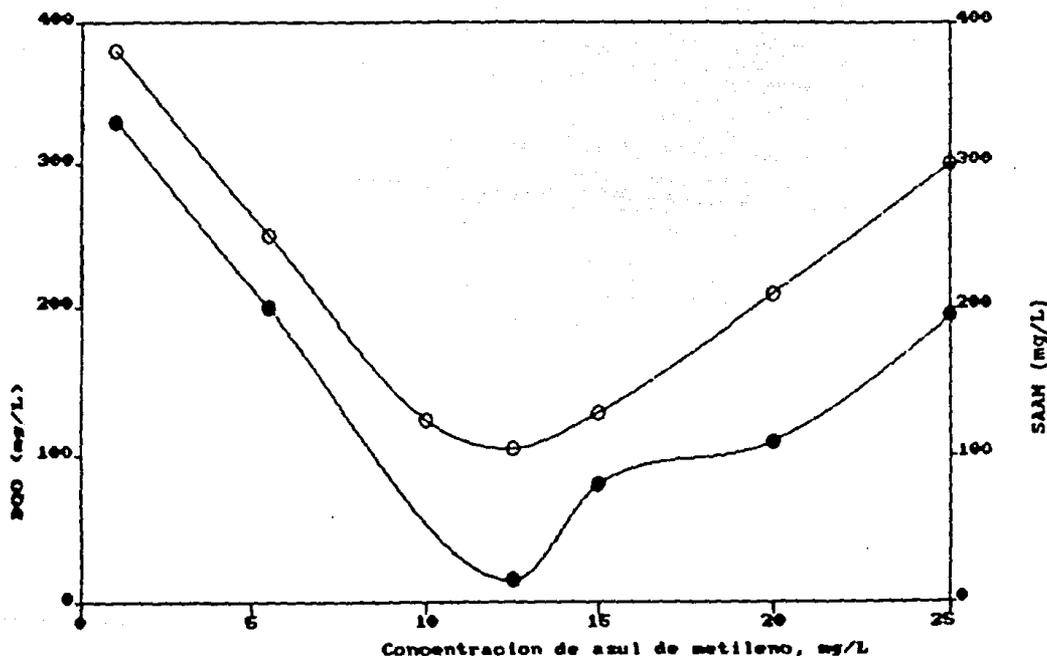


FIG 7.8 Efecto de la concentración del azul de metileno en la DQO (°) y SAAM (°) después de 6 horas de radiación.

7.2.10.8 Radiación ultravioleta.

Los rayos UV son parte del espectro electromagnético tienen una longitud de onda de 10-400 nm. La desinfección del agua residual mediante la radiación ultravioleta es una técnica relativamente nueva que provee una buena eficiencia a un costo efectivo menor.

Los costos de operación son de \$0.03 por 5 m³ tratados en forma opuesta con \$0.14 a 0.2 por 5 m³ tratados por ozonación y \$0.05 a 0.1 por 5 m³ tratados por cloración. Los primeros datos obtenidos por esta técnica muestra que los niveles de virus en el efluente de DBO, sólidos suspendidos, NH₃-N y coliformes fecales son menores a los propuestos por NPDES (National Pollutant Discharge Elimination Systems).

La radiación ultravioleta penetra la pared de las células y virus, dañando los ácidos nucleicos a los que les impide duplicarse. Las formas vegetativas de las bacterias son más sensitivas a la luz ultravioleta que las esporas (TABLA 7.7). La radiación UV es una desinfección física con la ventaja de que los residuos no son tóxicos (a diferencia de la cloración), por lo que no dañan la vida acuática en lugares de almacenamiento.

Las lámparas de baja presión de mercurio emiten radiación monocromática de 253.7 nm, siendo las más usadas en las plantas de tratamiento para la desinfección por luz ultravioleta. Este tipo de lámparas es operada por enfriamiento exterior, la temperatura óptima es de 40 a 50°C mientras que las lámparas a alta presión operan a temperaturas superiores a 500°C.

Las lámparas con descarga de gas están sujetas a un envejecimiento natural ya que decrece la emisión por la formación de un depósito en el electrodo. El mantenimiento básico es el reemplazo cada 7000 horas de operación.

TABLA 7.7 SENSIBILIDAD DE LOS CONTAMINENTES AL UV

Dosis de UV (mJ/cm ²) requeridos para tasas de eliminación del 90 % (valores ₁₀ D)	
Microrganismos	
<i>Escherichia coli</i>	2.9
<i>Bacterium coli</i>	5.4
<i>Salmonela enteriditis</i>	4.0
<i>Salmonela paratyphi</i>	3.2
<i>Bacilus anthracis</i>	4.5
<i>Bacilus subtilis veg</i>	6.1
<i>Bacilus subtilis spr</i>	11.8
<i>Bacilus megatherium veg</i>	1.2
<i>Bacilus megatherium spr</i>	2.7
<i>Proteus vulgaris</i>	3.8
<i>Shigella flexneri</i>	1.7
<i>Streptococcus hemolyticus</i>	2.2
<i>Sterptococcus lactis</i>	6.2
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	5.5
<i>Pseudomonas fluorescens</i>	3.5
<i>Serratia macescens</i>	2.4
<i>Spirillum rubrum</i>	4.4
<i>Staphilococcus albus</i>	1.8
<i>Vibrio comma</i>	3.4
<i>Leptosira</i>	3.2
Virus	
Bacteriofagos	2.6
Influenza	3.4
Polio	3.2
Levadura	
Levadura (promedio)	6.0
Levadura de cerveza	10.0
<i>Sacharomyces spr</i>	8.0
<i>Sacharomyces ellipsoides</i>	6.0
<i>Torula sphaerica</i>	2.3

FUENTE: Angehrn, 1984.

La dosis requerida de radiación UV es menor que la dosis de cloro y ozono para alcanzar una desinfección similar, además después del tratamiento con luz ultravioleta no es necesario otro proceso. La FIG 7.9 muestra una unidad típica de luz ultravioleta.

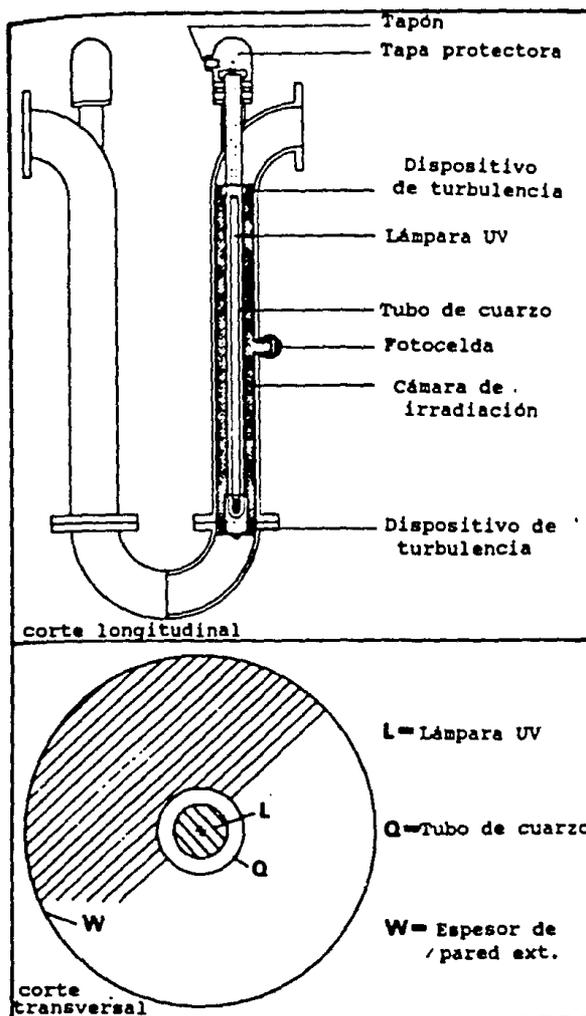


FIG 7.9 Unidad de desinfección UV.

El pretratamiento del agua residual consiste en la remoción de arena y precipitación, clarificación primaria, tratamiento secundario (lodos activados), nitrificación, filtración y desinfección por luz ultravioleta. El efluente filtrado para la desinfección por UV no debe contener casi nada de coliformes y la turbiedad deber ser mínima (inferior a 1 UTJ) durante todo el tiempo ya que de esta forma se incrementa la transmisión de luz ultravioleta a través del efluente.

Un problema en el uso de la luz ultravioleta radica en la dificultad para medir la dosis y el monitoreo después de la desinfección. Recientemente se ha desarrollado un método indirecto mediante bioensayos encontrando que la dosis es función directa del tiempo de residencia pero solo a nivel cualitativo. El método requiere pequeños volúmenes de esporas en un flujo continuo (Qualls et al., 1989).

Cada desinfectante tiene un campo específico de aplicación. Las diferencias entre los parámetros al utilizar diferentes técnicas se muestran en la TABLA 7.8. Aún con todo el cloro es el desinfectante más usado; con respecto al ozono, los costos son muy altos.

TABLA 7.8 COMPARACION DE LOS PRINCIPALES METODOS DE DESINFECCION DEL AGUA

Puntos de comparación	UV	Ozono	Cloro
Tiempo de contacto	1-10 s	10-20 min	30-50 min
Tanque de reacción	ninguno	requerido	requerido
Mantenimiento	mínimo	conside- rable	promedio
Instalación	sencilla	elaborada	elaborada
Influencia de			
- materia suspendida	fuerte	fuerte	fuerte
- temperatura	ninguna	elevada	elevada
- pH	ninguna	débil	elevado
Residuos en el agua	ninguno	bajo	presente
Influencia del agua	ninguna	presente	presente
Corrosión	ninguna	presente	presnete
Toxicidad	ninguna	presente	presente
Costos de operación	bajo	alto	bajo

FUENTE: Angehrn, 1984.

7.2.11 Métodos auxiliares de tratamiento.

Muchos de los métodos anteriores son acompañados de otros que a continuación se describen.

7.2.11.1 Sedimentación.

La sedimentación se emplea como una etapa complementaria a otro tratamiento (coagulación-floculación, precipitación, oxidación biológica). Se define como la separación de sólidos suspendidos del agua residual mediante la acción de la gravedad. Para una sedimentación ideal la carga superficial se expresan mediante la siguiente ecuación

$$V_o = (12.72 Q)/A \quad (m^3/m^2h) \quad (7.18)$$

donde

V_o : velocidad de sedimentación
 Q : flujo a través del estanque
 A : área de superficie del estanque

La sedimentación de suspensiones acuosas se acelera al incrementar el tamaño o al disminuir la distancia entre las partículas. Lo primero se alcanza por medio de la coagulación y floculación y lo segundo se obtiene por el diseño de tanques poco profundos o clarificadores de altas tasa de lecho empacado (filtración directa).

La velocidad de sobreflujo en un clarificador químico puede ser desde 0.08 a 0.3 m³/h de efluente secundario, dependiendo del coagulante usado. La selección de los químicos y su aplicación es prevista para cada tipo de agua y la calidad deseada.

7.2.11.2 Flotación.

La flotación es un proceso de separación sólido-líquido que transfiere el sólido a la superficie a través de la adhesión de las partículas sólidas a las burbujas. El fenómeno consiste en tres etapas: generación de las burbujas, adhesión del sólido a la burbuja y la separación del sólido. En teoría, se dispone de gases para la formación de las burbujas, pero en la práctica es más común y barato el uso del aire. El proceso de adhesión depende de las propiedades hidrodinámicas de la burbuja y las fuerzas de superficiales que actúan en la interface burbuja-líquido.

En la clarificación por flotación es usual someter a presión el flujo de agua residual y sobresaturarlo con aire. Cuando la presión se elimina, el aire sale de la solución formando microburbujas que genera la flotación de los sólidos.

La flotación por aire puede ser tan efectiva que reduzca el tiempo de retención a 15 o 20 minutos, tiempo que se puede comparar con el de varias horas empleado en la sedimentación por gravedad. Como

en el caso de los clarificadores por gravedad, es necesario añadir coagulantes como el cloruro férrico y alumbre a las unidades de flotación para ayudar a la formación de flóculos, añadiendo cal siempre que sea necesario el ajuste del pH.

Existen tres sistemas de flotación, que difieren en la manera de generar las burbujas

- a) Aeración directa, toda la corriente de desecho se sujeta a presión y es aerada. Este método se usa con frecuencia cuando los desechos contienen aceite.
- b) Aeración parcial, sólo una parte de la corriente de desecho se somete a presión. Esta técnica reduce los costos de bombeo y se emplea cuando la carga de sólidos es pequeña, y están presentes cantidades bajas o moderadas de aceite.
- c) Flotación aplicando aire. El aire es arrastrado mecánicamente y dispersado a través del líquido en forma de finas burbujas, en contraste con la liberación de gas disuelto en la solución. El diseño es especial para agua residual aceitosa (Montgomery, 1985).

7.3 Resumen de los procesos de tratamiento.

En la TABLA 7.9 se presenta la eficiencia y tipos de contaminantes eliminados por los procesos empleados.

Cabe señalar que aparte del problema del tratamiento del agua para el reuso se debe considerar el problema generado por la producción de una gran cantidad de lodos. El costo de este proceso es importante ya que si normalmente el tratamiento de lodos convencional, durante un tratamiento avanzado este costo muy probablemente será mayor debido a la producción de lodos con un alto contenido de materiales tóxicos.

TABLA 7.9 PORCENTAJE DE REMOCION DE LOS COMPUESTOS MAS COMUNES EN EL AGUA RESIDUAL MEDIANTE DIVERSOS PROCESOS DE TRATAMIENTO.

Compuesto	Sedimentación 1ra.	Lagunas extendidas	Sedimentación 2da	Coagulación Floculación	Filtración	Oxidación	Precipitación	Adsorción CA	Recarbonatación	Desorción de amoníaco	Osmosis inversa	Intercambio iónico	Electrodialisis	Ultrafiltración	Cloración	Ozonación
	PORCENTAJE DE REMOCION, %															
SST	66	90 - 95	60	80 - 90	100			100						100		
SOT	14		0 - 20	0 - 20	0 - 20	0 - 20	20 - 60	0 - 20		0 - 20	90 - 95	0 - 20	90 - 95	0 - 60	0 - 20	0 - 20
DBO5	79	80 - 90		40 - 70	99	99.5		99			90					50
DQO	68	70 - 80	45	30 - 60	91	70 - 80		86 - 98			96	63			24	
COT			20 - 60	20 - 60	20 - 60	96.7	60 - 90	20 - 60		20 - 60	60 - 90	90 - 100	20 - 90	90 - 100	90 - 100	90 - 100
Arena	X	X														
Espumas	X	X														
Bacterias	99.99	99.99	90 - 100	80 - 90		90 - 100		20 - 60		0 - 20	90 - 10	20 - 60	X	100	90 - 100	90 - 100
Virus			90 - 100	90 - 99	90	90 - 100		20 - 60		0 - 20	90 - 10	20 - 60	X	100	99	90 - 100
Coliformes T		99.999	90 - 100	90 - 100	90	90 - 100		20 - 60	99.5	0 - 20	90 - 10	0 - 20	X	100	90 - 100	90 - 100
Alcalinidad	26	66										X				
Dureza	X	19										97				
Calcio	6		0 - 20	0 - 20	0 - 20	0 - 20	90 - 100	0 - 20	33	0 - 20	99	90 - 100	90 - 100	60 - 90	0 - 20	0 - 20
Magnesio	26	1	0 - 20	0 - 20	92	0 - 20	90 - 100	0 - 20	95	0 - 20	99	90 - 100	90 - 100	60 - 90	0 - 20	0 - 20
Turbidez		X	90 - 100	90 - 100	99.4	0 - 20	60 - 90	20 - 60		0 - 20	90 - 10	X	X	99	0 - 20	0 - 20
Color			60 - 90	60 - 90	60 - 90	98.5	60 - 90	99		0 - 20	X	20 - 90	X	X	60 - 90	60 - 100
Ac. húmico											6					
Comp.volátiles	15	60 - 84		50												
N-amoniacal	17	10 - 99			60			92.5			77 - 95					100
N-nitros			0 - 20	0 - 20	0 - 20	0 - 20	0 - 20	0 - 20		0 - 20	90 - 10		99	X		100
N-nitritos			0 - 20	0 - 20	95		0 - 20	0 - 20		0 - 20	60 - 90	90 - 100	70 - 90	X	70 - 100	17

TABLA 7.9 PORCENTAJE DE REMOCION DE LOS COMPUESTOS MAS COMUNES EN EL AGUA RESIDUAL MEDIANTE DIVERSOS PROCESOS DE TRATAMIENTO (Continuacion).

Compuesto	Sedimentación 1ra.	Lagunas extendidas	Sedimentación 2da	Coagulación Floculación	Filtración	Oxidación	Precipitación	Adsorción CA	Recarbonatación	Desorción de amoníaco	Osmosis inversa	Intercambio iónico	Electro dialisis	Ultrafiltración	Cloración	Ozonación
PORCENTAJE DE REMOCION, %																
Sulfuros			0 - 20	0 - 20	0 - 20	99.7	60 - 90	60 - 90		60 - 100	0 - 20	0 - 20	0 - 20	0 - 20	60 - 100	60 - 100
Fenoles		97 - 99.9				99.8		99.9								
Fósforo		10	97	50	95			99						X		
Fosfatos T	75	92			70 - 87						100	20				
Fluoruros	46	55	60 - 90	0 - 20	60 - 99	0 - 20	0 - 20	90 - 100	98.9	0 - 20	88 - 98	20 - 40	90 - 100	X	0 - 20	0 - 20
Sílice					55				23		80 - 95					
Cloruros			0 - 20	0 - 20	0 - 20	0 - 20	80	0 - 20	41	0 - 20	86 - 98	60 - 90	90 - 100	0 - 20	0 - 20	0 - 20
Pesticidas		98	20 - 90	20 - 90	99.5	99.5	90 - 100	30 - 87		20 - 60	60 - 10	0 - 20	60 - 90	60 - 90	20 - 100	20 - 100
Fluoratos		79														
Bicarbonatos											80 - 90	83	60 - 70			
Sulfatos			0 - 20	0 - 20	0 - 20	0 - 20	0 - 20	0 - 20		0 - 20	99.6 - 1	80 - 100	40	0 - 20	0 - 20	0 - 20
Potasio											75 - 90	54	40 - 45			
Sodio											75 - 90	>50	40 - 45			
Hidrocarburos: Halogenados Aromáticos		64 - 92 90 - 99														10 - 30
Metales:																
Aluminio			20 - 60	20 - 60	20 - 60	0 - 20	40 - 80	X		0 - 20	>99	90	90 - 100	X	0 - 20	0 - 20
Arsénico (5+)	16	0	90	70 - 99	90 - 98	0 - 20	70 - 100	90 - 100		0 - 20	90 - 10	90 - 100	90 - 100	X	0 - 20	0 - 20
Bario			90	0 - 20	90	0 - 20	95 - 99	7		0 - 20	95 - 98	>99.9	90 - 100	X	0 - 20	0 - 20
Boro	25	100					10				38 - 60	90		X		
Cadmio	20	20 - 45	80 - 100	>99	0 - 20	0 - 20	99.3	0 - 20		0 - 20	>99	90 - 100	90 - 100	X	0 - 20	0 - 20
Cianuros	6.8		X	23.3	X	99.7	X	X		6.8	60 - 90	X	60 - 90	X	>99.1	90 - 100
Cobre	19	0 - 70	20	>99	19	20 - 60	80 - 100	98.3		19.1	90 - 10	60	90 - 100	X	79.5	20 - 60
Cromo (3+)	19	40 - 80	90 - 100	0 - 20	0 - 20	50 - 100	>99.9	0 - 20			90 - 10	90 - 99.9	90 - 100	X	0 - 20	0 - 20
Fierro	43	59	90	60 - 90	60 - 90	80 - 100	90 - 100	0 - 20	71	60 - 90	100	99 - 100	90 - 100	X	80 - 100	80 - 100
Manganeso	15	27	90 - 100	60 - 90	60 - 90	60 - 90	100	0 - 20		20 - 40	100	94 - 100	50	X	70	20
Mercurio inorg	90	20 - 75	90	70 - 90	60 - 90	0 - 20	>99.9	80 - 99		90	40 - 90	40 - 80	20 - 90	X	90	0 - 20
Niquel	40	15 - 40	60 - 90	16.2	60 - 90	9.5	99	99.5		0 - 20	99.6	90 - 99.9	90 - 100	X	0 - 20	0 - 20
Plata	0	44	70 - 90	70 - 90	70 - 100	40 - 80	90 - 99	20 - 40		40 - 80	90 - 10	91.7	90 - 100	X	20 - 60	20 - 60
Ploomo	99.6	50 - 90	96 - 99.9	99	93 - 96	0 - 20	90 - 100	99.5		0 - 20	90 - 10	>99.9	90 - 100	X	0 - 20	0 - 20
Selenio (6+)			0 - 20	20 - 84	0 - 20	0 - 20	20 - 40	0 - 20		0 - 20	90 - 10	95 - 99.9	90 - 100	X	0 - 20	0 - 20
Zinc	0	35 - 80	20	19	0	0 - 20	0 - 20	94		>99	90 - 10	80 - 100	90 - 100	X	0 - 20	0 - 20

X: No aplicable/ dato insuficiente.

NOTA: Los costos y condiciones locales afectan la aplicabilidad de los compuestos.

8. TECNICAS ANALITICAS

Para el estudio del reuso del agua con fines de potabilización es necesario contar con técnicas analíticas que permitan definir tanto la calidad del producto como la eficiencia de los procesos que intervienen. Para certificar la calidad del efluente existen dos enfoques: uno consiste en definir un agua estándar, por ejemplo un agua potable producida a partir de una fuente de abastecimiento de alta calidad y comparar cuántos y qué compuestos se encuentran en cada una de las muestras. Un segundo enfoque consiste en verificar si se cumple con la concentración especificada para cada uno de los compuestos de las normas de potabilización (135 para la OMS). Este segundo enfoque, aparte de laborioso, implica el empleo de técnicas analíticas de alta precisión. En la TABLA 8.1 se presentan los métodos recomendados por la CEE para la dosificación de diversos compuestos de interés en el agua potable.

En cuanto a la evaluación de la eficiencia de los procesos el parámetro que tradicionalmente se considera como de mayor utilidad es el carbono orgánico total (COT) que a pesar de ser una medida global proporciona una idea en forma rápida de la eficiencia de un proceso. Sin embargo, cuando se trata de medir concentraciones muy bajas como es el caso de los efluentes de la ósmosis inversa, o cuando existe, más que una eliminación, la modificación de la composición química de los compuestos contenidos en el agua, como es el caso de la ozonación este parámetro no es válido. Frente a ello la espectrofotometría de absorción resulta de mayor interés pero el hecho de ser un sistema sofisticado, de elevado costo y requerir el tratamiento de la información mediante métodos computarizados dificultan su aplicación como parámetro de control de un proceso.

TABLA 8.1 TÉCNICAS ANALÍTICAS RECOMENDADAS POR LA COMUNIDAD
ECONÓMICA EUROPEA PARA LA CERTIFICACIÓN DE LA CALIDAD DE UN AGUA

A. Parámetros organolépticos	
1. Color	Fotometría, escala P/Co
2. Turbiedad	Stilice, Formacina y Secchi
3. Olor	Método por diluciones a 12 °C o 25°C
4. Sabor	Método por diluciones a 12 °C o 25°C
B. Caracterización físico-química	
5. Temperatura	Termometría
6. Concentración de hidrógeno	Electrometría
7. Conductividad	Electrometría
8. Cloruros	Valoración volumétrica, Método de Mohr
9. Sulfatos	Gravimetría- Quelación- Espectrofotometría
10. Stilice	Espectrometría de absorción
11. Calcio	Adsorción atómica
12. Magnesio	Adsorción atómica
13. Sodio	Adsorción atómica
14. Potasio	Adsorción atómica
15. Aluminio	Adsorción atómica
16. Dureza total	Agentes quelantes
17. Residuo seco	Gravimetría a 180°C
18. Oxígeno disuelto	Método de Winkler y electrodo
19. Dióxido de carbono libre	Acidimetría
C. Compuestos no deseables	
20. Nitratos	Espectrofotometría de adsorción Polarografía
21. Nitrilos	Espectrofotometría de adsorción
22. Amonio	Espectrofotometría de adsorción
23. Nitrógeno Kjeldahl	Oxidación Valoración volumétrica Espectrofotometría de adsorción
24. Oxidabilidad	Calentamiento con $KMnO_4$ en medio ácido durante 10 min
25. Carbono orgánico total	-----
26. Dióxido de azufre	Espectrofotometría de adsorción
27. Compuestos extractables con cloroformo	Extracción líquido/líquido con cloroformo purificado a pH neutro
28. Hidrocarburos (disueltos o en emulsión); Aceites minerales	Espectrofotometría de adsorción infrarroja
29. Fenol	Espectrofotometría de adsorción. Método con parantrenilina o con amino-4-antipirina
30. Boro	Adsorción atómica Espectrofotometría de adsorción
31. SAAM	Espectrofotometría
32. Organo-clorados	Cromatografía en fase líquida o gaseosa

TABLA 8.1 TÉCNICAS ANALÍTICAS RECOMENDADAS POR LA COMUNIDAD
ECONÓMICA EUROPEA PARA LA CERTIFICACION DE LA CALIDAD DE UN AGUA
(CONTINUACION)

33. Hierro	Adsorción atómica Espectrofotometría de adsorción
34. Manganeso	Adsorción atómica Espectrofotometría de adsorción
35. Cobre	Adsorción atómica Espectrofotometría de adsorción
36. Zinc	Adsorción atómica Espectrofotometría de adsorción
37. Fósforo	Adsorción atómica Espectrofotometría de adsorción
38. Flúor	Espectrofotometría de adsorción Electrodos específicos
39. Cobalto	
40. Sólidos suspendidos	Filtración en membrana de 0.45µ y secado a 105°C o centrifugación a 2800-3200 g durante 15 min
41. Cloro libre	Volimetría Espectrofotometría de adsorción
42. Bario	Espectrofotometría de adsorción Adsorción atómica
<u>D. Sustancias tóxicas</u>	
43. Plata	Espectrofotometría de adsorción
44. Arsénico	Espectrofotometría de adsorción
45. Berilio	
46. Cadmio	Adsorción atómica
47. Cianuros	Espectrofotometría de adsorción
48. Cromo	Adsorción atómica Espectrofotometría de adsorción
49. Mercurio	Adsorción atómica
50. Níquel	Adsorción atómica
51. Plomo	Adsorción atómica
52. Antimonio	Espectrofotometría de adsorción
53. Selenio	Adsorción atómica
54. Vanadio	
55. Pesticidas y productos similares	Igual que 32
56. Hidrocarburos policíclicos y aromáticos	Fluorescencia en UV después de extracción con hexano Cromatografía gaseosa
<u>E. Parámetros microbiológicos</u>	
57. Coliformes totales	Técnica de tubos múltiples Filtración sobre membrana Temperatura de incubación 37°C
58. Coliformes fecales	Técnica de tubos múltiples Filtración sobre membrana Temperatura de incubación 44°C
59. Estreptococos fecales	Método con ácido de sodio (Litsky) Filtración sobre membrana

TABLA 8.1 TÉCNICAS ANALÍTICAS RECOMENDADAS POR LA COMUNIDAD
ECONÓMICA EUROPEA PARA LA CERTIFICACION DE LA CALIDAD DE UN AGUA
(CONTINUACION)

60. Clostridium sulfito- reductor	Calentamiento a 80°C y conteo de esporas Inóculo con glucosa, sulfito y fierro Filtración sobre membrana Medio diferencial reforzado para clostridia
61/62 Número total de microorganismos	- Inoculación en gelosa nutritiva
<u>Ensayos complementarios</u>	
Salmonelas	Filtración sobre membrana; concentración, aislamiento e Identificación
Estafilococo	Filtración sobre membrana y cultivo en un medio patógeno específico (medio hipersalado de Chapman) Evidencia de patogenicidad
Bacteriófagos fecales	Técnica de Guelin
Enterovirus	Filtración, floculación, centrifugación e identificación
Protozoarios	Filtración, examinación en microscopio y prueba de patogenicidad
Animalillos (gusanos y larvas)	Filtración y concentración, análisis microscópicos y prueba de patogenicidad
<u>F. Concentración mínima requerida</u>	
Alcalinidad	Método por acidimetría con naranja de metilo

Ante este problema, Gjessing y Lee, 1967 decidieron separar los compuestos en grupos por medio de un gel para posteriormente analizar cada una de las fracciones obtenidas mediante un parámetro convencional (Ej. COT, previa concentración).

8.1 Cromatografía sobre gel.

8.1.1 Principio.

La cromatografía sobre gel se basa en la retención selectiva de las moléculas que forman la parte correspondiente al soluto (fase móvil) en función de su peso molecular. La retención se realiza en los poros del empaque que constituye la fase estacionaria. Así, las moléculas de gran tamaño atraviesan rápidamente el medio (tiempos de retención pequeños). En contraste, las moléculas pequeñas son retenidas y salen después de un largo periodo (Pharmacia, 1979). Al graficar la distribución de los diversos tiempos de retención de cada uno de los compuestos se obtiene un cromatograma como el de la FIG 8.1 que permite la clasificación de los compuestos.

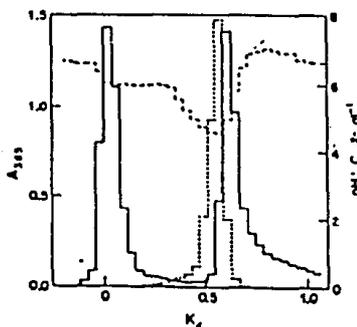


FIG 8.1 Cromatografía de elución.

Los trabajos de Granet y Millot proponen la cromatografía de filtración sobre gel como una técnica que aporta información sobre los compuestos de carbono bioasimilables presentes en el agua. Parkin y McCarty (1980) la aplicaron para seguir la evolución de la contaminación del nitrógeno orgánico a través del tratamiento biológico; Van Steenderen y Malherbe, 1981 y Grady et al., 1983 la emplearon para determinar la distribución de los pesos moleculares

de los compuestos contenidos en un efluente secundario así como su transformación durante el tratamiento terciario. Souza Melo H., 1984 y Souza Melo J., 1984 demostraron que la técnica de aislamiento y de caracterización también se aplica al estudio de los metabolitos inhibidores del crecimiento bacteriano que son producidos durante un proceso biológico. Los autores anteriores al igual que Levine y Asano, 1985 llegaron a la conclusión de que la distribución de los pesos moleculares y por tanto la composición es función del tipo de tratamiento empleado.

De ésta forma se tienen que los picos formados en la cromatografía por compuestos con peso molecular superior a 5 000 no es biodegradable y no desaparecen después del tratamiento biológico mientras los otros picos cacterísticos si son biodegradables. La FIG. 8.2 muestra la clasificación de los compuestos orgánicos en función de su tamaño.

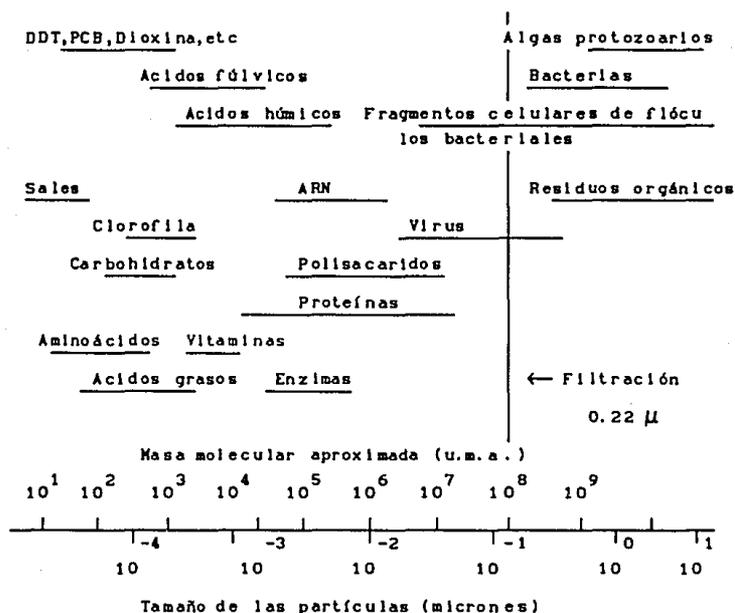


FIG. 8.2 Constituyentes orgánicos de un agua residual urbana.
FUENTE: Levine et al, 1985.

Es necesario reforzar que ésta técnica separa familias de compuestos que tienen como factor común el tamaño de las moléculas. Por lo que un procedimiento adecuado para evaluar la eficiencia de los compuestos de difícil detección podría ser el efectuar un cromatograma para separarlos y posteriormente (aplicando concentración en caso necesario), efectuar el análisis del COT por fracciones. Esto supone que previamente se conocen los tiempos de salida de los compuestos de interés.

8.1.2 Descripción de la técnica.

En la FIG. 8.3 se esquematiza el equipo prototipo que se emplea para la cromatografía en fase líquida. El diámetro de la columna es de 26 mm y evita el efecto de pared. La detección de la salida de los compuestos se realiza con un medidor de absorción en UV que caracteriza a los compuestos insaturados y por la dosificación del carbón orgánico total, COT.

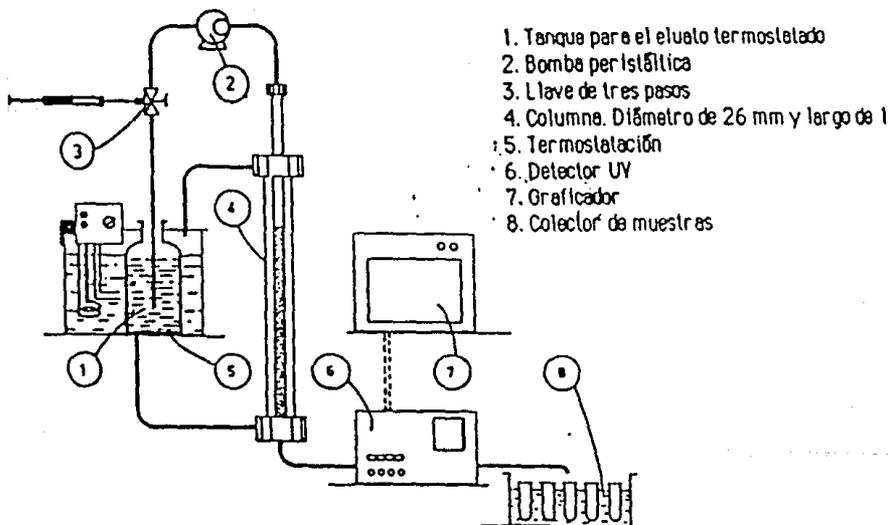


FIG 8.3 Instalación prototipo para la cromatografía

De esta forma la cromatografía en fase líquida resulta una herramienta muy útil para la optimización de un conjunto de procesos en serie. Como es el caso de la cadena de tratamiento para el reuso de los efluentes. Una aplicación similar se presenta en el trabajo de Sugira y Ono, 1987 cuya información obtenida se resume en forma esquemática en la FIG 8.4.

Este método tiene las siguientes ventajas de acuerdo con Tambo y Kanei, 1978:

- No modifica las características químicas de los compuestos contenidos en el agua.
- Permite clasificar una amplia gama de compuestos en grupos.
- Es relativamente sencilla y rápida (3 a 4 días) y de costo accesible.

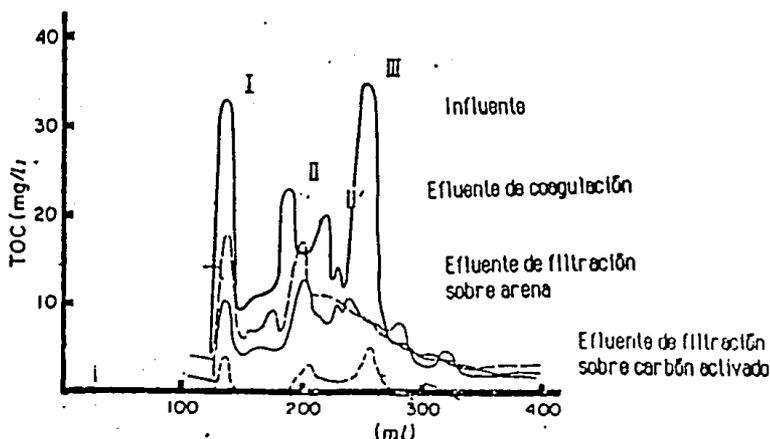


FIG 8.4 Aplicación del análisis de la cromatografía en fase líquida

8.2 Extracción con cloroformo.

Los componentes orgánicos refractarios no son eliminados en los tratamientos biológicos o en los procesos naturales de biodegradación. Como método de evaluación se emplea la extracción en cloroformo y se detecta como carbón (ECC). Estas pruebas constituyen una medida global que determina la presencia de compuestos potencialmente tóxicos (Middleton, 1960).

Como ejemplo, la aplicación de esta técnica al efluente de la Planta potabilizadora de agua residual de Denver contiene 2478 ppb de CCE comparada con 59 ppb en el agua municipal (Linstedt et al., 1971).

8.3 Cromatografía de gas.

El conocimiento de la composición de las impurezas orgánicas en el abastecimiento del agua es un factor determinante para definir su posible reuso. Algunos métodos de identificación de orgánicos en el agua han sido desarrollados gracias al progreso de las técnicas de cromatografía, específicamente la cromatografía de gas junto con la espectrometría de masa (CG-EM) o con la espectroscopia al infrarrojo con transformadas de Fourier (CG-EIRTF).

El uso de estas técnicas ha permitido identificar un gran número de compuestos orgánicos (cerca de 300). Su identificación en el agua es realizada previo aislamiento y transferencia a solventes orgánicos. La preconcentración en el solvente permite su determinación si la concentración en el agua residual es menor de 0.05 µg/L (Kawamura y Kaplan, 1983). A pesar de que el aislar los compuestos orgánicos del agua es una etapa fundamental en los procesos de identificación y cuantificación, no aseguran una completa remoción de las sustancias orgánicas del agua y el resultado depende de la naturaleza y eficiencia de extracción del método que se use (Naumczyk et al., 1989).

Otros métodos comúnmente usados se basan en la adsorción y desorción de los solventes orgánicos. Los adsorbentes generalmente empleados son: carbón activado (Naumczyk y Szpyrkowicz, 1987) y resinas sintéticas macroporosas no iónicas: Amberlita XAD-2, Amberlita XAD-4 (divinilbenceno y copolímeros de estireno), Amberlita XAD-7 (divinilbenceno y copolímeros de acrilato de éster) (Junk et al., 1974, en Naumczyk et al., 1989) y Tenax GC (2,6 difenil-p-fenilóxido polimerizado) (Leoni et al., 1976, en Naumczyk et al., 1989). Otros menos usados son: carbón granular (grafito) (Balconi et al., 1980, en Naumczyk et al., 1989), poliuretano (Nauratil et al., 1987, en Naumczyk et al., 1989), politetrafluoroetileno (Cromorb T) (Josephson et al., 1984, en Naumczyk et al., 1989) y polipropileno (Rice y Gold, 1984 et al., 1989).

Los estudios realizados por Junk et al. (1976) utilizando Amberlita XAD para la remoción de contaminantes orgánicos han dado una gran eficiencia en la eliminación de 110 componentes del agua. El solvente usado fue éter etílico y la eficiencia de extracción disminuye al aumentar la polaridad del compuesto (Naumczyk et al., 1989)

Recientemente, la prueba de carbón orgánico total (COT) fue introducida para examinar el residuo orgánico. El río Rhin agua abajo contiene 10 ppm de COT mientras que en promedio el agua tratada con carbón y filtración rápida seguida de una infiltración en el suelo contiene 4 ppm de TOC. La alta resolución de la cromatografía de gas combinada con la espectrofotometría de masa (CG-EM) comprueba este análisis y provee de información sobre los microorganismos en el agua. Más de 1000 compuestos pueden ser identificados usando estas técnicas.

9. REALIZACIONES.

Lo que este capítulo trata son los avances logrados en el mundo con respecto al tratamiento avanzado del agua tanto a nivel piloto como en escala industrial. Como se podrá apreciar, muchos países aún después de alcanzar una elevada calidad en el efluente y empleando las técnicas más modernas se resisten a utilizar el agua para consumo humano. También se observa que en general se da más importancia al reuso en riego. De esta manera, se establece que son contadas las plantas de tratamiento que se destinan para la potabilización de agua residual. En Europa, el reuso del agua se aplica en la industria (básicamente en procesos de enfriamiento) y en la agricultura. El reuso para fines que requieren una mejor calidad del agua ha sido realizado principalmente en los Estados Unidos, Japón, Arabia Saudita, Venezuela, Sur Africa y México.

9.1 Europa.

En Polonia y Alemania, se tratan las aguas residuales antes de aplicarlas al suelo, con tratamiento primario la mayor parte de ellos (Seoanez, 1978). En Alemania Federal sólo queda prohibido el riego para aguas residuales de tenerías y rastros y en el Este de Europa se excluye además la procedente de hospitales (Orta et al., 1981).

9.1.1 Francia.

Ivry, París

Es una planta potabilizadora que dadas las características del influente (contenido de agua residual) fue necesario adaptar un tratamiento avanzado. La planta de Ivry se localiza a orillas del Sena y abastece aproximadamente el 15 % del agua consumida en la ciudad de París (Montiel et al., 1989).

La FIG 9.1 muestra el nuevo diseño para la planta de Ivry que incluye:

- pretratamiento por coagulación por contacto seguido por una coagulación en filtros con adición de cloruro férrico. Las velocidades de filtración son de 8 a 10 m.h⁻¹ en la primera etapa y de 5 a 8 m.h⁻¹ en la segunda etapa;
- filtración lenta en arena a una velocidad de 5 a 10 m.día⁻¹;
- ozonación;
- filtración en carbón activado granular (CAG) con un tiempo de contacto de 6 a 15 min, dependiendo de la planta de operación;
- desinfección final con cloro o hipoclorito de sodio.

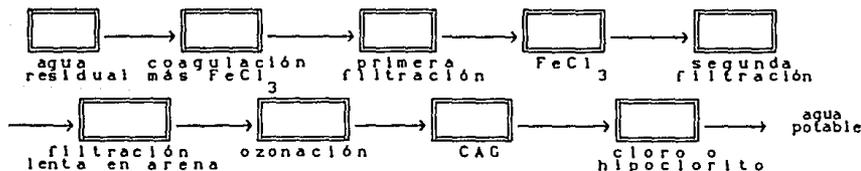


FIG 9.1 Nuevo esquema de tratamiento para Ivry.

9.1.2 Inglaterra.

Cerca de la tercera parte del abastecimiento de agua en el Reino Unido es obtenida de ríos que contienen efluentes de agua residual doméstica. Debido a ello se les somete a un tratamiento terciario para lograr la calidad adecuada. La contribución del agua residual doméstica a los ríos Trento, Támesis y Severna en 1973 se presenta en la TABLA 9.1. El río Támesis provee el 70 % del abastecimiento a Londres (Shuval, 1977).

TABLA 9.1 CONTRIBUCION DE UN EFLUENTE DOMESTICO AL FLUJO DE LOS RIOS EN EL REINO UNIDO.

	Trento	Támesis	Severna
% contenido de efluente doméstico al flujo medio.	20	14	6
% contenido de efluente doméstico al 95 % de flujo bajo.	64	97	28
% contenido de efluent industrial al flujo medio.*	11	6	1
% contenido de efluente industrial al 95 % de flujo bajo.	34	44	5

* descarga directa y en el efluente doméstico.

FUENTE: Young, 1985.

Redbring, UK

En 1967 se construyó una planta piloto basada en un proceso de micelización/demicelización (M.D.) y Microzon. Micelización es el término que se da al aumento de la turbidez producida después de la ozonación debida a la formación de micelas cargadas negativamente. La demicelización se refiere a la neutralización de la carga producida mediante la adición de pequeñas dosis de coagulantes y a la formación de microflóculos que son removidos por filtración rápida. Por otro lado, cuando el primer efecto se produce después del microfiltración, no se requiere la filtración rápida y el agua se clarifica, decolora y desinfecta con ozono (Microzon).

En el municipio de Redbrige el tren de tratamiento es el siguiente: microfiltración, ozonación (dos columnas de contacto), coagulación y filtración rápida en arena a un flujo de 2.5 L/s. La dosis de ozono máxima fue de 25 mg/L aplicada a la segunda columna y el residuo se alimenta a la primera columna a contracorriente (FIG 9.2).

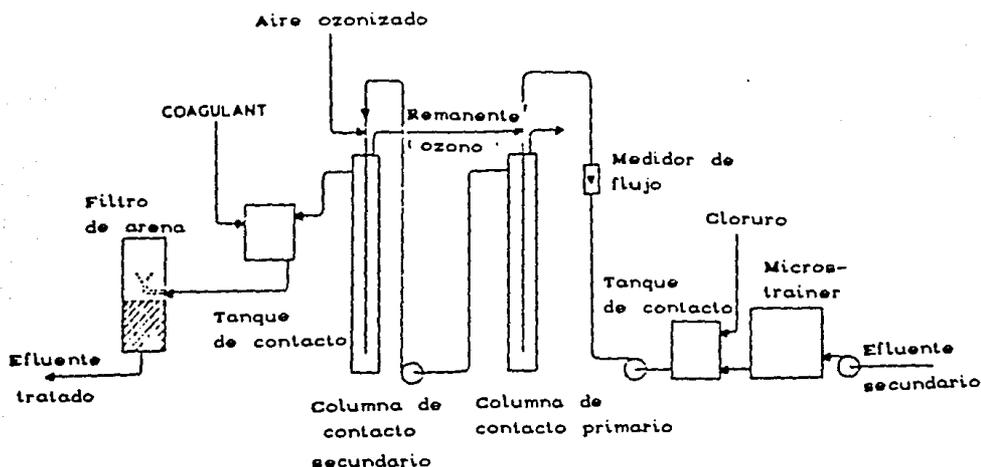


FIG 9.2 Planta piloto utilizada para tratar un efluente secundario de agua residual doméstica.

La TABLA 9.2 muestra los resultados de un análisis químico detallado al proceso M.D.

Glasgow, UK

En el Reino Unido la primera instalación industrial para recarga del acuífero fue en Glasgow, en 1860. Aproximadamente, se reinyectaron 3.5 m³/s de un efluente de agua doméstica tratada una parte de ellas en calizas y otra en arenas triásicas. Esto se efectúa como un método de disposición pero también puede ser visto como una forma de conservación de los recursos acuíferos.

Otras instalaciones analizaron diferentes sistemas como carbón activado en polvo y coagulación (Langford); carbón activado (Rye Meads); ósmosis inversa y ultrafiltración (Rye Meads) (Shuval, 1977).

TABLA 9.2 RESULTADOS PROMEDIO OBTENIDOS EN DIFERENTES ETAPAS DE TRATAMIENTO M.D. EN LA PLANTA PILOTO DE REDBRIDGE^a.

COMPOSICION	EFLUENTE			
	Efluente secundario biológico	Micro-filtración	Ozonador	Filtro rápido
Sólidos suspendidos	52	20	19	6
Sólidos totales	927	---	---	896
DBO	16	10	10	8
DQO	94	64	53	50
Valor de permanganato	17	11	8	8
Carbón orgánico	29	20	18	16
Materia de superficie activa				
Aniónica (como Manoxol OT)	1.1	1.1	0.2	0.2
No iónica (como Lissapol NX)	0.3	---	0.05	0.05
Amoniaco (como N)	4.6	4.8	5.3	5.2
Nitrito (como N)	0.4	0.4	0.03	0.01
Nitrato (como N)	25.7	25.7	25.2	26.7
Fosfato total (como P)	9.2	---	---	7.6
Ortofosfato (como P)	7.6	---	---	7.3
Dureza total (como CaCO ₃)	---	---	---	425
Cloruro	122	---	---	121
Sulfato	192	---	---	194
Color (unidades Hazen)	41 ^b	34 ^b	7.5	7
Turbiedad (UTA)	70	54	26	7
Fenol total	2.8	---	---	1.0
Temperatura	15.2	14.9	15.6	15.7
Oxígeno disuelto (% de sat.)	54	57	99	96
Conductividad (μmho/cm ³)	1125	1118	1100	1150
Indice Langelier	+0.1	---	---	+0.12
pH	7.15	---	---	7.3
Pesticidas				
α BHC	---	trazas	trazas	---
β BHC	---	0.070	0.044	---
Dieldrin	---	0.042	0.033	---
pp DDE	---	0.083	0.072	---
pp TDE	---	<0.01	<0.01	---
pp DDT	---	<0.01	<0.01	---

^a resultados expresados en mg/L, excepto donde se indica.

^b muestras filtradas a través de papel de fibra de vidrio.

FUENTE: Shuval, 1977.

9.1.3 Moscú, URSS.

En cuanto a los avances logrados en el área de reuso del agua residual la información disponible es escasa y sólo se sabe que el gobierno de Moscú ofrece a la industria un efluente terciario tratado con filtración sobre arena y desinfección 20% más barata que el agua potable.

9.2 Asia.

La disponibilidad para abastecer de agua a diversas ciudades del cercano y medio Oriente (de las zonas más áridas del planeta), ha fomentado el interés en el reuso y conservación del recurso hídrico. No obstante, las aplicaciones en potabilización han sido limitadas y sólo algunas plantas se han establecido. En parte, ello se debe a la falta de conocimiento sobre los efectos a largo plazo al usar un efluente tratado aún cuando se estime que el costo es más barato que desalar agua para abastecimiento (Arar, 1991). En esta región el uso potencial del agua residual tratada se ha enfocado a la agricultura debido a la escasez de alimento que presentan.

Excepto por un pequeño número de ciudades (ej, Jordania y en menor grado Kuwait y Arabia Saudita) la responsabilidad para el abastecimiento, tratamiento del agua residual y riego están divididos en diferentes instituciones; lo cual lleva a una coordinación inadecuada y a un uso ineficiente.

Una de las consideraciones más importantes en el reuso del agua residual son la salud y el costo de tratamiento. En los inicios de 1980 el costo unitario para tratar agua residual municipal fue de \$0.40 USD/m³ hasta nivel terciario.

9.2.1 Baharein.

Se pretende lograr para el año 2000 un abastecimiento de 2.3 m³/s tratando agua residual doméstica. Comparativamente, la disponibilidad de agua subterránea -única fuente natural- es de 3.0 m³/s.

El agua residual es una mezcla de las descargas domésticas y la infiltración del agua salada de los acuíferos en los drenajes. Tiene una salinidad de 3,000 a 10,000 ppm. El uso del agua tratada en lugar de la proveniente de acuíferos se planeó ya que logra disminuir la salinidad. En efecto en promedio disminuyó de 5300 ppm en 1983 a 3000 ppm en 1986.

El costo para tratar un efluente de agua residual doméstico, incluyendo cloración, es de \$0.04 USD/m³. Cuando se usa ozonación el costo aumenta a \$0.18 USD/m³, y si se agregan reactivos químicos o se usa ósmosis inversa, el costo es de \$0.56 USD/m³. Costos que resultan inferiores al de desalación que es de \$0.75 USD/m³. Sin duda, un factor que interviene fuertemente es que en Bahrein la energía eléctrica es barata.

La TABLA 9.3 muestra los parámetros analizados del agua para consumo humano en Bahrain (Akhter, 1991). El tratamiento es terciario con ozonación produce un agua con 2 mg/L de sólidos suspendidos y 1 mg/L de DBO. El contenido de coliformes se encuentra en un intervalo de 0 a 100/100 ml. Bajo las condiciones de Bahrain, los elementos tóxicos no representan ningún problema, ya que las fábricas responsables de generar este tipo de contaminación tratan sus efluentes antes de descargar (Arar, 1988 y 1991).

TABLA 9.3 ANALISIS QUIMICO PARA MUESTRAS DE AGUA RESIDUAL DOMESTICA TRATADA EN BAHRAIN

PARAMETROS	CALIDAD
Temperatura °C	29.2 ± 1.2
Densidad, g/mL	0.9889 ± 0.0031
pH	7.02 ± 0.2
Conductividad eléctrica	
μmho/cm	5090 ± 81
Alcalinidad, mg/L CaCO ₃	90 ± 4
Acidez, mg/L CaCO ₃	30 ± 4
Dureza, mg/L CaCO ₃	960 ± 36
CO ₂ libre, mg/L CaCO ₃	44 ± 3
Dureza como calcio, mg/L CaCO ₃	183 ± 20
Dureza como magnesio, mg/L CaCO ₃	97.5 ± 7.9
Sodio, mg/L	810 ± 64
Potasio, mg/L	39 ± 3
Sulfato, mg/L	474 ± 9
Cloruro, mg/L	2462 ± 116
NO ₂ ⁻ (N, mg/L)	0.09 ± 0.01
NH ₄ ⁺ (N, mg/L)	0.04 ± 0.002
NO ₃ ⁻ (N, mg/L)	2.04 ± 0.22
Bicarbonato, mg/L	192 ± 8
Fosfato, mg/L	0.06 ± 0.01
Floururo, mg/L	0.51 ± 0.03
Hierro, mg/L	0.04 ± 0.006
Manganeso, mg/L	0.2 ± 0.009
Sólidos disueltos totales, mg/L	6340 ± 102
Turbiedad (UTN)	1.33 ± 0.71

FUENTE: Akhter, 1991.

El uso prioritario que se dará al agua tratada es la agricultura. Si se supone un valor de 20,000 m³/año/ha las áreas que podrán ser regadas serán de 785 ha para 1990, 985 ha para 1995 y 1 826 ha para el año 2010.

9.2.2 Jordania.

La disponibilidad anual de agua superficial y de acuíferos es de 1100 millones de m³ de la cual el 70 por ciento se utiliza en riego.

La demanda total para uso doméstico e industrial aumentará en 45% en 25 años, el reuso del agua residual doméstica permitirá aumentar de 45 a 85 por ciento. Será destinada para riego liberando el agua limpia para el uso doméstico e industrial. Con ello se abarcará al 65% de la población total. Las plantas de tratamiento para 1995 tratarán un flujo de 2.0 m³/s, (Arar, 1991).

Hasta ahora no existen parámetros específicos en Jordania para el reuso pero la Ley Marcial No.2/1982 limita el uso del agua residual para la silvicultura, árboles frutales, forraje y vegetales que se cocinan antes de consumirse.

9.2.3 Kuwait.

La disponibilidad de las reservas de agua en Kuwait es muy limitada. En consecuencia, no se ha podido establecer un desarrollo agrícola suficiente y se tienen problemas de insuficiencia alimentaria. Con el fin de incrementar el área de cultivo se propuso el reuso del agua residual. Se establecieron plantas de tratamiento avanzado que producen cerca de 1.6 m³/s siendo suficiente para satisfacer la demanda agrícola (que es de 1,5 m³/s). Para el año 2000 se pretende alcanzar un flujo de 5.6 m³/s lo que permitirá extender el reuso a otros sectores (Cobham en Arar, 1991).

El reuso ha permitido aumentar el terreno de cultivo en un gran porcentaje, para fines de la década de los setentas se rehabilitaron 900 ha para la producción de forraje. En 1985, se incorporó un área de 700 ha, del total (1200 ha) que se destinaron a la alfalfa (70%), cereales (20%), vegetales (9%) y orquídeas (1%).

9.2.4 Arabia Saudita.

El reino de Arabia Saudita tiene pocos ríos y una precipitación pluvial escasa por lo que la recarga de acuíferos es limitada, a pesar de ser la principal fuente de agua. Por ello, se emplea agua residual tratada para satisfacer algunas demandas en sectores no potables. Esta utilización se estima en $3.2 \text{ m}^3/\text{s}$ y para 1990 se esperaba alcanzar $11.7 \text{ m}^3/\text{s}$. Uno de los proyectos más importantes de reuso es la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales en Riyadh.

Riyadh

Riyadh, capital de Arabia Saudita, se localiza en la parte central de las montañas de Najd. Su ubicación, junto con un incremento poblacional (en los últimos 10 años triplicó a 6 millones de habitantes) crearon una gran demanda de agua.

La Planta de Tratamiento de agua residual en Riyadh produce un efluente empleado en la industria, agricultura y riego de áreas verdes. La capacidad para 1990 fue de $2.9 \text{ m}^3/\text{s}$.

Al inicio, la planta contaba con tratamiento primario, secundario y cloración. El biológico constaba de un sistema de filtros percoladores de alta tasa con lecho de plástico, seguido por un sistema de lagunas aeradas. La planta fue provista de un tratamiento terciario de filtración con arena. El tratamiento de lodos se realiza por digestión anaerobia y secado en lechos. El lodo seco es transportado por los mismos agricultores usándolo como materia para acondicionar el suelo.

Los estándares de calidad del agua en Arabia Saudita para riego agrícola no restringido son 10 mg/L para DBOs y 10 mg/L de SS. Valores que deben compararse con la calidad del efluente (TABLA 9.4).

TABLA 9.4 COMPOSICION DEL INFLUENTE Y EFLUENTE
DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE RIYADH

Constituyentes	Concentración, mg/L	
	Influente	Efluente
Sólidos disueltos totales	1300	1200
Sólidos suspendidos	250	40
Sólidos sedimentables (ml/L)	3	ND
DBO ₅ , 20°C	250	45
DQO	450	100
Amoniaco-N	25	25
Nitrato-N	--	< 1
Fosfatos	10	7
Cloruros	180	160
Alcalinidad	240	200
Grasas	100	10
Temperatura, °C	29	27
Cloro libre disponible	0.0	0.8
Cloro residual	0.0	4.0
pH	7.3	7.4
Oxígeno disuelto	0	5
Coliformes totales	<10 ⁶ /mL	5 a 100/100mL

FUENTE: Chansler, 1990.

Taif

Taif, se localiza a 100 km del mar rojo y se caracteriza por tener un rápido crecimiento demográfico, con población variable. Las fuentes de abastecimiento son escasas por lo que se decidió construir una planta de desalación para riego de áreas verdes y lavado de vehículos automotores. Como existe el riesgo de que el agua tenga contacto con la población el efluente debe cumplir con lo siguiente:

- Ausencia de olor
- Ausencia de microorganismos patógenos
- SS < 1 mg/l
- DBO < 1 mg/l
- DQO < 15 mg/l
- SAAM < 1 mg/l
- Cloro residual suficiente para resistir el almacenamiento.

La planta de tratamiento, cuyo proceso se presenta en la FIG. 9.3 trata un caudal de $0.8 \text{ m}^3/\text{s}$. La calidad del efluente obtenido se presenta en la TABLA 9.5 (Rovel, 1987).

TABLA 9.5 CALIDAD OBTENIDA EN LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE TAIF EN ARABIA SAUDITA

Parámetros	Influente	Efluente Biológico	Efluente del carbón activado
Conductividad eléctrica, mmhos/cm	-	108	-
pH	-	-	-
Alcalinidad total como CaCO_3 mg/L	190	160	-
Dureza total como CaCO_3 mg/L	190	184	200
Fósforo total como P mg/L	-	-	-
Sulfuro como S mg/L	-	-	-
Sólidos suspendidos mg/L	4	1	0.1
Amoniaco como N mg/L	9.6	0.8	trazas
Nitritos como N mg/L	1.9	-	-
Nitratos como N mg/L	6.2	-	-
DBO mg/L	22	9.2	1.0
DQO mg/L	-	19	2.2

FUENTE: Banks, 1991.

9.2.5 Emiratos Arabes Unidos.

Desde 1976, en Adu Dhabi se emplea un efluente tratado para riego de áreas verdes municipales y jardines. El sistema fue diseñado para proveer $2.2 \text{ m}^3/\text{s}$ de agua residual a 660 000 personas. La TABLA 9.6 muestra los resultados típicos de la planta de tratamiento a nivel terciario con cloración.

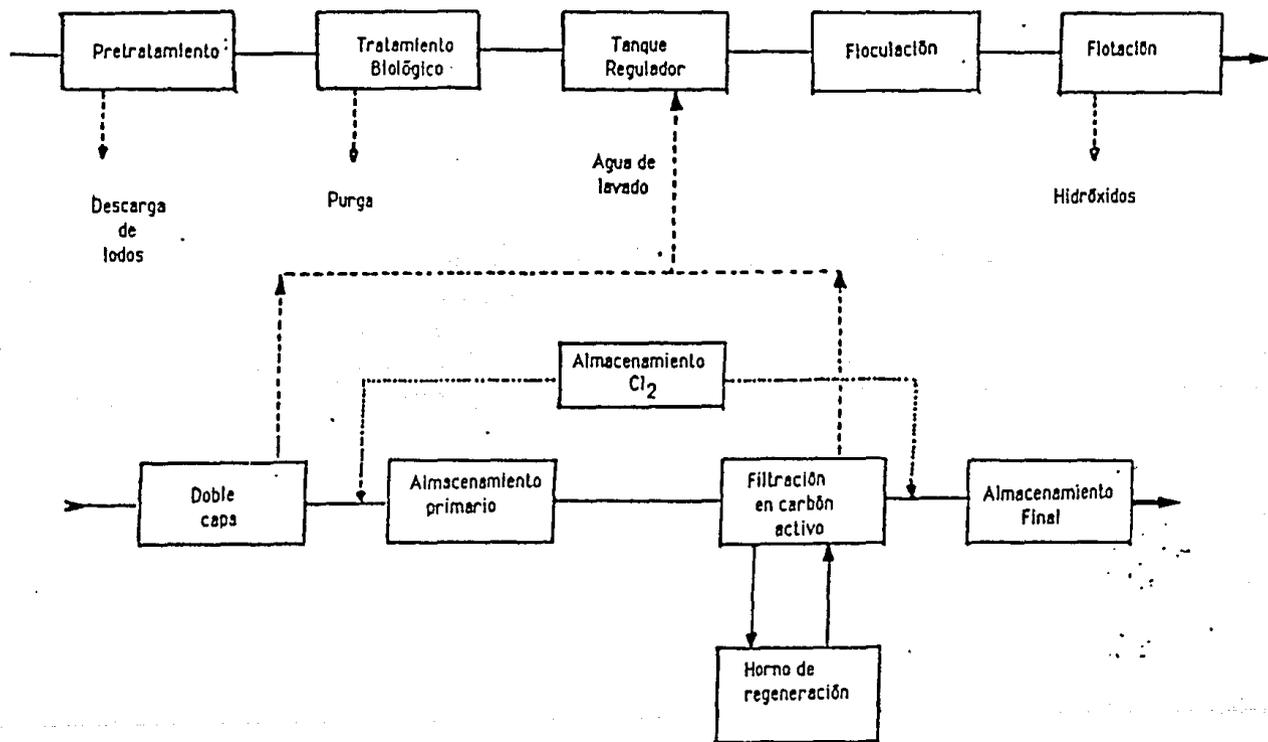


FIG 9.3 Tren de tratamiento avanzado de TAIF, Arabia Saudita.

TABLA 9.6 PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL DOMESTICA DE MAFRAQ (ABU DHABI)

Parámetro	Influente	Efluente
Conductividad eléctrica, mmhos/cm	3300	3100
pH	7.4	6.7
Alcalinidad total como CaCO ₃ mg/L	260	20
Dureza total como CaCO ₃ mg/L	360	350
Fósforo total como P mg/L	12.5	9
Sulfuro como S mg/L	41.8	ND
Sólidos suspendidos mg/L	229	1.5
Amoniaco como N mg/L	33	ND
Nitritos como N mg/L	x	ND
Nitratos como N mg/L	x	15.4
DBO mg/L	215	1.2
DQO mg/L	700	20
Permanganato (4 h) mg/L	92	1.6
Sodio mg/L	560	540
Potasio mg/L	29	28
Calcio mg/L	43.2	42
Magnesio mg/L	61.3	59.6
Hierro mg/L	3.3	ND
Cloruro mg/L	910	880
Sulfato mg/L	86	183
Detergente como Manaxol OT mg/L	23.6	0.5
Turbiedad UTN	90	1.5
Color °H	140	5
Olor	putrido	min.
Número más probable de coliformes (NMP)/100 ml		2
Dosis de cloro mg/L		14.6
Consumo de cloro kg/d		1466.6
Flujo total del efluente m ³ /s		1.3

ND: no detectable

FUENTE: Banks, 1991.

Dubai

En Dubai el efluente se usa para riego de áreas verdes. En ese lugar, una nueva planta de tratamiento fue diseñada y está siendo construida. La planta tendrá una capacidad de 2.32 m³/s para el año 2005 (Arar, 1991).

Al Ain

El efluente de planta de Al Ain se emplea para la horticultura añadiendo a un efluente secundario filtración sobre arena y cloración. El efluente empleado contiene una salinidad elevada y un carga orgánica importante (Taylor-Denner, 1987).

La TABLA 9.7 compara los principales parámetros de las instalaciones descritas.

9.2.6 Israel.

Israel es un país que se ha caracterizado por realizar un mayor esfuerzo de investigación, inversión y formación de profesionales del agua. Ello se debe a que es una región semiárida donde es primordial satisfacer las necesidades de expansión en zonas agrícolas para la producción de alimentos. El promedio de precipitación pluvial en la parte centro y noreste se encuentra entre 500 a 700 mm/año (Shuval, 1987). El reuso del agua residual es considerado como una fuente vital estimando un volumen de 420 millones de m³ para el año 2010 que representará el 19 % del abastecimiento total y cerca de la tercera parte de toda el agua destinada para el sector industrial.

Esto se ha logrado a través de una política continua de la Oficina de Comisión de Agua del Ministerio de Agricultura que da asistencia financiera y técnica a los grupos que emplean agua residual.

Todo esto se logró mediante un plan maestro que se inició en 1950, y que culminó con la construcción de una planta con filtros percoladores de alta tasa con el fin de producir agua para riego de cosechas en el Valle del Cross en Jerusalén. Las normas para reuso de aguas residuales en la agricultura fueron establecidas mediante una revisión bibliográfica de la legislación de otras ciudades. La normatividad resultante es semejante a la de California, Estados Unidos que permite el uso en la industria, riego de follaje y de cosechas que no son para consumo humano.

Las aguas residuales provenientes de las ciudades tienen una alta concentración de sales disueltas. En Israel se tiene de 50 a 100 mg.L⁻¹ de NaCl y la concentración de nitrógeno total en el efluente es cercana a 50 mg.L⁻¹. Estos últimos son convertidos biológicamente a nitratos durante la percolación. Por lo que uno de los problemas más serios está relacionado con el incremento continuo de cloruros y nitratos en el acuífero costero. En algunas áreas los niveles de nitrógeno son superiores a los límites para consumo humano (Shuval, 1987).

TABLA 9.7 CARACTERISTICAS DE LAS INSTALACIONES DE REUSO DE AGUA RESIDUAL EN EL MEDIO Y CERCANO ORIENTE.

CARACTERISTICAS	ABU DHABI (1)	DUBAI	TAIF	DOHA
Principal uso del efluente	Recreación y riego de áreas verdes.	Recreación y riego de áreas verdes.	Agricultura, riego y agua contra incendios.	Agricultura, recreación y riego de áreas verdes.
Cantidad	1.33 m ³ /s.	0.25 m ³ /s incrementando a 1.4 m ³ /s.	0.23 m ³ /s incrementando a 0.77 m ³ /s	0.77 m ³ /s
Almacenamiento	83 000 m ³ y centro de distribución.	Elevado a 4 ML creciendo a 10 ML con una fuente principal de 30 ML.	Elevado a 20 000 m ³ fuente principal de 100 000 m ³	Elevado a 9 000 m ³ fuente principal de 10 000 m ³
Distribución	Por tuberías longitud total 110 km; incluyen 50 km de 220 mm ϕ + 600 mm ϕ . De 20 a 25 tanques con muchas boquillas de aspersión.	Por tuberías longitud total 200 km + 1 000 km laterales 10 000 rociadores 80 000 spray 3 000 km de líneas de riego por goteo y 14 tanques.	Líneas de transmisión, riego por goteo y rociadores.	Líneas de transmisión, laterales en ambos lados de los campos y medios, rociadores con 15 centros pivote que sirven a 42.5 ha cada uno.
Calidad	Efluente terciario clorado.	Efluente parte secundario y parte terciario clorados.	Efluente tratado clorado, más terciario.	Efluente terciario clorado.
Procesos	Lodos activados + filtros rápidos de arena.	Lodos activados, filtros biológicos y filtros rápidos.	Lodos activados, filtros rápidos de medio múltiple y columnas de carbón activado.	Lodos activados, filtros biológicos y filtros rápidos.
Carga del efluente abastecido	Libre	Libre	Libre	Libre
Carga para abastecer agua potable	Doméstica: Dh. 50/mes por casa. Aproximadamente US\$ 1.0/m ³ .	Doméstica: Dh. 0.015/galón. Aproximadamente US\$ 1.4/m ³ .	Doméstica vía red de alcantarillado SR 0.3/m ³ . SR 3/m ³ por tanques. Aproximadamente US\$ de 0.1 a 1/m ³	Doméstica: QR 4.4/m ³ . Aproximadamente US\$ 1.2/m ³ .

- (1) solamente el Municipio de Abu Dhabi.
(2) también como agua contra incendios.

FUENTE: Banks, 1991.

El objetivo próximo de las autoridades en Israel es utilizar el 80 por ciento del flujo total de agua residual para riego en el año 2 000 (Shuval, 1987). En Israel el reuso completo del agua residual es ya una meta establecida. Actualmente, se emplea el 30 % de esta básicamente en agricultura, (Falkenmark, 1987).

Zona Dan

El proyecto de tratamiento de agua residual en Dan promueve el tratamiento avanzado del agua residual de origen municipal para uso en el área metropolitana de Tel Aviv y el reuso indirecto de efluentes para recarga de acuíferos artificiales.

El agua residual que trata esta planta es principalmente de tipo doméstico y proviene de las ciudades Halon y Bat-Yam combinada con la zona industrial del sur de Tel Aviv-Jaffra (Zona de Baasa).

El abastecimiento estacional y anual es acompañado por un esquema de reuso del agua residual ofreciendo un flujo de 2.5 m³/s. Las 3/4 partes del agua residual se tratan por medio de un sistema biológico en lagunas de oxidación, el proceso involucra un sistema moderno de lodos activados de una etapa con nitrificación/desnitrificación con una capacidad de 1.9 m³/s y, la cuarta parte restante pasa por un tratamiento que consiste en (Shelef, 1977)

- 1.- Lagunas de estabilización con recirculación interna.
- 2.- Tratamiento químico con cal en exceso
- 3.- Desorción de amoníaco
- 4.- Recarbonatación en dos etapas
- 5.- Desinfección y
- 6.- Filtración lenta con arena.

El efluente secundario es rico en algas y oxígeno y es mezclado con el agua residual antes de entrar a la primera laguna de aeración. Las lagunas de estabilización remueven sólidos sedimentables, arena, espuma, sólidos suspendidos, materia orgánica soluble, nitrógeno y algunos metales pesados. El efluente generalmente tiene un color verde, debido al gran contenido de algas. El tiempo de retención varía entre 7.5 y 13.5 días.

El efluente obtenido cumple con los requerimientos más estrictos de riego pudiéndose usar para diferentes tipos de suelos y en cosechas de frutas, vegetales, flores y forraje.

9.2.7 Japón.

En 1930 Japón inició un fuerte crecimiento económico que en 1960 se tradujo en un acelerado aumento de la población. En promedio, las ciudades crecieron a razón de 600,000 habitantes por año dando por resultado que el 40% de la población total de Japón (122 millones) ocupe sólo el 10% del área disponible. Asimismo, el desarrollo intensivo resultó en un fuerte deterioro del medio ambiente y en un incremento de la necesidad de agua. Las fuentes de abastecimiento de agua en Japón son las siguientes:

- a) Precipitación. La precipitación promedio anual es un quinto del promedio mundial, este problema se agrava por el hecho de que la lluvia se concentra en un periodo muy corto que comprende los meses de junio y julio y la época de tifones (agosto y septiembre).
- b) Acuíferos. A pesar de que la calidad del agua es muy buena el hecho de que los acuíferos sólo ocupen el 0.25% del área ha hecho que se limite la explotación por la necesidad de bombeo para su transporte.
- c) Agua de mar. La desalación en Japón no es rentable frente a otras fuentes de abastecimiento.

Por ello, en Japón se ha seguido una línea de reuso intensivo basado en lo siguiente:

- Reglamentación estricta de los efluentes industriales y de las plantas de tratamiento.
- Promoción el tratamiento a nivel de las casas-habitación.
- Establecimiento de normas más estrictas de purificación.
- Planificación del desarrollo urbano.
- Legislación de la contaminación de origen químico.

Actualmente, aunque el problema de los desechos líquidos está regulado por la legislación el 60% de los efluentes domésticos son arrojados al medio ambiente sin tratamiento. Así el 55% de la contaminación se debe a los desechos domésticos (en Tokyo el 73% de los desechos son tratados y el promedio nacional es únicamente 34%).

Inicialmente el uso del agua residual tratada se limitó a propósitos industriales, pero a partir de 1986 se utilizaron en la agricultura y reemplazo del agua de ríos (2 m³/s), etc. En la TABLA 9.8 (Taylor y Denner, 1987) se muestra el empleo del agua de reuso en 373 industrias.

TABLA 9.8 EMPLEO DEL AGUA EN LA INDUSTRIA EN JAPON

APLICACION	VOLUMEN m ³ /s	%
Enfriamiento	0.60	50.7
Lavado y enjuague	0.36	30.4
Proceso	0.15	12.1
Varios	0.07	5.5
Acondicionamiento de aire	0.007	0.6
Materia prima	6.9X10 ⁻³	0.6
Calderas	4.0X10 ⁻⁴	0.1
TOTAL	1.20	100.0

FUENTE: Taylor y Denner , 1987

Tokio

Tokio es la ciudad con mayor número de edificios presentando una elevada demanda de agua. Tal es el caso del área de Kanto donde está el 75.4 % del total de construcciones (se estiman que existen 844 edificios). En 1974, el gobierno Metropolitano de Tokio desarrolló criterios para fomentar la recirculación del agua residual en edificios.

Los principales usuarios que utilizan este sistema se muestran en la TABLA 9.9.

TABLA 9.9 EDIFICIOS QUE USAN AGUA RESIDUAL EN JAPON.

TIPO	PORCENTAJE
Escuelas	18
Oficinas	17
Salones públicos	9
Industrias	8
Hoteles	4
Otros (residencias, etc.)	44
Total	100

FUENTE: Okun, 1990.

Las plantas de tratamiento son construidas "in situ", y el efluente es usado para los sanitarios. En un inicio se empleo un tratamiento biológico seguido por filtración rápida sobre arena. Posteriormente, se introdujo procesos de separación utilizando la ultrafiltración directamente en el agua residual y un proceso de membrana para separar los lodos activados, instalado al final del tanque de sedimentación, este es actualmente el sistema más popular. La desinfección se realiza por cloración. La FIG 9.4 muestra el tratamiento seguido para el reuso en un complejo departamental en 1981.

Adicionalmente el agua de lluvia es colectada y almacenada también para su reuso. Se pasa a través de un filtro rápido de arena antes de ser introducida a la línea de abastecimiento.

Así, el sistema de abastecimiento es de tipo dual, es decir con agua "limpia", para consumo humano. La introducción de este sistema ha disminuido la cantidad de agua limpia la cual en promedio es de 1.30 m³/s para el proyecto. Comparativamente el suministro total en Japón y Tokio para 1985 fue de 475.2 m³/s y de 54.6 m³/s respectivamente. El reuso se limita a aquellos donde el contacto humano es indirecto (TABLA 9.10).

TABLA 9.10 USOS DEL AGUA RESIDUAL TRATADA EN SISTEMAS DUALES DE JAPON.

USO	PORCENTAJE
Lavado de sanitarios	37
Agua de enfriamiento	9
Riego de áreas verdes	15
Lavado de autos	7
Lavado de pisos	16
Aumento del flujo	6
Otros	10
Total	100

FUENTE: Okun, 1990.

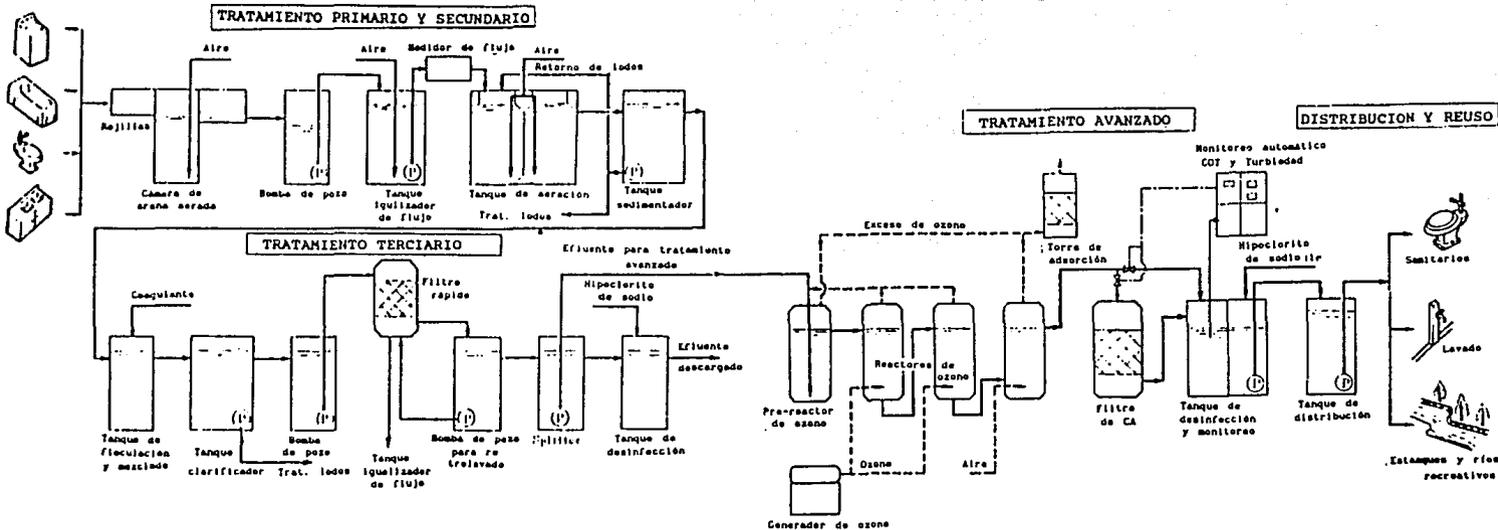


FIG 9.4 Diagrama del sistema de tratamiento del agua residual "in situ" en un complejo departamental en Japón.

9.2.8 Singapur.

El tratamiento del agua residual doméstica para usos industriales se ha practicado en este país desde 1960. Más del 90% de la Isla (25 millones de habitantes) cuenta con una red de alcantarillado. El volumen de agua residual colectada es de 9.26 m³/s y es tratado mediante lodos activados.

El agua residual es descargada al océano pero una parte es interceptada filtrada y clorada en plantas con capacidad de 0.5 m³/s para abastecimiento de áreas industriales y 12 complejos departamentales con más de 25 000 residentes para sanitarios (Okun, 1990). También, el Departamento de Parques y Recreación utiliza el agua tratada para riego de árboles y áreas verdes (Chin y Ong, 1991). Así mismo, en esta ciudad se ha estudiado el uso en mezclas para concreto con muy buenos resultados (Tay y Yip, 1987).

Como política, el gobierno ofreció incentivos como la reducción del pago de impuestos a aquellos que utilicen el agua tratada principalmente en el sector industrial y comercial (Taylor y Denner, 1987).

Jurong Industrial

Jurong es una ciudad industrial cuya planta de tratamiento tiene una capacidad de 0.52 m³/s de la cual solamente 0.29 m³/s son reusados en sanitarios, lavado de pisos y torres de enfriamiento. Sus usuarios son la industria papelera, textil, química, de plásticos, del caucho y de acero.

El tratamiento incluye adsorción sobre carbón activado-filtración o filtración sobre arena-filtración, seguido por un sistema de ósmosis inversa para desalar e intercambio iónico con zeolitas. La ozonación se aplica en la etapa de pretratamiento para inhibir el crecimiento biológico y promover la coagulación y floculación de sólidos suspendidos en el tanque del agua residual. La planta se instaló con un costo de \$500 000 USD y el costo para la producción de un metro cúbico de agua es de \$1.76 USD (Chin y Ong, 1991).

En la TABLA 9.11 se presenta la lista de procesos empleados.

TABLA 9.11 LISTA DE PROCESOS EMPLEADOS EN
LA PLANTA DE JURONG

Tratamiento convencional

Pretratamiento
ozonación
coagulación con sulfato de aluminio
clarificación
filtración rápida sobre medio mixto
intercambio iónico
ósmosis inversa
ozonación

La TABLA 9.12 muestra las características del agua tratada en Jurong Industrial.

TABLA 9.12 CARACTERISTICAS DEL AGUA DE JURONG INDUSTRIAL.

PARAMETROS	CONCENTRACION*
Color, HU	15 - 25
Turbiedad, UTJ	1 - 2
DBO	1.5 - 3.5
DQO	30 - 40
Oxígeno disuelto	5 - 6
Amoniaco libre como N	12 - 20
Amoniaco albuminoide como N	0 - 8
Nitrito como N	0 - 0.4
Nitrato como N	0 - 1.7
pH	7.2 - 7.4
Sólidos suspendidos	1.5 - 3.5
Sólidos totales	350 - 920
Cloruro	95 - 375
Fluoruro	0.5 - 0.6
Fosfato como P	0 - 3.5
Sodio como Na	100 - 127
Potasio como K	10 - 17
Dureza total como CaCO ₃	70 - 80
Alcalinidad total como CaCO ₃	110 - 135
Detergente como LAS	0.1 - 0.3

* las unidades se dan en mg/L, excepto donde se indica.

FUENTE. Chin y Ong, 1991.

9.2.9 India.

Bombay

El reuso del agua residual municipal en industrias u otros fines es practicado principalmente en Bombay, donde el abastecimiento por medio de acuíferos no es posible. En 1970 se instaló la primera planta de tratamiento terciario con una capacidad de 0.06 m³/s. El proceso consiste de cribado, tanque de aeración, coagulación-floculación, sedimentación, y filtración rápida con arena. Una parte del filtrado es bombeado hacia los ablandadores y el resto es reusado con fines municipales. Cerca del 15 % del agua ablandada (40 mg/L) pasa por una unidad desmineralizadora y se usa como alimento para calderas (FIG 9.5).

Así, cerca del 90% del agua residual es convertida en agua para reuso. En 1974, la planta tuvo un costo de \$700,000 USD. Además cuenta con un diseño para expandir su capacidad a 0.12 m³/s.

Maharashtra

En esta región de sequía extrema se emplea con éxito un sistema de recarga artificial de acuíferos a partir de la lluvia a escala familiar que ha permitido el desarrollo económico de la zona (Falkenmark, 1989).

9.3 Africa.

Debido a la escasez del agua y a las fluctuaciones pluviométricas interanuales Africa es un territorio con gran carencia de agua. Además por la falta de educación muchas de las ciudades tienen un acceso limitado a la tecnología avanzada y apoyan su poca industrialización en el transporte de agua en gran escala más que en políticas de reuso.

La demanda urbana e industrial de agua constituye del 30 al 45 % del total y representa una posibilidad substancial de agua de reuso.

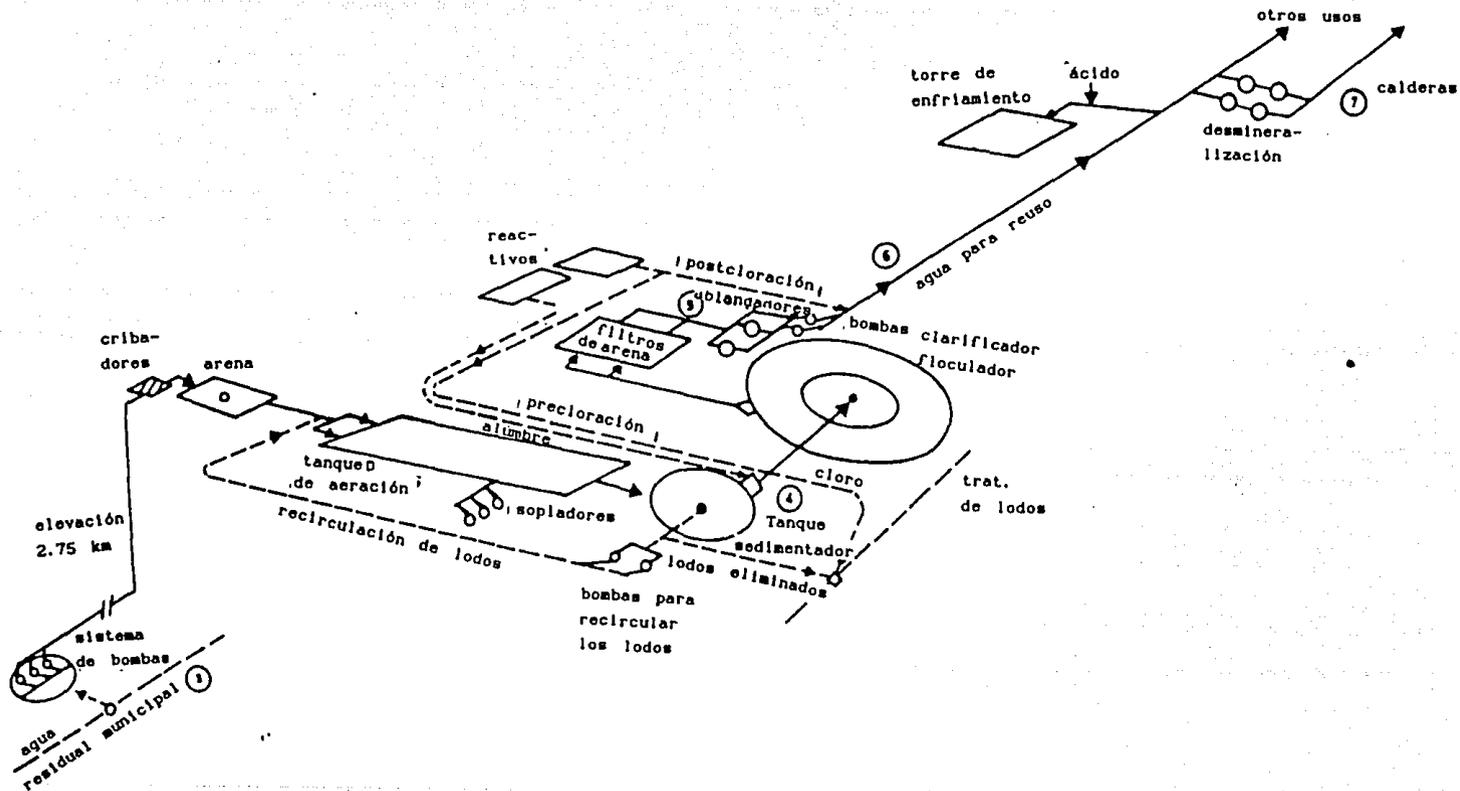


FIG 9.5 Diagrama de flujo de la planta de tratamiento en Bombay, India.

9.3.1 Africa del Sur y Namibia.

Africa del Sur es un país pobremente dotado de acuíferos. El 85 % del abastecimiento depende de agua superficial que es objeto de grandes pérdidas por evaporación (del orden del 91%). El promedio anual de lluvia es de 480 mm, que comparado con el promedio mundial de 860 mm da una idea de la crítica situación del país. Dado lo anterior el reuso con fines industrial, agrícola, y municipal directo e indirecto, constituye una parte fundamental del manejo del agua en la ciudad.

Para el reuso directo del agua residual doméstica tratada, la búsqueda se enfocó en procesos con unidades económicas y eficientes para cada situación en específico. De esta forma, construyó la planta de tratamiento en Pretoria.

Windhoek y Pretoria

La instalación de la planta en Windhoek y Pretoria son los primeros ejemplos en el abastecimiento de agua potable con agua residual. En un inicio, esta práctica fue la causa de grandes epidemias como la del cólera asiática y la tifoidea (Van Vuuren et al, 1970).

Windhoek, capital de Namibia es un ejemplo de reuso directo de agua, que se dió a final de los años sesenta al presentarse una fuerte demanda. El influente proviene de estanques de maduración. El tratamiento consiste en coagulación con cal, flotación, desorción de amoniaco con aire, recarbonatación, filtración, fraccionamiento de espumas y adsorción sobre carbón activado. El efluente es mezclado con el agua de abastecimiento en una proporción de un tercio. La planta tiene una capacidad nominal de 0.05 m³/s.

Para la década de los setenta, después de los avances obtenidos en la planta de Windhoke, se llevó acabo la construcción de la planta de tratamiento de Dasspoort en Pretoria con una capacidad de 0.052 m³/s. En esta planta se combinan procesos biológicos y fisicoquímicos en la forma siguiente:

- Nitrificación/desnitrificación
- Remoción de fósforo
- Desorción de amoniaco
- Fraccionamiento de espuma
- Recarbonatación
- Adsorción sobre CAG
- Desinfección empleando cloro, ozono y UV.

9.4 América.

9.4.1 Estados Unidos.

La precipitación promedio es suficiente para abastecer la mayor parte de la nación. Sin embargo, la explosión demográfica y el aumento industrial han hecho necesario el empleo de fuentes de abastecimiento no convencionales. En Estados Unidos se practica desde 1955 el reuso de agua tratada en riego de parques, terrenos de golf y jardines públicos o privados así como para la creación o recarga de lagos. Su alto grado de industrialización le permite emplear tecnologías avanzadas. En este renglón cabe destacar la importancia a nivel mundial de los adelantos logrados en cuanto al reuso.

De esta manera, existen grandes plantas de tratamiento que incluyen tratamientos avanzados y que garantizan una alta calidad y confiabilidad. Además, la posibilidad de tener una fuente alterna que satisfaga las necesidades agrícolas, municipales, industriales, hace que surja la necesidad de expandir el reuso del agua con vista al siglo veintiuno, en todas las ciudades del país.

A continuación se presentan los principales proyectos de tratamiento avanzado.

Taulatin, Oregon.

Es una planta de tratamiento terciario para un efluente de residuos domésticos e industriales. Se estableció en la Ciudad de Taulatin, Oregon en 1968. La planta consiste en aeración extendida seguida de un tratamiento fisicoquímico terciario. Al efluente aerado se le añade alumbre en la forma de $Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$ y un polielectrolito aniónico (Cianamida 836A) para remover los SS y P remanente. La planta fue diseñada de 0.013 L/s y el flujo que entra al tratamiento terciario es de 4 L/s. La TABLA 9.13 muestra las variables de operación del sistema (Thompson y Dosal, 1972).

TABLA 9.13 VARIABLES DE OPERACION TERCIARIA.

Gasto, L/s	4.7	7.0	8.9	12.0
Dosis de sulfato de aluminio, mg/L	0	100	125	155
Polielectrolito, mg/L	180	210	240	
Pre-sedimentador	0	0.5	1.0	1.5
	2.0			
Pre-filtro	0	0.03	0.06	0.1

FUENTE: Tompson y Dosal, 1972.

La frecuencia de distribuciones para concentraciones de SS (FIG.9.6) y DBOs (FIG.9.7) indica la capacidad de remoción de este tratamiento.

Las operaciones que lo componen son:

- Clarificador tubular localizado dentro del tanque de aeración.
- Cajas para mantener el flujo constante.
- Flocculador (con un tiempo de retención de 15 min y una velocidad de flujo de 0.02 m/s).
- Separador de sólidos tubular.
- Filtro de gravedad con medio mixto.
- Tanque almacenador de agua para lavado y sistema de cloración.
- Tanque de decantación.
- Tanques de almacenamiento de reactivos químicos y de polímeros.
- Tanque de almacenamiento.
- Mezclador rápido de efluentes.

Cuenca de Occoquan.

Un ejemplo del reuso indirecto es la cuenca de Occoquan cuya planta se localiza en la ciudad de Fairfax, VA y provee de agua potable a los suburbios de Washington, D.C. Esta planta se construyó para controlar problemas de eutroficación del embalse de Occoquan así como los de sabor y olor en el agua potabilizada.

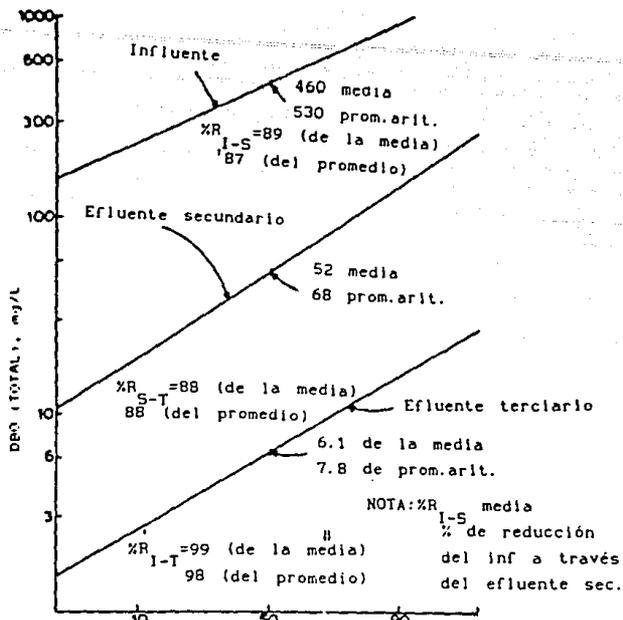


FIG 9.6 Distribución geométrica de la DBO5.

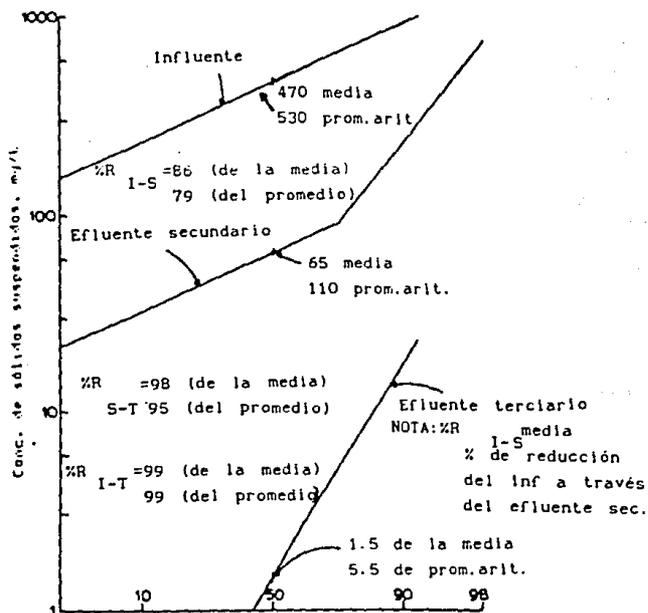


FIG 9.7 Distribución geométrica de sólidos suspendidos.

El lago de Occoquan tiene una capacidad de 37.093 millones de m^3 y abastece a más de 660,000 habitantes. En 1960 las descargas de agua residual deterioraron la calidad de los depósitos. La planta se diseñó con una capacidad de 0.66 m^3/s y comenzó a operar en 1978. La facilidad de su funcionamiento permitió el incremento de la capacidad a 1.2 m^3/s y se planea una futura expansión a 2.4 m^3/s . Los costos de operación para el tratamiento del agua residual convencional y avanzado son \$0.22 USD/ m^3 y \$0.36 USD/ m^3 , respectivamente (Miller, 1990).

El esquema de tratamiento propuesto se presenta en la TABLA 9.14.

TABLA 9.14 TRATAMIENTO DE LA PLANTA DE LA CUENCA DE OCCOQUAN

<i>Tratamiento del agua</i>	
-	Sedimentación primaria
-	Lodos activados completamente mezclados
-	Coagulación con cal
-	Recarbonatación en dos etapas con decantación intermedia
-	Filtración sobre lecho mixto
-	Intercambio iónico (remoción de nitrógeno)
-	Cloración para la remoción del amoniaco en trazas
-	Adsorción sobre carbón granular
-	Cloración
-	Osmosis Inversa
-	Almacenamiento
<i>Tratamiento de lodos</i>	
-	Incineración
-	Recuperación de cal
-	Regeneración del carbono
-	Recuperación del empaque de intercambio iónico.

El sistema de ósmosis inversa esta diseñado para operar en paralelo con las columnas de carbón activado.

California

California se sitúa en el suroeste de los EUA. Tiene una población de 22'794,000 habitantes. Se divide en dos grandes regiones. La primera incluye la Sierra Nevada, el Gran Valle de California, que comprende el Valle de Sacramento y el de San Joaquín, atravesados por los ríos del mismo nombre, y la cadena litoral del Coast Range. La segunda, se compone del Valle Death, el desierto de Mojave y Colorado y una parte del Coast Range.

En el sur de California experimenta un aumento poblacional en desacuerdo con las potencialidades de abastecimiento por lo que este estado se ha distinguido por el desarrollo de programas de reuso.

La optimación del abastecimiento local es una necesidad crítica en la zona semiárida al sureste de California, la cual presenta una precipitación media anual menor a 380 mm. La posibilidad de abastecimiento mediante acuíferos ha disminuido por la contaminación industrial, intrusión de agua de mar y/o sequía.

Aproximadamente las dos terceras partes del abastecimiento es importado por medio de tres acueductos con una longitud de 300 a 800 km. La capacidad de reparto de cada acueducto esta sujeto a factores legales, políticos, operacionales y climatológicos.

Dadas las características climatológicas de esta región la vegetación es muy diversa, y ofrece gran variedad en la producción agrícola y ganadera. El desarrollo industrial es muy importante y se basa en centrales termoeléctricas, una atómica, refinerías, químicas, textil, caucho y papel, etc. Taylor y Denner, 1987, encontraron que compañías como la del El Paso Products (debido a la escasez de agua) paga el tratamiento del agua residual de la ciudad de Odesa por el sólo hecho de poder emplearla.

Condado de Orange

La capacidad de la planta de tratamiento secundario es $0.66 \text{ m}^3/\text{s}$ y el agua producida (TABLA 9.15) es mezclada con agua de mar desalada para obtener un efluente con bajo contenido de sólidos disueltos que es inyectado al acuífero para evitar la intrusión salina. Después de un tiempo de almacenamiento esta agua es nuevamente empleada en potabilización. En la Cd. de Orange la recarga del acuífero se realiza por inyección directa.

Esta planta trata el efluente de un filtro percolador mediante

- coagulación con cal (remoción del fósforo),
- desorción de amoníaco,
- recarbonatación en dos etapas,
- filtración sobre medio mixto,
- adsorción sobre carbón activado,
- ósmosis inversa y,
- cloración.

TABLA 9.15 CALIDAD DEL AGUA REQUERIDA PARA LA INYECCION EN LOS ACUIFEROS DE CALIFORNIA.

Conductividad	900 μ mhos/cm
pH	6.5 to 8.0
Amonio	10
Sodio	110
Dureza total como CaCO_3)	220
Sulfatos	125
Cloruros	120
Nitrógeno total, como N	10
Fluoruros	0.8
Boro	0.5
SAAM	0.5
Cromo hexavalente	0.5
Cadmio	0.01
Selenio	0.01
Fenol	0.001
Cobre	1.0
Plomo	0.05
Mercurio	0.005
Arsénico	0.05
Hierro	0.3
Manganeso	0.05
Bario	1.0
Plata	0.05
Cianuro	0.2

San Joaquín

El Valle de San Joaquín, California representa una de las áreas agrícolas más productivas que requiere un abastecimiento importante de agua para riego.

En 1979 el Department of Water Resources inició una investigación (Smith et al., 1982) sobre la factibilidad técnica y económica para el tratamiento del agua residual mediante una serie de lagunas aeradas, filtración rápida con arena, ablandamiento mediante intercambio iónico y desalación por ósmosis inversa. En el proceso la salmuera eliminada rica en sulfato de calcio, se usa para regenerar las resinas de intercambio iónico.

El sistema propuesto minimiza la producción de lodos, y por lo tanto los requerimientos de reactivos químicos y energía. El agua producida es el 90 % del agua que entra.

El sistema biológico consiste de 30 lagunas aeradas con una capacidad de $0.07 \text{ m}^3/\text{s}$, además cuenta con un reactor clarificador de lecho de lodos con flujo de $0.02 \text{ m}^3/\text{s}$ utilizando sales de calcio, fierro y aluminio. Se utilizaron tres tipos de filtros medio dual, lecho profundo y lecho vibrador. El sistema se dividió en cuatro compartimientos para probar la operación bajo diferentes condiciones. Los filtros se alimentan de las lagunas aeradas y del reactor clarificador. Para la remoción de calcio, se implementaron dos sistemas de intercambio iónico cada uno con capacidad de $0.09 \text{ m}^3/\text{s}$ con recuperación de la salmuera. En cuanto al sistema de ósmosis inversa se construyó para operar en tres etapas y es de baja presión (FIG 9.8).

San Diego

En esta región se ha dado gran importancia a los trabajos de tratamiento utilizando procesos de acuicultura, especialmente el uso del lirio acuático, con la finalidad de potabilizar el agua residual de origen doméstico.

Razón por la cual, cuenta con una planta de tratamiento con flujo de 1.3 L/s en la que el agua con tratamiento previo (cribado) se hace pasar a través de seis tanques con lirio acuático. El efluente es filtrado y pasa por un sistema de ósmosis inversa. Finalmente es desinfectado y actualmente se usa como agua para riego de césped, y en un futuro se pretende darle otro uso.

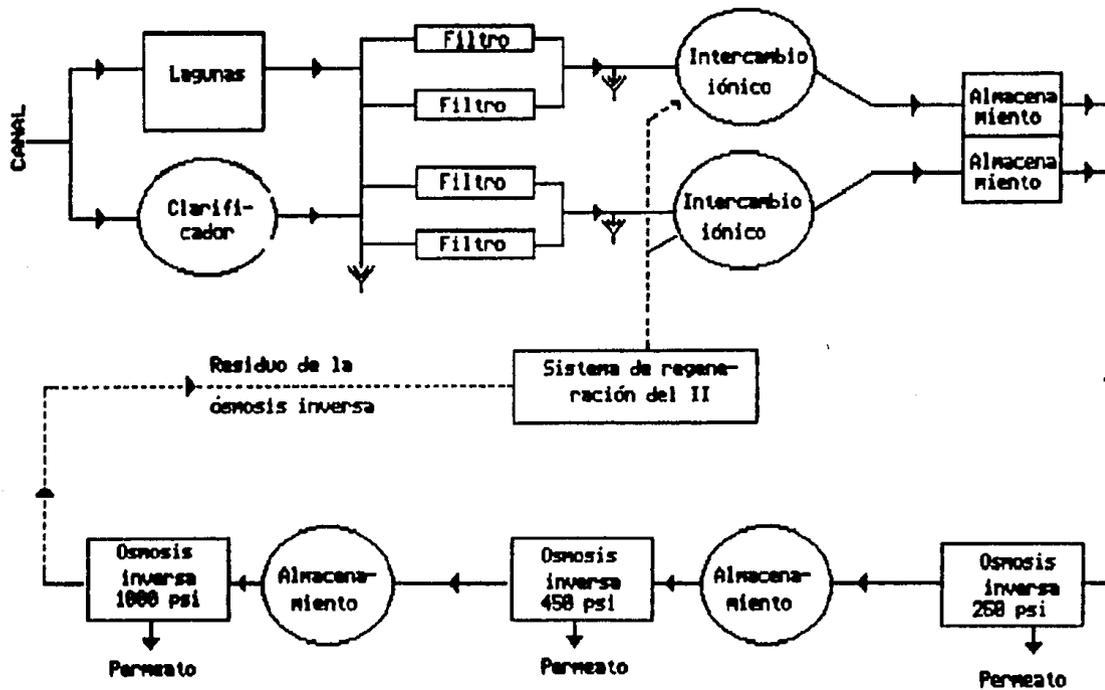


FIG 9.8 Diagrama de flujo de los procesos de tratamiento en San Joaquín, Cal.

Bahía de Tahoe -Indian.

La planta de tratamiento de South Lake Tahoe, California fue la primera planta de tratamiento avanzado en EUA. Su operación se inició en 1968. Emplea varios procesos químicos para la remoción del fósforo, filtración en lecho mixto y adsorción sobre carbón activado y ozonación. También es pionera en materia de regeneración de carbón, recuperación de cal y desorción de amoníaco con aire. La calidad promedio del efluente obtenido se presenta en la TABLA 9.16.

TABLA 9.16 COMPOSICION DEL EFLUENTE DE LA BAHIA DE TAHOE INDIAN

DBO, mg/L	0.7
DQO, mg/L	9.0
SS, mg/L	0
Fósforo, mg/L	0.06
SAAM, mg/L	0.15
Turbiedad, JTU	0.6
Coliformes, nmp/100 ml	< 2

El Paso, Texas.

El proyecto de Mejoramiento de Agua desarrollado en esta región es un ejemplo importante del reuso indirecto de agua con calidad potable. El reuso consiste en reinyección en el acuífero, del Hueco Bolson, el cual abastece a la ciudad del Paso, Texas. Se inyectaron $0.18 \text{ m}^3/\text{s}$ por medio de pozos y para 1989 se esperaba aumenta a $0.30 \text{ m}^3/\text{s}$. La TABLA 9.17 muestra el tren de tratamiento previsto.

TABLA 9.17 TRATAMIENTO AVANZADO PARA LA RECARGA DE ACUIFEROS EN EL PASO, TEXAS.

- Sistema de dos etapas de torres de carbón activado en polvo (PACT), eliminando carbón, nitrógeno y orgánicos en trazas; adición de cal en exceso;
- Recarbonatación en dos etapas;
- Filtración en arena;
- Ozonación y
- Filtración en carbón activado granular.

El efluente final es retenido en tanques de almacenamiento durante 8 horas para un análisis y debe cumplir con los estándares de potabilidad antes de la inyección (Nichols, 1988).

Lebanon, Ohio.

Se estudiaron sistemas de ósmosis inversa y electrodiálisis con fines de potabilización.

El flujo utilizado fue de $0.002 \text{ m}^3/\text{s}$ con una eficiencia del orden de 90 a 95%, eliminando el 96% de sólidos disueltos totales y el color y turbiedad se removieron totalmente. La DBO fue reducida en un intervalo de 8 a 26 ppm a 1 ppm y los nitratos y amoníaco del 70 y 90 % respectivamente.

Planta piloto de potabilización de Denver.

Es el sistema más completo y avanzado del mundo. Rogers et al (1987) iniciaron sus trabajos en 1968 por medio de una revisión bibliográfica que duró diez años durante la cual identificaron los procesos que intervienen. La planta piloto consiste de 12 técnicas que involucran el empleo de 21 procesos unitarios. Entre los métodos utilizados se encuentran clarificación, recarbonatación, filtración a presión, intercambio iónico para remoción del amoníaco con clinoptilolita, primera etapa de adsorción sobre carbón activado, ozonación, segunda etapa de adsorción sobre carbón activado, ósmosis inversa, desorción con aire y

desinfección con óxido de cloro (FIG 9.9). Los procesos que sirven de apoyo son la regeneración del empaque para el intercambio iónico, recuperación del amoniaco de la solución absorbente, lecho fluidificado para la reactivación del carbón activado y sistemas para producción de reactivos. El gasto nominal es de 44 L/s el cual disminuye a 4.4 L/s después de la primera etapa de adsorción. El agua producida es vendida para su empleo en fines no potables.

La planta inició su operación con parte de los procesos en enero de 1984. La operación completa se inició hasta octubre de 1985. A continuación se describe con mayor detalle las condiciones de operación de los principales procesos que intervienen.

Coagulación

La mezcla rápida se efectúa a un pH de 11.2, con adición de 477 mg/L de cal; posteriormente, en el mezclado también se añade cloruro férrico ($FeCl_3$) a razón de 17 mg/L. La remoción lograda es de 36 al 59%, para un influente de entre 6 y 9 mg/L de COT.

Unidad de adsorción

El tiempo de retención es de 34.5 min que corresponde a una carga superficial de 4.1 L/m^2 . La columna fue diseñada para funcionar tanto en sentido ascendente como descendente pero, cuando se operó en sentido ascendente se tuvo una pérdida del empaque por el efluente que alteraba el funcionamiento de los procesos subsiguientes (ozonación y cloración). Por ello, se decidió operar la columna únicamente de manera descendente, a pesar de tener una pérdida de carga mayor.

La remoción obtenida en este proceso varía de 90% al inicio de la corrida hasta 55% al final con un COT promedio en el influente de 7.8 mg/L.

Oxidación

Durante la oxidación no se detectó remoción de carbón orgánico con dosis de $15 \text{ mgO}_3/\text{L}$, probablemente debido a que sólo ocurrió una modificación de la composición química del efluente.

Adsorción

El tiempo de retención de la segunda etapa de adsorción es de 43 min para una carga superficial de $4.2 \text{ L/m}^2\text{s}$. La remoción de COT es de 80% al inicio de la operación y desciende hasta 59% para la primera fase y 72% para la segunda.

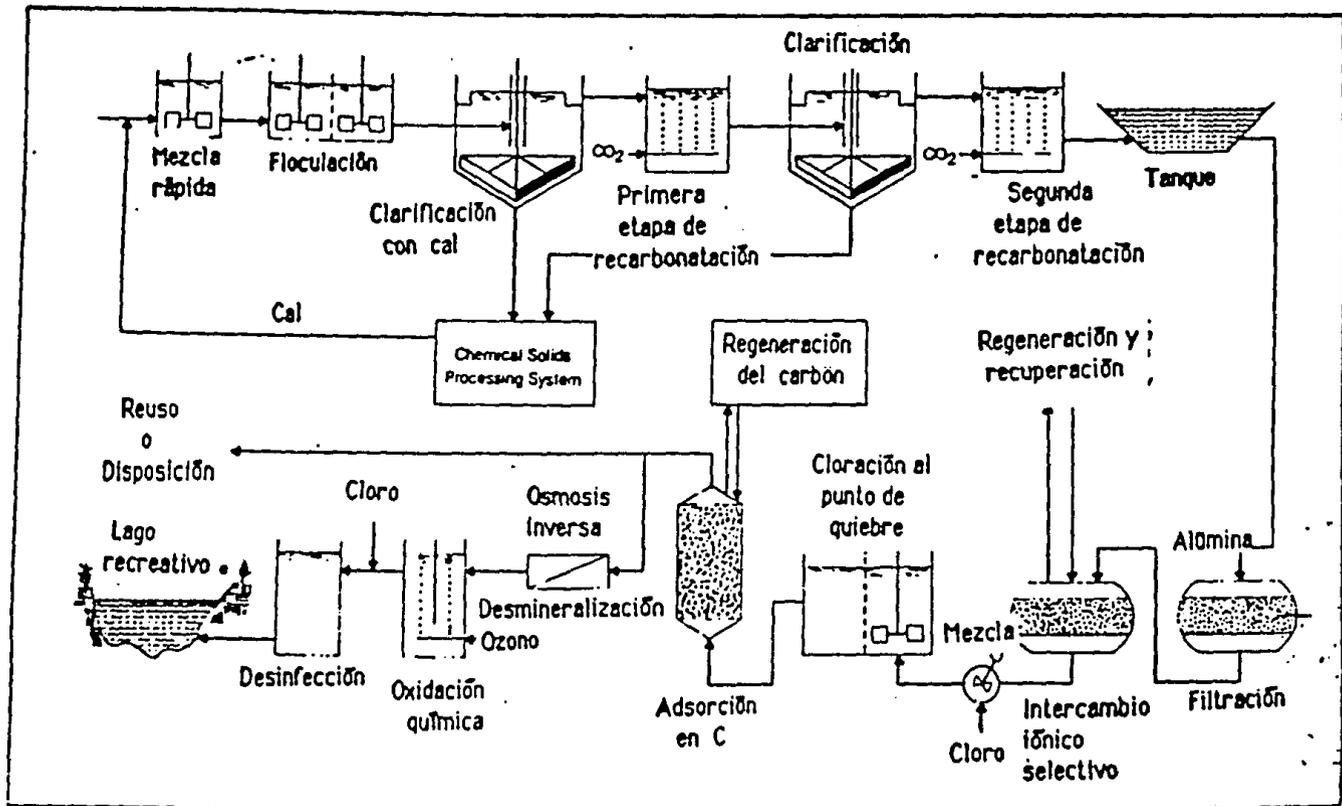


FIG 9.9 Tren de tratamiento de la planta potabilizadora de agua residual de Denver.

Osmosis inversa

Es el tratamiento previo a la desinfección. El influente es acidificado con ácido hipocloroso hasta un pH de 5.8 para evitar la deposición del carbón. Se añade hexametáfosfato de sodio como inhibidor de la precipitación. Se incluye una etapa de desorción con aire para elevar el pH del agua y favorecer la remoción de los ácidos orgánicos volátiles.

Las membranas empleadas son de poliamida en forma de espiral. El sistema se operó a una recuperación de 88% y coeficiente de rechazo de 95% (en función de la conductividad). La presión de alimentación varía entre 20 y 300 psi.

Metodología analítica empleada para la evaluación del proceso

Otro de los objetivos del proyecto de la planta de Denver es obtener información sobre los tipos de compuestos que se encuentran en el agua tratada, sus concentraciones y su clasificación a la entrada como a la salida de cada uno de los procesos. Por ello, se emplearon tanto medidas globales como la determinación de compuestos específicos cuya selección se basó en que

- sean tóxicos
- hayan sido observados en alguna de las etapas del tratamiento
- hayan sido observados con frecuencia o en concentraciones elevadas.

Los compuestos determinados se listan en la TABLA 9.18.

TABLA 9.18 COMPUESTOS SELECCIONADOS PARA EL
CONTROL DE LA CALIDAD DE LA PLANTA
PILOTO DE DENVER.

1,1 Dicloroetano*
trans 1,2 Dicloroetileno*
Cloroformo
1,1 Tricloroetano*
1,2 Dicloroetano*
Benceno
Tetracloruro de carbono*
Tricloroetileno
1,2 Dicloropropano*
Bromodiclorometano*
cis-1,3 Dicloropropeno
trans-1,3 Dicloropropeno
Tolueno
1,1,2 Tricloroetano*
Dibromoclorometano*
Tetracloroetileno
Clorobenceno
m,p-Xileno
Etilbenceno*
Bromoformo
o-Xileno
1,1,2,2 Tetracloroetano*
m-Diclorobenceno*
p-Diclorobenceno*
o-Diclorobenceno
Trans-Decalin
cis-decalin

* compuestos prioritarios de la EPA

De estos dos fueron encontrados en una concentración cercana a 1 $\mu\text{g/L}$ en el efluente del agua tratada. En cambio, resultó que el agua potable de Denver tiene tres compuestos en concentraciones superiores a 1 $\mu\text{g/L}$. En ambos casos, ninguno de los compuestos rebasó los criterios de potabilización. Como no se esperaba este resultado se procedió a comparar el efluente con otras 15 aguas potables y en todos los casos se tuvo que contenían un mayor número de compuestos orgánicos sintéticos en comparación con el agua tratada. Más aún, contenían indicadores de que habían sido ya utilizadas (presencia de metabolitos o medicamentos). Así, basados en los compuestos seleccionados, el agua producida resultó de mejor calidad que la potable. En la TABLA 9.19 se ilustra lo anterior. La TABLA 9.20 muestra la distribución del dinero para la implementación de la planta.

TABLA 9.19 CANTIDAD DE COMPUESTOS IDENTIFICADOS EN EL EFLUENTE SECUNDARIO, AGUA TRATADA Y POTABLE DE DENVER.

M U E S T R A	COMPUESTOS IDENTIFICADOS			
	Total	10-50* g/L	1-10* g/L	<1* g/L
Efluentes secundarios	216	35	27	154
Agua tratada	30	1	4	25
Agua potable de Denver	32	1	7	24

TABLA 9.20 PROGRAMA DE FINANCIAMIENTO PARA EL ESTUDIO DE LA REUTILIZACION DEL AGUA RESIDUAL EN CONSUMO HUMANO DE DENVER

FASE	Gobierno del Estado de Denver	EPA	Costo total
	(Millones de dólares)		
Diseño	0.97	0.35	1.32
Construcción	13.95	4.15	18.10
Operación y mantenimiento	4.28	0.60	4.88
Análisis	2.34	0.75	3.09
Estudios de toxicología	1.30	1.20	2.50
TOTAL	22.84 (76.5%)	7.05 (23.6%)	29.89 (100%)

9.4.2 Latinoamérica.

El reuso del agua residual en riego es una práctica muy antigua en varias ciudades de América Latina, a pesar de ello no se efectúa en forma planeada ni se regula para garantizar la salud de los agricultores y consumidores.

El incremento poblacional e industrial en estas zonas ocasiona un conflicto con el recurso. En vista de ello, en algunos países del área se ha empezado a considerar la utilización del agua residual en otros sectores socioeconómicos. Entre los países que cuentan con plantas de tratamiento se avanzado sólo destacan México y Venezuela.

9.4.2.1 Venezuela.

El área de Carbón se localiza en la costa norte de Venezuela en una zona árida (menos de 200 mm de lluvia al año). Tiene una alta demanda de agua debido a la actividad petrolera de extracción y refinado (315 000 barriles/d). Tanto el agua potable como la industrial provienen de presas localizadas a 150 km. Para abastecer la demanda futura de agua para riego de áreas verdes y para la industria se decidió reservar el agua de mejor calidad para el consumo humano, reusar el agua residual en irrigación y usar el agua de mar o residual para la industria.

Por ello, se construyó una planta piloto que fue operada durante nueve meses y a partir de la cual se obtuvieron los datos para diseñar una planta prototipo. Las características del efluente se muestran en la TABLA 9.21. Mediante la experimentación se encontró que el agua residual tratada resulta menos cara que la desalación del agua de mar (20% menos, sobre la inversión inicial y 30% sobre la operación).

9.4.2.2 México.

En México el reuso del agua residual sin tratar se da desde inicios del siglo, enfocándolo (al igual que otros países) en riego agrícola. La agricultura, que sigue siendo primordial para los países subdesarrollados, encuentra además en este reuso la aportación de elementos fertilizantes.

El problema del agua en la República Mexicana se torna con el tiempo un factor determinante para el desarrollo de los sectores productivos. Los casos más dramáticos se refieren a las grandes ciudades donde se suma la necesidad de agua para la población.

Además, en el país contrasta la desigualdad de servicios mientras que en el Distrito Federal el 73 % de la población dispone del servicio de agua potable en el Valle del Mezquital más de 30 comunidades indígenas se abastecen de las aguas negras provenientes del emisor central.

Actualmente, la descarga de aguas residuales proveniente de los centros urbanos corresponde a un gasto de $110 \text{ m}^3/\text{s}$, de los cuales corresponden a la ciudad de México $44 \text{ m}^3/\text{s}$, a Monterrey $6.5 \text{ m}^3/\text{s}$ y a Guadalajara $8.2 \text{ m}^3/\text{s}$. Esto representa el 32% generado a nivel nacional.

Las cifras disponibles señalan que un 30 % de la población total del país no cuenta con abastecimiento mediante un sistema formal de agua potable y que un 51%, no dispone de servicio de alcantarillado. En los últimos años la infraestructura en materia de tratamiento de aguas residuales ha aumentado considerablemente. De acuerdo a un inventario reciente se identificaron 361 plantas de tratamientos municipales, con una capacidad global instalada de $30 \text{ m}^3/\text{s}$.

No obstante el área metropolitana será la que tenga mayores problemas por falta de agua. En 1987, la demanda de agua fue de $63 \text{ m}^3/\text{s}$ y se espera aumente a $92 \text{ m}^3/\text{s}$ para el año 2000. El 66% de la demanda total es cubierta por acuíferos, el agua importada de cuencas vecinas representa un 25% y, el resto se obtiene de los sistemas de colección locales de agua superficial ($3 \text{ m}^3/\text{s}$) y del reuso de las plantas de aguas residuales ($2 \text{ m}^3/\text{s}$) (Espino et al., 1987).

En los municipios, actualmente se utiliza agua residual tratada en forma incipiente para riego de parques y jardines y en el llenado de lagos artificiales para fines recreativos, como son los lagos de Chapultepec, San Juan de Aragón, Xochimilco y Texcoco. En la Ciudad de México se tiene un aprovechamiento de $2 \text{ m}^3/\text{s}$ para satisfacer este tipo de demanda y 200 L/s en la Ciudad de Monterrey, N.L. En la zona turística de Cancún se generan actualmente 110 L/s de agua residual tratada para la inyección al subsuelo.

TABLA 9.21 PLANTA PILOTO DE CARDON VENEZUELA

PARAMETRO	Influente	Efluente F1	Efluente F2	Efluente Cloración	Permeado O1	Agua Desmine- ralizado
pH	7.6	10.3	5.3	4.8	4.6	
p-alcalinidad, °F	0.0	5.0	0.0	0.0	0.0	
m-alcalinidad, °F	20.2	9.5	0.8	0.6		
TH, °F	18.3	14.4			<1	
Ca ⁺⁺ , °F	9.2	10.5	12.2	12.2	<0.2	<5 ppb
Mg ⁺⁺ , °F	9.1	2.9			<0.2	
SAS ⁺⁺ , °F	52.5			64.5	<3	
Cl ⁻ , °F	38.0			46.0	<2	
PO ₄ ³⁻ , mg/l	11.0	4.2	4.0	2.5	<0.1	
NH ₄ , mg/l	1.5	1.3	1.3	1.1	<0.5	
COD, mg/l	28.0	15	10	9	<1	
Cl ₂ libre, mg/l	0.12	0.08	0.5	<0.04		
Cl ₂ total, mg/l	0.38	0.23	1.1	<0.04		
F ⁻ , mg/l	0.6	0.6	0.6			
Al ³⁺ , mg/l	0.05	1.0	<0.1			
SiO ₂ , mg/l	18.0	8.0	7.5	<1	<0.02	
Conductividad, MS			1400 a 1700	1400 a 1700	<60	<0.2
Indice de rechazo			0.8-2.7	0.6-2.5	<0.5	
SS, mg/l	12.0	1.0	<0.1			

Plantas de tratamiento avanzado.

En 1982 la Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica del Departamento del Distrito Federal (DGCOH) desarrolló un plan maestro para el tratamiento y reuso del agua residual. Las primeras acciones tomadas a este respecto consisten en el diseño y construcción, en 1983, de dos plantas piloto de tratamiento. La primera para estudiar la potabilización de un acuífero contaminado, y la segunda, para el tratamiento avanzado de un efluente secundario.

Planta piloto de Santa María.

Se localiza en el municipio de Santa María Aztahuacán, donde el acuífero local contiene altas concentraciones de sales inorgánicas, principalmente bicarbonato de sodio, calcio, magnesio, cloruro, sulfuro, nitrógeno amoniacal, hierro, compuestos orgánicos, turbidez y color (TABLA 9.22).

Se tuvo un esquema básico con dos líneas de tratamiento, una dependiente de la ósmosis inversa para la remoción de materia desagradable, y la otra consistente en una serie de procesos fisicoquímicos (con algún biológico).

El sistema de ósmosis inversa tiene una capacidad de producción de 0.2 L/s, con un factor de recuperación de 35%. Consiste de cuatro membranas de acetato de celulosa en espiral de 0.10 cm de longitud y 10.2 mm de diámetro en tubos bajo presión en serie. El agua es alimentada a las membranas directamente de un pozo. Se evita la aeración para prever la precipitación del hierro, magnesio y sulfuro. El efluente obtenido muestra la calidad requerida para inyectarla en las líneas de agua de la ciudad.

El proceso fisicoquímico consiste en el siguiente tren de tratamiento:

- Aeración. Se usa para contrarrestar la demanda inmediata de oxígeno, reducir la demanda de ozono en los procesos siguientes, remover compuestos orgánicos y precipitar algunos compuestos por reducción.
- Pre-ozonación. La dosis es de 2 mg/L, y se usa como ayuda de la filtración, oxidante y promotor de la bio-adsorción y bio-oxidación en los siguientes procesos.
- Filtración. El medio se compone de antracita (40 cm) y arena (30 cm), con una rapidez de flujo de 11 m/h.

TABLA 9.22 CALIDAD DEL INFLUENTE Y CRITERIOS PARA AGUA DE CONSUMO HUMANO

PARAMETRO	AGUA DE ACUIFERO	AGUA RESIDUAL	AGUA * TRATADA
CONCENTRACION EN $\mu\text{G/L}$			
pH	7.70	7.40	7 a 9
Color (u Pt/co)	20	39	5
Turbiedad (UTN)	10	6	5
Alcalinidad total (CaCO_3)	600	282	600
Dureza como calcio (CaCO_3)	107	77	250
Dureza como magnesio (CaCO_3)	155	135	125
Sólidos totales	1320	708	500
Sólidos disueltos totales	1100	543	500
Sólidos disueltos fijos	800	374	500
Sólidos disueltos volátiles	220	169	10
Sólidos suspendidos totales	40	165	1
Sólidos suspendidos fijos	20	62	---
Sólidos suspendidos volátiles	20	103	---
Conductividad ($\mu\text{mhos/cm}$)	3050	---	---
DBO soluble	8	34	2.50
DQO soluble	40	101	4
P- PO_4	---	4	---
Nitrógeno como amoníaco	2.25	8.97	0.50
Nitrógeno como nitratos	5	7	10
SAAM	0.10	4.24	0.50
Aceites y grasas	---	20	---
Sodio	222	105	100
Potasio	21	22	100
Hierro	0.20	1.35	0.30
Manganeso	0.20	0.06	0.05
Boro	---	2.33	---
Cadmio	0.006	.002	0.01
Cobre	0.10	---	1
Arsénico	0.005	.033	0.05
Mercurio	0.003	.006	0.002
Plomo	0.03	.048	0.05
Cromo	0.008	0.08	0.05
Zinc	0.02	---	5
Selenio	0.001	---	0.01
Sulfuros	1.20	---	0.05
Cloruros	167	62	250
Sulfatos	27	---	250
Coliformes (NMP/100 mL)	5	8.7E+7	1
CONCENTRACION EN $\mu\text{G/L}$			
Aromáticos halogenados			
Clorobenceno	19	ND	488
1,2-diclorobenceno	ND	53	---
1,3-diclorobenceno	247	105	400
1,4-diclorobenceno	2.42	ND	---
1,2,4-triclorobenceno	6.08	1.2	---
1,2-dicloropropano	ND	5.3	---
Hexaclorobenceno	2.20	ND	---
Cloruro de metilo	ND	7.4	---

TABLA 9.22 CONTINUACION

PARAMETRO	AGUA DE ACUIFERO	AGUA RESIDUAL	AGUA * TRATADA
CONCENTRACION EN $\mu\text{G/L}$			
Alifáticos halogenados			
Cloroformo	19	182	1.9
Bromoformo	16	ND	---
1,1-dicloroetano	ND	32	---
1,2-dicloroetano	ND	163	9.4
1,1,1-tricloroetano	ND	208	18400
Diclorobromoetano	23	5.80	1.9
Diclorodibromoetano	10	ND	1.9
Hexacloroetano	4.25	24	19
Hedxaclorobutadieno	1.93	48	4.47
Hexaclorociclopentadieno	3.61	1.50	206
1,1-dicloroetileno	ND	36	---
1,1,2-tricloroetano	ND	66	6
Triclorofluorometano	ND	2.20	---
Tetracloroetileno	ND	27.6	8
Tricloroetileno	ND	51	27
Cloruro de vinilo	ND	3.90	20
Tetracloruro de carbono	ND	4.60	4
Aromáticos			
Benceno	4.75	150	6.60
Etilbenceno	23	ND	1400
Tolueno	ND	46	---
Aromáticos polinucleares			
Naftaleno	13	4.10	0.028
Fluoreno	44	5.80	0.028
Criseno	319	1470	0.028
Pireno	1.09	55	0.028
Penantreno	26	53	0.028
Antraceno	21	1480	0.028
Benzo(a)antraceno	53	45	0.028
Benzo(k)fluoranteno	6.82	5.50	0.028
Benzo(b)fluoranteno	ND	5.40	0.028
Acenaftileno	2.16	3.30	0.028
Acenafteno	7.01	5.60	20
2-cloronaftaleno	4.91	2060	0.028
Eteres halogenados			
éter fenil,4-clorofenil	2.64	5.50	---
éter bis(2-cloroetil)	2.64	1.10	0.30
éter fenil,4-bromofenil	1.55	1.50	---
éter bis(2-cloroisopropil)	1.21	15.6	34.7
Compuestos nitrogenados alifáticos			
N-nitrosodimetilamina	18	1.40	0.01

TABLA 9.22 CONTINUACION

PARAMETRO	AGUA DE ACUIFERO	AGUA RESIDUAL	AGUA * TRATADA
CONCENTRACION EN $\mu\text{G/L}$			
Compuestos nitrogenados aromáticos			
Nitrobenceno	180	1.30	19800
2,4-dinitrotolueno	10	552	1.10
2,6-dinitrotolueno	155	57	---
Bencidina	57	88	1200
1,2-difenilhidrazina	2.03	2.50	0.42
N-nitrosodifenilamina	5.96	4.70	49
2-nitrofenol	19	13	---
4-nitrofenol	1.06	270	---
2,4-dinitrofenol	748	543	70
2,6-dinitro-o-cresol	156	7090	13.4
3,3-diclorobencidina	7.87	17	0.103
Fenoles			
Fenol	2.30	5.10	3500
2,4-dimetilfenol	1.59	19	400
Fenoles clorados			
Pentaclorofenol	11	280	1010
p-cloro,m-cresol	4.29	38	---
2-clorofenol	3.56	390	0.1
2,4-diclorofenol	47	50	3090
2,4,6-triclorofenol	13	18	12
Ftalatos			
Bis(2-etilhexil) ftalato	1.22	44	15000
Di-n-octil ftalato	1.02	26	---
Butil bencil ftalato	1.44	27	---
Dimetil ftalato	ND	20	313
Di-n-butyl ftalato	ND	14	34000
Otros compuestos			
Fluoranteno	2.48	27	42
Trihalometanos	73	ND	---
Isoforona	1.70	3450	5200
BHC (α , β , γ , δ)	ND	1.40	---
Heptaclo	ND	1.30	0.002
Toxafeno	ND	1.20	0.007
Compuestos orgánicos totales	2,414	19,447	

ND: No detectado.

* Criterios tomados de "Quality Criteria for Water", Office of Water Regulations and Standards, EPA (1986).

FUENTE: Espino, Vazquez y Flores, 1987.

- Adsorción sobre carbón. Para control de orgánicos remanentes y color. La rapidez es de 12.3 m/h a través de dos lechos de 1.8 m en serie de 8*30 del carbón mineral.

- Ozonación. Se presenta al final como desinfectante.

Se obtuvo como conclusión, que el tren de tratamiento fisicoquímico por si solo, no produce un agua con la calidad adecuada para uso potable dada la alta concentración de sólidos suspendidos, pero al mezclarla con un agua dulce se puede inyectar en el sistema de abastecimiento de la ciudad.

La TABLA 9.23 muestra la calidad del efluente obtenido.

TABLA 9.23 CALIDAD DEL EFLUENTE EN LA PLANTA PILOTO DE SANTA MARIA AZTACUACAN (SAM).

PARAMETRO	INFLUENTE POZO No.4	CRITERIO DE CALIDAD	PERMEATO DE LA OSMOSIS INV	EFLUENTE FISICO- QUIMICO
			*	**
Color (U Pt-Co)	44	5	0	11
Turbiedad (UTN)	20	5	<0.1	2
DQO soluble	36	4	6	21
N-NH ₃	2.3	0.50	1	0.10
Fierro	0.42	0.30	0.11	0.07
Manganeso	0.37	0.05	0.04	0.11
Sodio como CaCO ₃	1224	217	226	---
Calcio como CaCO ₃	123	114	4	114
Magnesio como CaCO ₃	364	186	5	404
Alcalinidad como CaCO ₃	876	---	77	844
Cloruros como CaCO ₃	445	352	122	---
Coliformes (NMP/100 mL)	2	1	1	---
Sólidos disueltos totales	2240	500	300e	2260
Sólidos suspendidos totales	20	1	0	8

Las concentraciones son en mg/L, excepto donde se indica otra unidad.

* Antes de la descarbonatación.

** Después del carbón activado, antes de la desinfección.

ND No detectado.

FUENTE: Espino, Vazquez y Flores, 1987.

Planta piloto del Cerro de la Estrella.

La planta de tratamiento situada en el Cerro de la Estrella tiene una capacidad de 2 m³/s y es la más grande de la ciudad. El efluente es usado para el riego de parques y como reemplazo del agua en los canales de Xochimilco.

Existe en esta planta un producto piloto de tratamiento avanzado conocido como DETAAR (Diseño Experimental para el Tratamiento Avanzado del Agua Residual) que trata 0.5 L/s. Se consideraron dos trenes de tratamiento, uno basado en la ósmosis inversa y el segundo en un proceso fisicoquímico.

* El sistema de ósmosis inversa, usa membranas fabricadas de poliamida. Antes de la unidad de ósmosis inversa el efluente secundario se trata para la remoción de SAAM en una unidad de flotación y se filtra a través de un lecho de antracita y arena (TABLA 9.24).

* El tratamiento fisicoquímico incluye los siguientes procesos:

- 1.- Remoción de SAAM en una columna de flotación.
- 2.- Floculación-sedimentación.
- 3.- Columnas para desorción de amoníaco.
- 4.- Recarbonatación con CO₂.
- 5.- Filtros de gravedad con medio de antracita y arena.
- 6.- Adsorción sobre carbón activado.
- 7.- Ozonación.
- 8.- Cloración.

El tren de tratamiento fisicoquímico puede producir agua para la inyección directa en acuíferos, de esta forma se puede considerar apropiado para el desarrollo de una planta destinada a usos potables del agua residual.

TABLA 9.24 CALIDAD DEL EFLUENTE EN LA PLANTA PILOTO DE AGUA RESIDUAL DETAAR.

PARAMETRO	INFLUENTE POZO No.4	CRITERIO DE CALIDAD	PERMEATO DE LA OSMOSIS INV	EFLUENTE FISICO- QUIMICO
			*	**
Color (U Pt-Co)	39	5	4	9
Turbiedad (UTN)	--	5	0.6	1
DBO soluble	34	2.5	2	2
DQO soluble	101	4	7	16
P-PO ₄	4.0	0.15	0.50	0.90
N-NH ₃	9.0	0.50	0.40	1
SAAM	4.2	0.50	0	0.20
Fierro	1.35	0.30	ND	0.07
Cromo	0.08	0.05	ND	ND
Coliformes (NMP/100 mL)	8.7E+7	1	ND	ND
Conductividad ($\mu\text{m/cm}$)	--	1250	18	5400

Las concentraciones son en mg/L, excepto donde se indica otra unidad.

* Antes de la descarbonatación.

** Después del carbón activado, antes de la desinfección.

ND No detectado.

FUENTE: Espino, Vazquez y Flores, 1987.

Planta de Iztapalapa.

Basándose en los resultados experimentales de las dos plantas anteriores, se diseñó una planta de tratamiento con la capacidad para tratar 300 L/s para el efluente secundario de la planta "Cerro de la Estrella". Consta de dos líneas de tratamiento paralelas e independientes de 150 L/s cada una. Una de las líneas involucra el proceso de ósmosis inversa, y la otra una serie de procesos fisicoquímicos (FIG 9.10).

Las principales características físicas de la planta son:

A. Planta de Osmosis Inversa

1. Unidad de flotación; se mantiene una relación volumétrica aire/agua de 5.2 con un tiempo de contacto promedio de 27 min.
2. Filtración a presión; el lecho filtrante es mixto formado por antracita (45 cm) y arena (25 cm), con adición opcional de aluminio y polímeros.
3. Osmosis inversa con membranas de mediana presión (420 psi) de acetato de celulosa con una recuperación de permeado del 84 %.
4. Desinfección con cloro gaseoso.

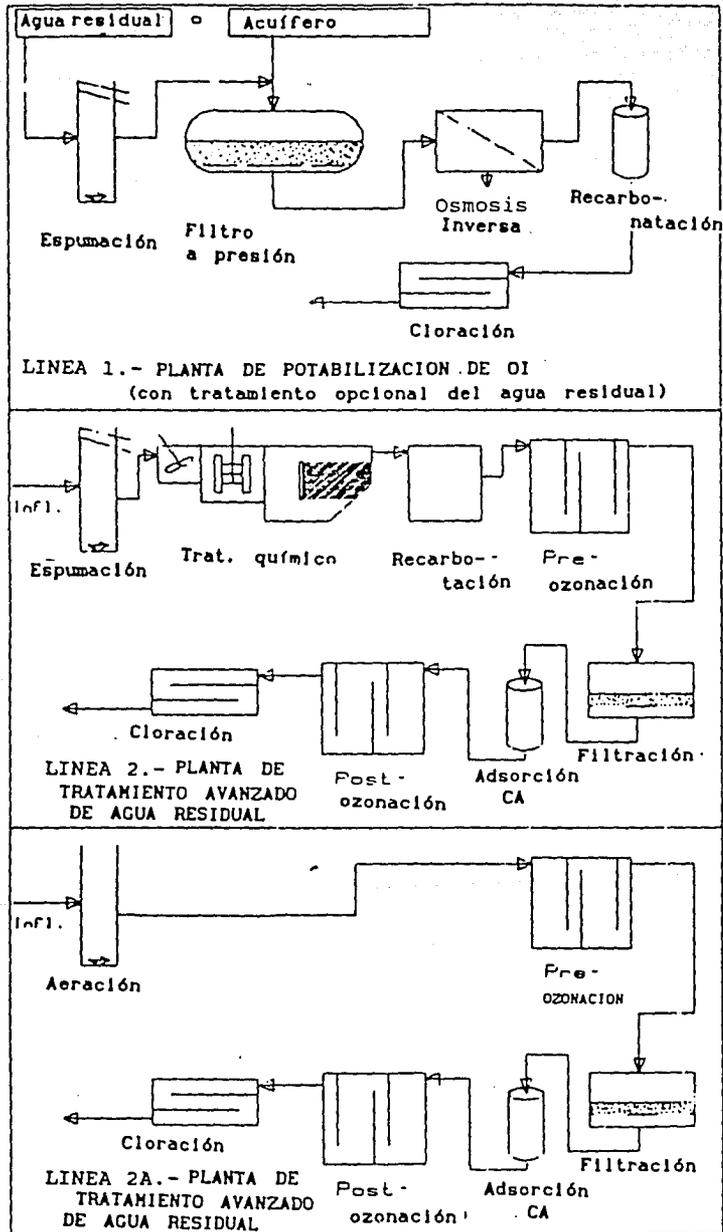


FIG 9.10 Esquema de las líneas de tratamiento puestas en operación en la planta de Iztapalapa.

B. Planta de procesos fisicoquímicos.

1. Unidad de flotación; tiempo de retención de 33 min, con una relación volumétrica de aire/agua de 5.2.
2. Tanque de preozonación; dosis promedio de 2 mg/L (máximo 4 mg/L), un tiempo de contacto de 7 min y una altura de la columna de agua de 7m.
3. Tratamiento químico con cal en exceso; el mezclado es rápido a un pH mayor de 9.5, seguido de floculación y sedimentación.
4. Recarbonatación con CO₂.
5. Filtración rápida por gravedad; el medio filtrante se compone de antracita (45 cm) y arena (30 cm), con adición opcional de ayudas químicas (aluminio y polímeros).
6. Adsorción sobre carbón activado granular en columnas de 3 m de altura. Se trabaja a presión y con flujo descendente.
7. Ozonación; dosis de 4 mg/L con un tiempo de contacto total de 10 min y 7 m de altura en columnas de agua.
8. Cloración para protección en la línea de tratamiento.

Planta de C.U.

La planta de tratamiento de aguas residuales de Ciudad Universitaria (PTARCU) se localiza al noroeste del campus universitario, en el acceso de la avenida Cerro del Agua. Fue construida en 1981 y empezó a operar en septiembre de 1982. Tiene como influente las aguas residuales provenientes de la Ciudad Universitaria y la colonia Copilco El Alto, que fueron conectados posteriormente para asegurar un suministro mínimo durante los periodos vacacionales.

La planta fue diseñada para tratar 40 L/s pero actualmente trata 43.84 L/s sobrepasado el gasto de diseño. Los componentes del proceso son:

1. Sistema de bombeo
2. Desarenador
3. Sistemas de medición del gasto
4. Reactores biológicos
 - a) Lodos activados
 - b) Biodisco
 - c) Filtro percolador
5. Sedimentadores secundarios
6. Filtros de arena
7. Cárcamo de cloración y de aguas tratadas
8. Cárcamo de lavado y pluviales

Los sistemas biológicos trabajan paralelamente. Cada uno de ellos es independiente de los otros, pero reciben el mismo influente proveniente del pretratamiento y vierten sus efluentes en un sistema común de filtros de arena.

El sistema de lodos activados es de tipo completamente mezclado y con aeración mecánica. Fue diseñado para tratar 20 L/s con una eficiencia de 90 a 95 % y un tiempo de retención hidráulica de 6.5 h. El sistema de biodisco tiene un gasto de diseño de 10 L/s (85%). Los gastos de operación actuales para los sistemas mencionados son de 26 y 10.34 L/s, respectivamente. El filtro percolador, es de empaque de plástico y tiene ventilación natural. Se obtiene una eficiencia de tratamiento del 60% con un flujo de 7.5 L/s, a pesar de que de acuerdo con su diseño debería ser de 10 L/s (Jiménez, 1986).

La filtración terciaria en la PTARCU se lleva a cabo en seis filtros a cielo abierto de medio simple (arena con 60 cm de espesor). La tasa de filtración para el gasto de 40 L/s es de 7 m/h. La cloración de los efluentes secundarios tiene por objeto la desinfección del agua para poder reusarla en el riego de áreas verdes.

Las características del influente tratado se muestran en la TABLA 9.25.

TABLA 9.25 CARACTERISTICA DEL AGUA TRATADA EN LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE C.U.

PARAMETRO	INFLUENTE	EFLUENTE
pH	8.0	7.5
Turbiedad, UTN	30	10
Conductividad, μ mos/cm	746	680
DBO soluble	77	7.1
DBO total	130	10
DQO soluble	156	3
DQO total	234	8
SST	58	15
SSV	42	3
SSF	16	0
Coliformes N.M.P./100ml	<1000	
Demanda de cloro		15 kg/d

Valores tomados de los análisis diarios en la PTARCU.

Reuso en la Termoeléctrica del Valle de México.

La escasez de agua en el Valle de México ha generado que las autoridades se preocupen por efectuar un uso más racional de ella. Ejemplo de esto, es la central Termoeléctrica del Valle de México que, a partir de 1985, emplea agua residual tratada como agua de enfriamiento.

En las centrales termoeléctricas en general se distinguen diversos efluentes: los térmicos provenientes de los sistemas de enfriamiento en las centrales costeras; los originados de las purgas de las torres de enfriamiento en las centrales mediterráneas; de la planta de tratamiento de agua de repuesto al generador de vapor y lavado de precalentadores; efluentes aceitosos y de servicios generales, sanitarios.

Del total del agua demandada en centrales de 160 a 350 MW, aproximadamente, del 2 al 4 % se emplea como agua de servicios, incluyéndose agua para lavado de equipos, enfriamiento de la purga continua del generador de vapor, para comedor, baño y sanitarios, y para el riego de áreas verdes; del 3 al 5 % se utiliza en la planta desmineralizadora, como agua de repuesto al generador, y; del 91 al 95 % se emplea como agua de repuesto a torres de enfriamiento.

El tratamiento empleado por la central es de tipo secundario consiste de un tanque de captación con un tratamiento previo de rejillas posteriormente se tienen 4 sedimentadores que descargan a un sistema de lodos activados formado por cuatro tanques de aeración. Finalmente el agua se pasa a través de una sedimentación secundaria y se distribuye a las torres de enfriamiento.

Plan Lago de Texcoco. S. A. R. H.

Se calcula que para el año 2000 el gasto medio de aguas residuales que cruzarán el ex-lago de Texcoco, será del orden de los 24 m³/s, por lo que resulta evidente el considerar el aprovechamiento de los volúmenes no comprometidos en las zonas de riego localizadas aguas abajo de la zona, mediante tratamiento y reuso de estas aguas para cubrir las crecientes demandas de aquellas actividades que no requieran agua de calidad potable.

La Comisión del Lago de Texcoco se planteó como meta a corto plazo construir y operar las plantas necesarias para obtener el agua tratada que sustituya, en el riego agrícola, hasta 4 m³/s de agua potable, extraída del subsuelo en la zona oriente del ex-lago de Texcoco. De esta manera, los pozos ya no se operarán y quedará como reserva el agua subterránea para abastecer las demandas de agua potable que se generen en esa zona.

La Comisión deberá proporcionar un servicio seguro y eficiente en cuanto a la calidad y cantidad del agua, y obviamente, al menor costo posible, lo que obliga a la búsqueda de tecnologías de tratamiento que permitan ofrecer tal servicio y, además, sean acordes con los problemas de la zona y con la realidad del país.

Con tal motivo y en vista de los resultados obtenidos en plantas de Israel, Nueva Zelanda y Sudafrica se optó por instalar una planta, primera en su tipo en América, de lagunas Facultativas con Recirculación.

Las aguas producidas por esta planta son ideales para riego dada la uniformidad de su salida aunada a los bajos consumos de energía eléctrica, lo que redundó en bajos costos en la operación del sistema comparado con el proceso convencional de lodos activados. Estas aguas son ricas en nutrientes debido a las algas producidas en la zona aerobia durante el proceso de tratamiento.

Esta planta de tratamiento se encuentra ubicada en la zona federal del ex-lago de Texcoco, al noreste de la ciudad de México, vecina al aeropuerto internacional "Benito Juárez", en terrenos de los municipios de Nezahualcóyotl y Chimalhuacán, Estado de México.

Dentro de la zona federal, la planta está enclavada entre el Dren Chimalhuacán I, el lago Dr. Nabor Carrillo, la planta de tratamiento de aguas negras por medio de lodos activados y el Dren General del Valle de México.

La planta, para efectuar el tratamiento, está dividida en lagunas: primarias, secundarias y terciarias.

El agua negra, adicionada con agua ya tratada a nivel secundario proveniente del efluente de la misma planta, pasa a las lagunas primarias, donde se sedimenta y se producen los procesos aerobios y anaerobios ya descritos, predominando sobre todo este último, debido a la gran cantidad de materia orgánica en suspensión y al alto grado de turbiedad del agua.

Al pasar a las lagunas terciarias, son los procesos aerobios, generados por las algas sobre todo de tipo *Euglena*, los que predominan ampliamente.

El agua ya tratada es enviada hacia un Canal Colector y de ahí se destina una parte a reiniciar el proceso con el agua cruda del influente y el resto hacia su reuso a través del efluente (Morales et al., 1989).

La planta de tratamiento tiene forma de semicírculo y es de una capacidad nominal de 500 L/s, dividida en dos módulos iguales de 250 L/s cada uno, los cuales funcionan en paralelo y son independientes entre sí. La planta se alimenta de las aguas residuales provenientes de los ríos Churubusco y de la Compañía. Cada módulo consta de dos lagunas primarias de 6.3 ha de

superficie, con un tiempo de retención de 9 días cada una, las cuales operan en paralelo, seguidas de una laguna secundaria y otra terciaria operadas en serie que ocupan el sector externo del semicírculo, con una superficie de 10.3 ha y un tiempo de retención de 7 días por laguna.

Con los resultados económicos (inversiones y costos) obtenidas en las plantas de tratamiento construidas y en operación del proyecto de Texcoco y tomando en cuenta las prioridades en los usos del agua que determina la Ley de Aguas vigente, se considera que se tienen bases lo suficientemente sólidas para proponer programas de reuso masivo de los excedentes de las aguas servidas y pluviales por separado, que actualmente se conducen fuera del Valle de México hacia la cuenca del Río Pánuco y hacia el mar. Estos programas contribuirán a resolver en buena proporción el incremento de la demanda en los próximos años y en el futuro, reduciendo al mismo tiempo, la sobreexplotación de los acuíferos y los hundimientos del terreno, así como la necesidad de importar agua de otras cuencas, los programas y proyectos que se proponen son:

1er. PROGRAMA

La construcción de un sistema de plantas de tratamiento de lagunas facultativas con recirculación para $8 \text{ m}^3/\text{s}$ de capacidad aproximadamente, que se aplicaría en el riego de 8000 ha cancelando la extracción de los acuíferos, que en promedio son un poco más de $8 \text{ m}^3/\text{s}$ para el riego de tierras agrícolas aledañas al Ex-lago de Texcoco, a un costo anual de 2,000 millones de pesos.

2do. PROGRAMAMA

Ejecución y operación de un sistema de unidades de tratamiento secundario y terciario de $10 \text{ m}^3/\text{s}$ de capacidad, hasta obtener la calidad necesaria en los efluentes para poder infiltrar en el subsuelo en campos de infiltración o en pozos de absorción, en áreas previamente estudiadas y seleccionadas desde los puntos de vista geológico, geohidrológico y sanitario que garantice que las aguas infiltradas, en su recorrido a través de los mantos permeables del subsuelo, mejoren el nivel de potabilización hasta llegar al acuífero más cercano para su explotación.

En el primer caso, los efluentes de las aguas conservan los nutrientes y aumentan casi al doble la productividad de las tierras regadas, como se puede ver en los resultados obtenidos en el campo agrícola de Perú con diferentes cultivos.

En el segundo caso, el objetivo es obtener agua tratada de la mejor calidad para ser infiltrada y recargar acuíferos, de donde se extraerá para abastecer a la población. De acuerdo con la experiencia de varios países, la recomendación de la EPA y los estudios de la Comisión del lago de Texcoco, se proponen plantas

con la tecnología de aeración a contracorriente para obtener un efluente de alta calidad a nivel secundario y con eficiencia del 98%. Los efluentes se someten a un proceso de tratamiento terciario consistente en un fraccionador de espumas (para eliminar detergentes), la aplicación de coagulantes (cal, sulfato de aluminio y un polímero); sedimentación de los flóculos, filtración en filtros de tasa declinante de antracita y grava, después por filtros de carbón activado y desinfección con cloro, por sus características este efluente estará dentro de las tolerancias aceptadas de calidad para la recarga de los acuíferos y su aprovechamiento posterior. La eficiencia que se alcanza en la remoción de la DBO y de los metales en trazas, se considera suficiente para no presentar problemas de contaminación o de salud para los usuarios (Cruickshank, 1990).

Por último la TABLA 9.26 muestra una síntesis de los principales sistemas de tratamiento a nivel mundial.

TABLA 9.26 SINTESIS DE LAS CARACTERISTICAS DE LOS PROCESOS EMPLEADOS EN DIFERENTES PAISES DEL MUNDO.

CARACTERISTICAS	FRANCIA IVRY	INGLATERRA		BAHAREIN	JORDANIA	KUWAIT
		REDBRING	GLASOGW			
Principal uso del efluente	Abastecimiento de agua potable	Industria	Recarga de acuíferos y conservación de lagunas	Riego agrícola	Riego agrícola	Riego agrícola
Precipitación, mm	500-1000	500 - 1000	500 - 1000	50 - 250	50 - 250	250
Capacidad, m3/s	1.02		3.5	2.3	2.0	1.6
Calidad	Trat. avanzado	Trat. avanzado	Trat. terciario	Trat. avanzado	Trat. terciario	Trat. avanzado
Procesos empleados	Coagulación, filtración lenta, ozonación, adsorción en CA y desinfección final	Después de un tratamiento secundario se pasa a una precloración, dos columnas de ozonación y filtración final.	Filtración sobre arenas calizas y triásicas.	Tratamiento terciario más ozonación.		
Costo, USD/m3 año	1979	1967		0.56		1979
Observaciones	Se mejoró el tratamiento para su reuso como agua de consumo humano.	La introducción del sistema M.D. fue clave para mejorar el efluente.	Se ha logrado un abastecimiento mayor al antes presentado.	No existe ningún problema en el manejo de tóxicos puesto que cada industria trata sus desechos.	Se limita su reuso para la agricultura, árboles frutales, forraje y vegetales que se consumen cocidos.	Se han logrado rehabilitar 1600 ha destinadas para cultivos y en especial forraje.

CA: Carbón activado granular

TABLA 9.26 CONTINUACION

CARACTERISTICAS	ARABIA SAUDITA		ISRAEL DAN	JAPON TOKIO	SINGAPUR JURONG	INDIA BOMBAY	AFRICA DEL SUR Y NAMIBIA
	RIYADH	TAIF					
Principal uso del efluente	Industria, agricultura y riego de áreas verdes	Riego y usos municipales.	Industria y riego de cosechas que no se consumen crudas.	Industria, agricultura y reemplazo del agua de rios.	Industria, agricultura, domesticos y municipal.	Industrial y municipal.	Consumo humano.
Precipitación, mm	50 - 250	50 - 250	500 - 700	50 - 250	50 - 250	250 - 500	480
Capacidad, m ³ /s	2.9	0.8	1.5 (1), 0.5 (2)	2.0	0.52	0.06	0.05
Calidad	Trat. primario, secundario y terciario.	Trat. terciario	Trat. biológico (1) y terciario (2).	Trat. secundario más procesos de membrana.	Trat. avanzado	Trat. terciario y avanzado.	Trat. terciario con desinfección
Procesos empleados	Después de un tratamiento secundario se pasa a una precloración, dos columnas de ozonación y filtración final.	Remoción de arena y grasas, aeración, sedimentación, floculación, flotación, filtración en medio múltiple, almacenamiento con cloración, adsorción en CA y almacenamiento con cloración.	(1): lodos activados de 1 etapa con N/D. (2): lagunas de estabilización, coagulación, desorción con aire recarbonatación, desinfección y filtración lenta	Lodos activados más filtración rápida y desinfección final. Ultrafiltración directa al agua residual y después del proceso de lodos.	Filtración sobre CA y arena, ozonación, coagulación, clarificación, filtración rápida. Una parte pasa por II y de ésta el 15% pasa por OI.	Cribado, coagulación, floculación, sedimentación y filtración rápida.	Coagulación, floculación, desorción con aire recarbonatación de 2 etapas, filtración, fraccionamiento de espuma, adsorción sobre CA y desinfección con cloro, ozono y luz UV.
Costo, USD/m ³ año	1976		1977	1981	500 000 etc, 1.8 1979	700 000 etc 1979	1968 y 1978
Observaciones	Abastece a grandes hectáreas lo que ha resultado en excelentes cosechas. También sirve a la industria petrolera.	Como se previó un contacto directo la calidad del agua tratada es semejante a la de los países industrializados	Se pretende alcanzar un 80% de reutilización del agua residual tratada para riego. Se ha dado gran importancia al desarrollo de profesionistas del agua y tecnologías avanzadas.	El tratamiento "in situ" es ampliamente desarrollado implementado en diversos edificios. También se ha dado gran importancia al sistema de distribución dual.	El gobierno opto como política de reuso el ofrecer incentivos a los usuarios del agua residual tratada.	Se alcanzó un nivel de calidad alto con el proceso empleado pero es necesario considerar valores actuales	A pesar de problemas de salud presentados como resultados iniciales se ha continuado como reuso principal el destinar el agua para consumo humano.

CA: Carbón activado N/D: Nitrificación/desnitrificación OI: Osmosis inversa II: Intercambio iónico etc: Costo total de construcción.

TABLA 9.26 CONTINUACION

CARACTERISTICAS	OCCOQUAN	ESTADOS ORANGE	UNIDOS SAN JOAQUIN	DENVER	VENEZUELA CARDON	MEXICO IZTAPALAPA
Principal uso del efluente	Abastecimiento de agua potable.	Recarga de acuíferos.	Riego agrícola.	Consumo humano.	Industria petrolera.	Riego y abastecimiento de agua potable para consumo humano. potable para consumo humano.
Precipitación, mm	1000 - 2000	380	380	500 - 1000	200	500
Capacidad, m ³ /s	1.2	0.66	0.9		0.52	2.0
Calidad	Trat. avanzado.	Trat. biológico y fisicoquímico.	Trat. biológico y fisicoquímico.	Trat. avanzado.	Trat. avanzado	Sistema de OI(1) Trat.avanzado(2)
Procesos empleados	Sedimentación 1' lodos activados, coagulación, recarbonatación en dos etapas con decantación, filtración con lecho mixto, II, cloración, adsorción con CA, OI, almacenamiento.	Filtros percoladores. Coagulación, desorción con aire recarbonatación en dos etapas, filtración medio mixto, adsorción cloración, adsorción en CA y cloración.	Lagunas aeradas y un reactor clarificador. Filtración rápida, II y OI.	Clarificación, recarbonatación, filtración a presión, adsorción con CA, ozonación, adsorción con CA, OI, desorción con aire y desinfección con óxido de cloro.	Cloración, decantador, filtración simple, tanque de agitación filtración medio mixto, sistema de OI de tres etapas.	(1): flotación, filtración, a presión, OI y cloración. (2): Flotación, preozonación, coagulación, recarbonatación, filtración, adsorción con CA, ozonación y cloración final.
Costo, USD/m ³ año	0.36 1978		1979	18 100 000 ctc 1984		
Observaciones	Abastece a más de 660 000 habitantes siendo el principal proveedor de agua potable en la ciudad de Washintong.	El efluente de la planta se mezcla con agua desalada mejorando las características para el reuso destinado.	El sistema minimiza la producción de lodos. La salmuera obtenida de la OI se utiliza para regenerar las resinas de II.	Aún se encuentra en experimentación, la revisión que se realizó se concluyó en diez años.	El empleo del agua residual es clave para disponer del agua de mejor calidad para el consumo humano.	Se tendrán que efectuar varias pruebas antes de destinarla para un consumo directo.

CA: Carbón activado

OI: Osmosis inversa

II: Intercambio iónico

ctc: Costo de construcción.

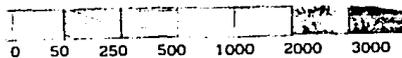
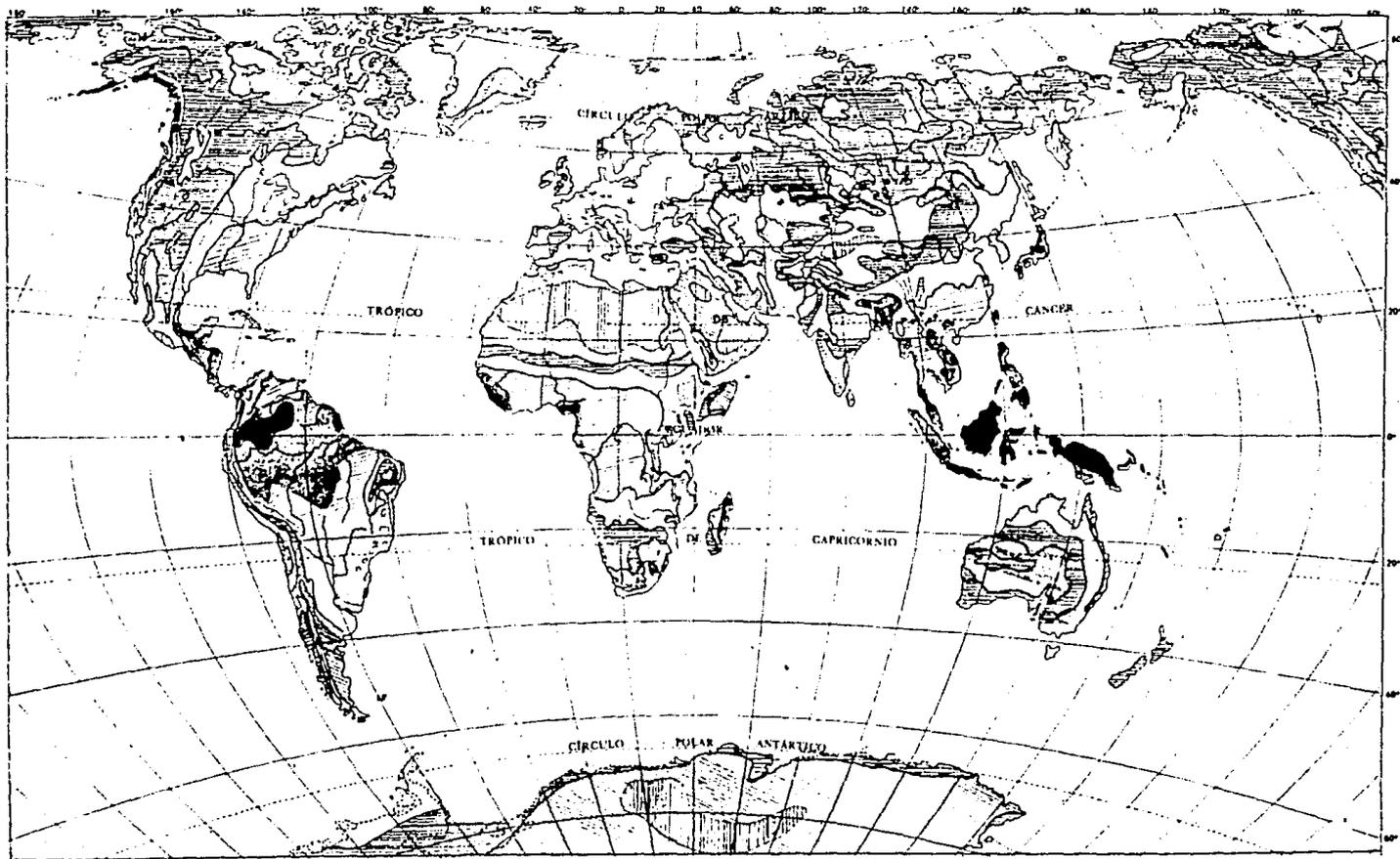


FIG 9.11 Precipitación anual media a nivel mundial.

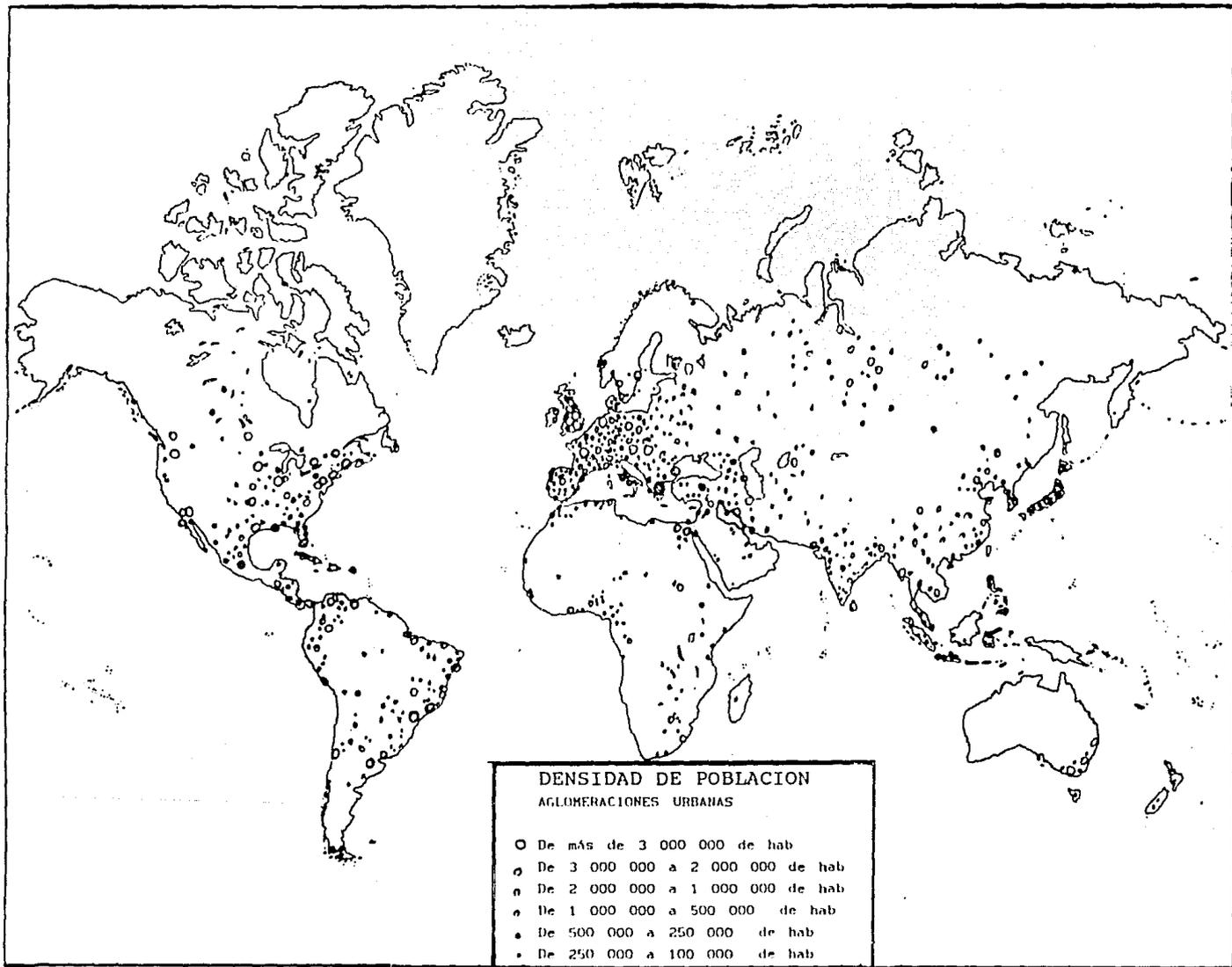


FIG 9.12 Densidad de población mundial.

10. APRECIACION POR PARTE DE LA SOCIEDAD

Hoy en día el sector público está más informado; las comunicaciones electrónicas son más rápidas e instructivas por lo que se pueden emplear para educar y concientizar a la gente (Force, 1989). Ello es una parte esencial en el establecimiento de políticas para el uso eficiente del agua. Puesto que, es el público el más involucrado es necesario que tenga un conocimiento básico para evitar reacciones basadas en las emociones (Huber, 1989). Generalmente, se opta por técnicas de advertencia, por ejemplo el utilizar imágenes vivas contrastando un efluente tratado con un efluente de aguas negras (Ahmad, 1991).

En EUA fueron hechas nueve encuestas durante trece años por Bruvold (1985) para evaluar la actitud del público frente al uso del agua residual tratada para consumo u otro uso, los resultados se muestran en la TABLA 10.1. Aunque, actualmente el público reconoce la necesidad del reuso aún no esta dispuesto a apoyar el consumo directo.

Asimismo, se analizó la relación entre las variables sociodemográficas y la disponibilidad al reuso. Los parámetros generalizados fueron residencia, conocimiento acerca del tema, sexo y edad. La edad y el tiempo de residencia en la zona muestran una relación inversa con el reuso del agua para beber, observando que los hombres tienen mayor disposición, en promedio, que las mujeres y las personas de edad. Los resultados socioeconómicos y las opiniones variables, muestran que la gente de bajo nivel económico se oponen con mayor frecuencia a usos de contacto directo.

TABLA 10.1 ACTITUDES PUBLICAS SOBRE EL USO DEL AGUA

TRATADA PARA CONSUMO

Investigadores y año.	Area de estudio.	Proceso del estudio.	Resultado de las preguntas	Tamaño de las muestras.	Porcentaje negativo	Porcentaje neutral	Porcentaje positivo
Bruvold (1972)	10 ciudades de Calif.	I.P.	Neutral	972	56		44
Gallup (1973)	U.S.	I.T.	Negativo	2927	55	7	38
Carley (1973)	Denver, Colorado	I.P.	Positivo	447	48	3	49
Stone y Kahle (1973)	10 ciudades de Calif.	I.T.	Neutral	1000	46	15	39
Kasperson et al (1974)	5 ciudades de U.S.	I.P.	Positivo	400	44	8	48
Olson et al (1979)	2 ciudades de Calif.	C.C.	Neutral	244	54		46
Bruvold y Crook (1979)	10 ciudades de Calif.	I.P.	Neutral	1400	60	14	26
Bruvold (1981)	Irvine, Calif.	I.P.	Neutral	140	58	14	26
Miliken y Lohman (1983)	Denver, Colorado	I.T.	Neutral	401	63	5	32

I.P. Encuesta personal.

I.T. Encuesta telefónica.

C.C. Cuestionario por correo.

FUENTE: Bruvold, 1985.

TABLA 10.2 CUANTIFICACION DE RESPUESTAS A LAS PROPUESTAS
PARA VEINTICINCO USOS DE AGUA TRATADA

	Bruvold (1973)	Stone (1973)	Kasperson (1974)	Olson (1979)	Bruvold (1981)	Milliken (1983)
Número de cuestionados	972	1000	400	244	140	401
Agua para beber	56	46	44	54	58	63
Preparación de comida en restaurantes	56			57		
Cocina en el hogar	55	38	42	52		55
Preparación de vege- tales cristalizados	54	37		52		
Baño en el hogar	37	22		37		40
Natación	24	20	15	25		
Bombeo a pozos espe- ciales	23			40		
Lavado en el hogar	23		15	19		24
Lavado comercial	22	16		18		
Riego de pastura	14			15		
Riego de cosechas de vegetales	14		16	15	21*	
Distribución en áreas arenosas	13			27		7+
Riego de viñas	13			15		
Riego de huertos	10			10		
Riego de heno o alfalfa	8	9		8		
Navegación	7	14†	13†	5		
Condicionamiento de aire comercial	7			9		
Procesos de agua de una planta electrónica	5	5	3	12		
Lavado de ropa	4	5		7		3
Campos de golf	3	8		5	8*	
Riego de césped residencial	3	6		6	5*	1
Riego de parques recreacionales	3			5	4*	
Riego de campos de golf	2	5	2	3	4*	
Riego de zonas verdes	1			5		
Construcción de caminos	1			4		

- * Bruvold obtuvo las evaluaciones de cinco usos existentes para Irvine, Calif.
- Milliken y Lohman preguntaron acerca del riego para jardín.
- Stone y Kahle, y Kasperson et al. incluyen pesca y navegación.

FUENTE: Bruvold, 1985.

También se encontró que la gente está conciente de que el agua puede ser contaminada durante su almacenamiento y coincidieron al decir que la tecnología existente es suficiente para controlar los riesgos de salud pública por contacto directo. Además, se detectó que se tiene una clara idea sobre los beneficios que se tendrían por el reuso del agua residual.

Bruvold al final de los 80's a partir de un cuestionario sobre 25 usos para el agua detectó que el decremento a la oposición es función de la probabilidad con el contacto humano. Es decir, la gente presenta más disponibilidad hacia el uso del agua residual en diferentes áreas, uso indirecto, que al uso del agua para beber (TABLA 10.2).

Respecto a las preguntas relacionadas con el reuso existe una gran discrepancia en los cuestionados. Cerca del 50% se oponen al uso del efluente tratado en lagunas, jardines y lavado de automóviles, 60% se opone al uso en el lavado de la ropa, 88% en industrias y el 92% en terrenos agrícolas. Se estableció una comparación con las respuestas obtenidas en cuanto al reuso del agua con los mismos fines en regiones áridas de USA (Bruvold, 1988).

Un estudio similar fue realizado por Ahmad (1991) en Doha, capital de Qatar. Se distribuyeron cuestionarios a más de cien personas que incluían preguntas acerca del método de abastecimiento, cantidad y calidad del agua, uso del agua tratada, uso de filtros en el hogar, conocimiento y conciencia del alto costo de producción del agua, disposición para pagar el costo real y prejuicios para el reuso (TABLA 10.3). Se encontró que el 26% de los cuestionados utilizan el agua tratada para beber y que la gente no está dispuesta a pagar más aún cuando reconocen el alto costo de producción y abastecimiento (en Qatar el gobierno subsidia el tratamiento del agua residual y su distribución).

TABLA 10.3 PORCENTAJE DE RESPUESTAS OPUESTAS AL REUSO DEL AGUA ESPECIFICO.

LUGAR	JARDINES	LAVADO DE AUTOMOVILES	LAVADO DE ROPA	INDUSTRIAS	TERRENOS AGRICOLAS
Doha	50	50	60	88	92
USA	8	--	6	--	8

FUENTE: Ahmad, 1991.

Las razones para la no utilización son generalmente de tipo religioso y psicológico, TABLA 10.4.

TABLA 10.4 RESPUESTA DEL PUBLICO PARA EL REUSO DEL AGUA EN GENERAL.

DISPOSICION	PREJUICIOS	RAZONES PARA OponERSE			
		Psicológicas	Reliosas	Salud	N E.
32	92	40	27	12	13

FUENTE: Ahmad, 1991.

Para mantener a la gente informada y disminuir su oposición al reuso del agua residual, en Qatar, el Departamento de Relaciones Públicas se ha encargado de difundir la importancia de la conservación del agua a través de los periódicos y la TV utilizando advertencias del tipo "cuidala o piérdela". Con el mismo fin se han creado asociaciones que ofrecen exhibiciones, lecturas y seminarios, carteles o películas donde se enfatiza el alto costo del agua, el gran esfuerzo que se hace para satisfacer los requerimientos necesarios de la ciudad y la necesidad de la participación del público para conservar y reusar el agua tratada (Ahmad, 1991). Actualmente, se tienen campañas similares en México pero cuya incidencia aún no ha sido evaluada.

11. LEGISLACION.

Cada sociedad tiene diferentes sistemas legales y procedimientos para controlar y determinar los riesgos. En relación con el tema de reuso el principal objetivo en la aplicación de las leyes y regulaciones está dirigido a proteger la salud pública y mantener una alta calidad en el agua tratada.

Así, antes de identificar la cadena de tratamiento necesaria para transformar un agua residual en potable es necesario definir que se entiende legalmente por agua potable. La definición varía en tiempo y espacio y es función de las técnicas analíticas disponibles para medir los contaminantes, los conocimientos referentes a la definición de los compuestos tóxicos y de la legislación correspondiente a cada país. En general, la calidad potable se refiere a:

- a) Ausencia de riesgos de infecciones provocados por la ingestión del agua en forma cuantificable y evidente.
- b) No provocar intoxicaciones agudas o crónicas cuya causa-efecto pueda ser detectada en forma clara.
- c) No aumentar el riesgo de cáncer mediante radioisótopos o ciertos compuestos orgánicos que son difíciles de detectar y cuantificar.

La definición legal del agua potable consiste en proporcionar una lista de compuestos y asociarlos con un nivel tolerable. Desde un punto de vista práctico, la cantidad de sustancias seleccionadas debe ser limitada. En las legislaciones de los diferentes países se consideran entre 80 y 130 compuestos a pesar de que se sabe que el número de sustancias sintéticas que el hombre maneja pasa de 63,000 (OMS en 1980). De esta forma, aún cuando un agua cumpla con las normas de potabilización no se puede asegurar la ausencia de algún otro contaminante. Más aún, para muchas de las sustancias se desconoce si son dañinas, en que concentración y durante qué periodo de ingestión. Ello se debe a que las pruebas toxicológicas son tardadas y complejas. Por otra parte, la eliminación completa de los diversos contaminantes resultaría demasiado cara y técnicamente imposible.

En la TABLA 11.1 se presenta la lista de los diferentes compuestos que la EPA considera que deben ser controlados en el agua potable y en la 11.2 los prioritarios.

Los estándares oficiales y semi-oficiales del agua para consumo humano han sido adoptadas por las principales países industrializados del Norte de América y Europa. Los profesionales de estos países coinciden en que el interés legal se orienta hacia la salud pública.

En las TABLAS 11.3 y 11.4 se presenta una comparación entre las legislaciones de EUA, Canadá y la CEE. Se señala que aparte de las diferencias entre las concentraciones establecidas para ciertos compuestos existe un problema tanto de unidades como de las técnicas analíticas empleadas en cada sector.

Por último, se menciona que aún cuando un agua haya salido con una calidad potable de una planta de tratamiento en las casas-habitación se ha encontrado que tiene cobre, fierro galvanizado, asbesto-cemento, plomo y plásticos de tipo polimérico como resultado de la degradación de los sistemas de distribución.

TABLA 11.1 CONTAMINANTES QUE DEBEN SER CONTROLADOS EN EL AGUA POTABLE DE ACUERDO CON LOS LEGISLADORES DE ESTADOS UNIDOS

<p><u>Compuestos organicos volatiles</u> Tricloroetileno Tetracloroetileno Tetracloruro de carbono 1,1,1-Tricloroetano 1,2 Dicloroetano Cloruro de vinil Cloruro de metilo Benceno Clorobenceno Diclorobenceno Triclorobenceno 1,1 Dicloroetileno Trans-1,2 Dicloroetileno cis-1,2 Dicloroetileno</p>	<p><u>Microbiologia y Turbiedad</u> Coliformes totales Turbiedad Giardia lamblia Virus Cuenta estándar sobre placa Legionella</p>
<p><u>Compuestos inorganicos</u> Arsenico Bario Cadmio Cromo Plomo Mercurio Nitrato Selenio Plata Fluor Aluminio Antimonio Molibdeno Asbesto Sulfatos Cobre Vanadio Sodio Niquel Zinc Tallo Berilio Cianuro</p>	<p><u>Compuestos organicos</u> Endrin Lindano Metoxicloro Toxafeno 2,4 D 2,4,5 TP Aldicarb Clordano Dalapón Dalapón Diquat Endotal Glifosato Carbofurán Alaclor Epiclorohidrin Tolueno Adipatos 2,3,7,8 -TCDD (Dioxina) 1,1,2 Tricloroetano Vidato Simacina PAH's PCB's Antracina Ftalatos Acrilamida Dibromocloropropano 1,2 Dicloropropano Pentaclorofenol Picloram Dinoseb Dibromuro de etileno (EDB) Dibromometano Xileno Hexaclorociclopentadieno</p>
<p><u>Compuestos radiactivos</u> Radio 226 and 228 Particulas beta y radiactividad solónica Uranio Particulas alfa Radón</p>	

TABLA 11.2 LISTA DE COMPUESTOS PRIORITARIOS QUE
QUE DEBEN SER CONTROLADOS EN EL AGUA POTABLE
DE ACUERDO CON LA EPA

Zinc
Plata
Sodio
Aluminio
Molibdeno
Dibromometano
Cloro
ión hipoclorito
Dióxido de cloro
Clorito
Cloramina
Amoníaco
Trihalometanos (Cloroformo,
dibromoclorometano, bromodibromoclorometano y bromoformo)
Clorofenoles
Halonitrilos
Ácidos clorados*
Alcoholes*
Aldehídos*
Cetonas*
Cloropicrín
2,4 Dinitrotolueno
1,3 Dicloropropano
Bromobenceno
Clorometano
Bromometano
1,2,3 Tricloropropano
1,1,1,2 Tetracloroetano
Cloroetano
2,2 Dicloropropano
o-Clorotolueno
p-Clorotolueno
Hexaclorobenceno
Hexacloroetano
Hexaclorobutadieno
1,1 Dicloropropeno
2,4,5 T
Isoforono
Etilen tiouréa
Boro
Estroncio
Cryptosporidio

TABLA 11.3 RESUMEN COMPARATIVO DE LOS ESTANDARES PRIMARIOS DE
EUA, CANADA, CEE Y LA OMS

Compuesto	Nivel máximo de contaminante	Límite máximo aceptable	Concentración máxima admisible	Valor recomendado
	USA, mg/l	Canadá, mg/l	CEE, mg/l	OMS, mg/l
Arsénico	0.05	0.05	0.05	0.05
Bario	1.00	1.00	0.10	SN
Cadmio	0.01	0.005	0.005	0.005
Cromo	0.05	0.05	0.05	0.05
Flúor	4.00	1.50	SN	1.50
Plomo	0.05	0.05	0.05	0.05
Mercurio	0.002	0.001	0.001	0.001
Nitrato	10.0	10.0	50.0	10.0*
Selenio	0.01	0.01	0.01	0.01
Plata	0.05	0.05	0.01	SN
Coliformes/100 ml	<1	10	0	0
Turbiedad, UTN	1 - 5	5.0	0 - 4	< 1
2,4 D	0.1	0.1	SN	0.001
Endrín	0.0002	0.0002	SN	SN
Lindano	0.0004	0.004	SN	SN
Metoxicloro	0.1	0.1	SN	0.001
Pesticidas totales	SN	0.1	0.005	SN
Toxafeno	0.005	0.005	SN	SN
2,4,5 TP silvex	0.01	0.01	SN	SN
Trihalometanos	0.10	0.35	0.001	0.03
				sólo cloroformo
Partículas beta y actividad fotónica	4 mrem	SN	SN	1 Bq/l
Partículas alfa	15 pCi/l	SN	SN	0.1 Bq/l
Radio 226-228	5 pCi/l	1 Bq/l	SN	SN
Benceno	0.005	SN	SN	0.01
Tetracloruro de carbono	0.005	SN	SN	0.003
1,1 dicloroetileno	0.007	SN	SN	0.003
1,2 dicloroetano	0.005	SN	SN	0.01
para-diclorobenceno	0.075	SN	SN	SN
1,1,1 tricloroetano	0.2	SN	SN	SN
Tricloroetileno	0.005	SN	SN	0.03
Cloruro de vinilo	0.002	SN	SN	SN

SN: Sin norma

TABLA 11.4 RESUMEN COMPARATIVO DE LOS ESTANDARES SECUNDARIOS DE EUA, CANADA, CEE Y LA OMS

Compuesto	Nivel máximo de contaminante	Limite máximo aceptable	Nivel de referencia		Máximo permisible	Valor recomendado OMS, mg/L
	EUA, mg/L	Canadá, mg/L	CEE, mg/L			
Cloruro	25	25	25		SN	250
Color	15 UC	15 UC	1*		20*	15 UC
Cobre	1	1	100 µg		SN	1
Corrosividad	NC		No es agresiva			
Flúor	2	1.5	Variable en función de la temperatura			15
Agentes espumantes	0.5	SN	SN		SN	SN
Hierro	0.3	0.3	50 µg/L		300 µg/L	0.3
Manganeso	0.005	0.005	20 µg/L		50 µg/L	0.1
Clor	3 ton		0 d		2 d	
pH	6.5-8.5	6.5-8.5			SN	6.5-8.5
Sulfatos	250	500	25		SN	400
S.D.	500	500	SN		SN	1000
Zinc	5	5	0.1		SN	5

NC no corrosivo

SN sin norma

S.D. sólidos sidueltos * mg Pt-Co

12. ESQUEMA DE TRATAMIENTO

En la época actual es necesario realizar diversas investigaciones para el desarrollo de los procesos de reutilización con la doble finalidad de efectuar un uso más racional del agua y de disminuir la carga contaminante que es arrojada al medio ambiente. Las plantas de tratamiento de agua residual se han diseñado para disminuir la contaminación al remover la materia contaminante y estabilizar el efluente.

La selección de los procesos que integran una planta se realiza de acuerdo con los últimos avances los cuales ofrecen técnicas nuevas permitiendo la formación de un esquema más apropiado para la situación local de cada país. El reuso no restringido del agua depende del uso que se le de. La seguridad de un agua para consumo humano depende básicamente de la eficiencia de remoción de los contaminantes.

En México el reuso para consumo humano muy probablemente se dará debido a que para el año 2 000 se estima que sólo el D.F. necesitará 71 m³/s que no podrán ser suministrados vía fuentes convencionales.

Cabe señalar que para recuperar rezagos y mejorar los servicios es necesario invertir anualmente en el sector del orden de 2.8 billones de pesos, lo cual se recaudaría cobrando aproximadamente 47,000 pesos anuales por habitante servido.

El efluente característico del agua residual en el Distrito Federal se muestra en la TABLA 12.1

PARAMETROS	CONCENTRACION mg/L		
	min	media	max
Físicos			
1.- pH	6.7	7.13	7.7
2.- Color (Pt/Co)*	---	---	---
3.- Turbidez (UTN)*	---	---	---
Minerales			
4.- Alcalinidad total (CaCO ₃)	308	355.7	392
5.- Alcalinidad a la fenolf. (CaCO ₃)	0	0	0
6.- Carbonatos (CaCO ₃)	0	0	0
7.- Bicarbonatos (CaCO ₃)	308	355.7	392
8.- Hidróxilos (CaCO ₃)	0	0	0
9.- Cond. eléctrica (µmhos/cm)	942	1004.7	1083
10.- Cloruros	69.37	17.12	98.33
11.- Boro	2.64	4.82	7.58
Sólidos			
12.- Sólidos totales	613.1	792	916
13.- Sólidos totales fijos	150.4	292.6	417.6
14.- Sólidos totales volátiles	303.2	499.37	609.5
15.- Sólidos disueltos totales	592	680	774
16.- Sólidos disueltos fijos	132	271.7	338
17.- Sólidos disueltos volátiles	222	408.33	538
18.- Sólidos suspendidos totales	21.1	111.97	193
19.- Sólidos suspendidos fijos	1.6	20.93	35.1
20.- Sólidos suspendidos volátiles	4.7	91.03	184
21.- Sólidos sedimentables (ml/L)	1	1.92	4
R. A. S.			
22.- R.A.S. soluble	1.33	4.28	7.54
23.- R.A.S. total	3.61	4.70	7.09
Nutrientes			
24.- Nitrogeno amoniacal	15.6	19.48	23.67
25.- Nitrogeno total	20.7	38.22	56.51
26.- Nitratos	1.36	4.19	14.32
27.- Fósforo total	1.58	8.12	22.33
Metales alcalinos y alcalinoterrés solubles			
28.- Calcio soluble	8.91	17.41	23.16
29.- Magnesio soluble	12.6	38.75	99.7
30.- Sodio soluble	2.7	52.10	88.4
31.- Potasio soluble	2.7	6.09	10.9
Metales alcalinos y alcalinoterrés totales			
32.- Calcio total	14.35	24.92	38.35
33.- Magnesio total	20.99	89.18	250
34.- Sodio total	87.7	115.27	193
35.- Potasio total	12.9	30.58	64.2
Metales pesados solubles			
36.- Hierro soluble	0.076	1.5	3.9
37.- Manganeseo soluble	0.041	0.057	0.084
38.- Plomo soluble	1E-3	0.016	0.043
39.- Cadmio soluble	1E-3	1.8E-3	5E-3
40.- Mercurio soluble	1E-3	3.7E-3	6.5E-3
41.- Arsénico soluble	1E-3	0.016	0.032
42.- Cromo soluble	0.1	0.050	0.1
Metales pesados totales			
43.- Hierro total	1.21	3.10	5.36
44.- Manganeseo total	0.045	0.086	0.12
45.- Plomo total	0.01	0.153	0.59
46.- Cadmio total	1.5E-3	4.7E-3	8E-3
47.- Mercurio total	2.9E-3	5.7E-3	8.5E-3
48.- Arsénico total	2E-3	0.020	0.038
49.- Cromo total	1E-3	0.096	0.25
Biológicos			
50.- Coliformes fecales (mill. colo/100ml)	99.8	143.4	187
51.- Coliformes totales (mill. colo/100ml)	165	137.75	219
Demandas y COT			
52.- DBO ₅ soluble	183.2	206.6	230
53.- DQO soluble	223.2	396.7	597.6
54.- Carbón orgánico total fijo	80.16	122.93	165.7
Grasas y aceites			
55.- Grasas y aceites	19.2	109.2	199.2
S. A. A. M.			
56.- S.A.A.M.	2.16	7.05	11.94

TABLA 12.1 COMPUESTOS ENCONTRADOS EN LAS AGUAS RESIDUALES
DEL DISTRITO FEDERAL (CONTINUACION)

PARAMETROS	CONCENTRACION mg/L'		
	min	media	máx
<i>Hidrocarburos alifáticos halogenados</i>			
57.- 1.1 dicloroetano	0.6E-3	6.8E-3	0.013
58.- 1.1 dicloroetileno	0.0	0.011	0.023
59.- 1.1.2 tricloroetano	1E-3	5.5E-3	0.028
60.- Cloroetano	---	---	---
61.- Cloroformo	0.06	0.067	0.102
62.- 1.2 dicloropropano	---	---	---
63.- 1.3 dicloropropano	---	---	---
64.- Cloruro de metilo	2E-3	0.011	0.023
65.- Bromuro de metilo	---	---	---
66.- Bromoformo	---	---	---
67.- Diclorobromometano	---	---	---
68.- Triclorofluorometano	---	---	---
69.- Diclorodifluorometano	---	---	---
70.- Clorodibromometano	---	---	---
71.- Tetracloroetileno	1E-3	9.7E-3	1E-3
72.- Tricloroetileno	1E-3	0.022	0.045
73.- Cloruro de vinilo	---	---	---
74.- 1.2 trans dicloetileno	---	---	---
75.- Tetracloruro de carbono	5E-3	7.3E-3	0.013
76.- 1.2 dicloetano	0.034	0.04	0.046
77.- 1.1.1 tricloroetano	0.021	0.025	0.045
78.- Hexacloroetano	---	5.3E-3	0.010
79.- Hexaclorobutadieno	1E-3	1.6E-3	3.6E-3
80.- Hexaclorociclopentadieno	0.098	0.175	0.204
<i>Hidrocarburos aromáticos</i>			
81.- Clorobenceno	1E-3	4.2E-3	0.011
82.- 1.2 diclorobenceno	0.023	0.036	0.065
83.- 1.3 diclorobenceno	0.087	0.098	0.117
84.- 1.4 diclorobenceno	---	---	---
85.- Benceno	0.220	0.362	0.760
86.- Tolueno	0.034	0.06	0.086
87.- Etilbenceno	3E-3	5.3E-3	9E-3
88.- Hexaclorobenceno	0.8E-3	8.7E-3	0.018
89.- 1.2.4 triclorobenceno	---	---	---
<i>Hidrocarburos poliaromáticos</i>			
90.- Naftaleno	0.069	0.088	0.125
91.- Isoforona	1E-3	0.107	0.032
92.- Fluoreno	0.115	0.052	0.219
93.- Fluoranteno	0.250	---	---
94.- Criseno	---	---	---
95.- Pireno	1E-3	2.3E-3	3.6E-3
96.- Fenanteno	1E-3	0.013	0.010
97.- Antraceno	1.4E-3	4.4E-3	7.8E-3
98.- Benzo(a)antraceno	0.032	0.047	0.065
99.- Benzo(k)fluoranteno	1E-3	8.3E-3	0.270
100.- Benzo(b)fluoranteno	1E-3	8.3E-3	0.270
101.- Benzo(a)pireno	---	---	---
102.- Benzo(h,i)perileno	---	---	---
103.- Indeno(1,2,3,c,d)pirileno	---	---	---
104.- Bibenzo(a,h)antraceno	1E-3	4.3E-3	8E-3
105.- Acenaftileno	2.9E-3	8.2E-3	0.012
106.- Acenafteno	4.5E-3	7.6E-3	0.125
107.- 2 cloronaftaleno	5.6E-3	8.3E-3	0.010
<i>Eteres halogenados</i>			
108.- 2 cloroetilvinil éter	---	---	---
109.- bis 2 (clorometil) éter	---	---	---
110.- bis 2 cloro etoximetano	---	---	---
111.- 4 cloro fenilfenil éter	---	---	---
112.- bis 2 (cloroetil) éter	0.230	0.033	0.650
113.- 4 bromofenilfenil éter	---	---	---
114.- bis 2 (cloroisopropil) éter	1E-3	0.041	0.083
<i>Nitrocompuestos alifáticos</i>			
115.- N-nitrosodimetilamina	1E-3	5.3E-3	8E-3
116.- N-nitrosodi-n-propilamina	1E-3	2.8E-3	1E-3

TABLA 12.1 COMPUESTOS ENCONTRADOS EN LAS AGUAS RESIDUALES
DEL DISTRITO FEDERAL (CONTINUACION)

PARAMETROS	CONCENTRACION mg/L		
	min	media	máx
<i>Nitrocompuestos aromáticos</i>			
117.- Nitrobenzeno	7E-3	6.8E-3	0.012
118.- 2.4 dinitrotolueno	1E-3	0.270	0.088
119.- 2.6 dinitrotolueno	1.2E-3	0.019	0.032
120.- Benclidina	---	---	---
121.- 1.2 difenilhidrazina	1E-3	0.027	0.088
122.- N-nitrosodifenilamina	1E-3	0.025	0.086
123.- 2 nitrofenol	1E-3	0.034	0.079
124.- 4 nitrofenol	0.065	0.116	0.179
125.- 2.4 dinitrofenol	0.04	0.052	0.069
126.- 4.6 dinitro- <i>o</i> -cresol	0.012	0.032	0.047
127.- 3.3 diclorobencidina	3E-3	0.011	0.027
<i>Fenoles</i>			
128.- Fenol	0.035	0.073	0.123
129.- 2.4 dimetil fenol	0.012	0.020	0.032
130.- Pentaclorofenol	2E-3	0.094	0.026
131.- <i>p</i> cloro- <i>m</i> -cresol	0.011	4.8E-3	0.014
132.- 2 clorofenol	2E-3	0.020	0.025
133.- 2.4 diclorofenol	3E-3	8.2E-3	0.012
134.- 2.4.6 triclorofenol	1E-3	0.028	0.690
<i>PBCs</i>			
135.- aeroclores	---	---	---
<i>Pesticidas clorados</i>			
136.- Endosulfan (a y b)	---	---	---
137.- BHC (a,b,g,d)	3.2E-3	0.016	0.049
138.- Aldrin	---	---	---
139.- Dieldrin	---	---	---
140.- 4.4' DDD	---	---	---
141.- 4.4' DDE	---	---	---
142.- 4.4' DDT	5E-3	0.9E-3	1.2E-3
143.- Heptacloro	---	---	---
144.- Heptacloro epoxido	---	---	---
145.- Clordano	1E-3	5.6E-3	0.280
146.- Toxafeno	1E-3	3E-3	0.011
<i>Eteres de Ácido ftálico</i>			
147.- bis (2etilhexil)ftalato	0.250	0.011	0.272
148.- bis- <i>n</i> -octilftalato	0.012	0.045	0.078
149.- Dimetilftalato	0.002	4.5E-3	0.011
150.- Dietilftalato	---	---	---
151.- Di- <i>n</i> -butilftalato	2.8E-3	6.4E-3	9.9E-3
152.- Butilbencilftalato	1.320	1.49	1.744

* excepto donde se indique lo contrario.
* sólo en plantas de tratamiento.

A continuación se presenta un esquema posible para llevar un efluente secundario a nivel potable, es importante señalar que debido a que la legislación mexicana se encuentra en una etapa evolutiva se tome como referencia la de países más desarrollados.

El tren de tratamiento necesario para transformar el agua residual en potable comprende varios procesos para eliminar los sólidos suspendidos, el fósforo, el nitrógeno, la materia orgánica soluble, color, olor, sustancias activas de azul de metileno, metales pesados y sales disueltas. Así como químicos orgánicos tóxicos, pesticidas clorados, hidrocarburos clorados volátiles, carcinógenos, fosfatos orgánicos, etc.

Para lograr lo antes puesto es necesario implantar las nuevas tecnologías que se bien en costo de inversión son excesivas los beneficios a largo mediano y largo plazo serán mayores.

Descripción del tren de tratamiento propuesto.

1.- Cárcamo de lodos

- bomba sumergible

2.- Rejillas.

3.- Sedimentador.

- unidad tipo flujo horizontal.

4.- Proceso A/O con desnitrificación.

Reactores: 3

Anaerobio de tipo UASB (flujo ascendente)

Aerobio con empaque tubular (flujo descendente)

Anóxico de tipo UASB (flujo ascendente)

pH de la alimentación: 6.5 a 7.6

5.- Filtración directa "en línea".

Pretratamiento: tanque de coagulación

Reactivos: Alúmbre (2 a 10 mg/L)
 Polielectrolito catiónico
 (0.02 a 2 mg/L Polietilenamina)

Mezclado: Rápido

Filtración:

Medio filtrante: arena y antracita
 Tipo de lecho: mixto y profundo.
 No. de unidades: 1
 Tasa de filtración: 5 a 10 m/h
 Lavado: aire y aire-agua (72 m/h y 24 m/h) a contracorriente.

Clarificación.**6.- Preozonación.**

Unidad de contacto: concreto forjado recubierto con material inerte.
 No. de cámaras: 5 con difusores de cerámica perpendiculares al flujo.
 Requerimiento energético: grande
 Generador de ozono: tipo tubo

7.- Filtración lenta.

Tipo de lecho: simple
 Medio filtrante: arena
 Tasa: 3 a 6 m/d

8.- Columnas de adsorción.

Medio filtrante: carbón activado granular 8x30 mesh.
 Unidades: 2 con flujo descendente (antes y después de la ósmosis inversa).
 Tiempo de contacto aprox. 20 min.

Sistema de regeneración:

Tipo: Horno de corazón múltiple
 Temperatura: 800°C
 Tiempo de contacto aprox. 30 min.

9.- Sistema de ósmosis inversa.

Etapas:	3
Material de la membrana:	Poliamida
Módulo:	Fibra hueca-fina.
Rechazo de sales:	bueno
Facilidad de limpieza:	regular
Superficie de la membrana/ vol.del módulo:	600 - 1200
Costo de inversión:	bajo
Costo de operación:	bajo
Control del gasto:	bueno
pH de operación:	2 - 10
Soporte:	Nylón 6/6

Reactivos:

Antes de entrar al sistema
 Acido sulfúrico (66°Baumé, 93%) y
 Hexametilfosfato de sodio
 Salida del sistema
 Cal a la salida del desgasificador.

Post-tratamiento: Desgasificación.

10.- Recarbonatación

11.- Desinfección final.

Tipo:	Ozonación	Cloración
Bactericida:	bueno	bueno
Viricida:	bueno	1+
Persistencia:	ninguna	larga
Tiempo de contacto:	corto	moderado
Dependencia del pH:	ligera	si
Control del proceso:	grande	poco

Equipo requerido:

Tecnología:	compleja*	sencilla
Seguridad:	moderada	si

* mencionado anteriormente.

+ bueno cuando el cloro esta libre (Cl₂)

Las eficiencias encontradas en la eliminación de los compuestos contaminantes a lo largo del proceso empleando los porcentajes de remoción propuestos en la literatura para el agua residual con las características de la TABLA 12.1 son las mostradas en la TABLA 12.2. La FIG 12.1 muestra el esquema propuesto para tratar el agua residual en la Ciudad de México.

Como se puede observar la mayor parte de los compuestos presentan una buena remoción ya que se alcanzan niveles por debajo de los estándares de la EPA. Pudiese existir alguna duda en la remoción de los contaminantes que no tienen norma pero dadas las características generales del efluente es posible pensar que el agua producida sirva como agua de reuso directo sin que se presenten riesgos a la salud.

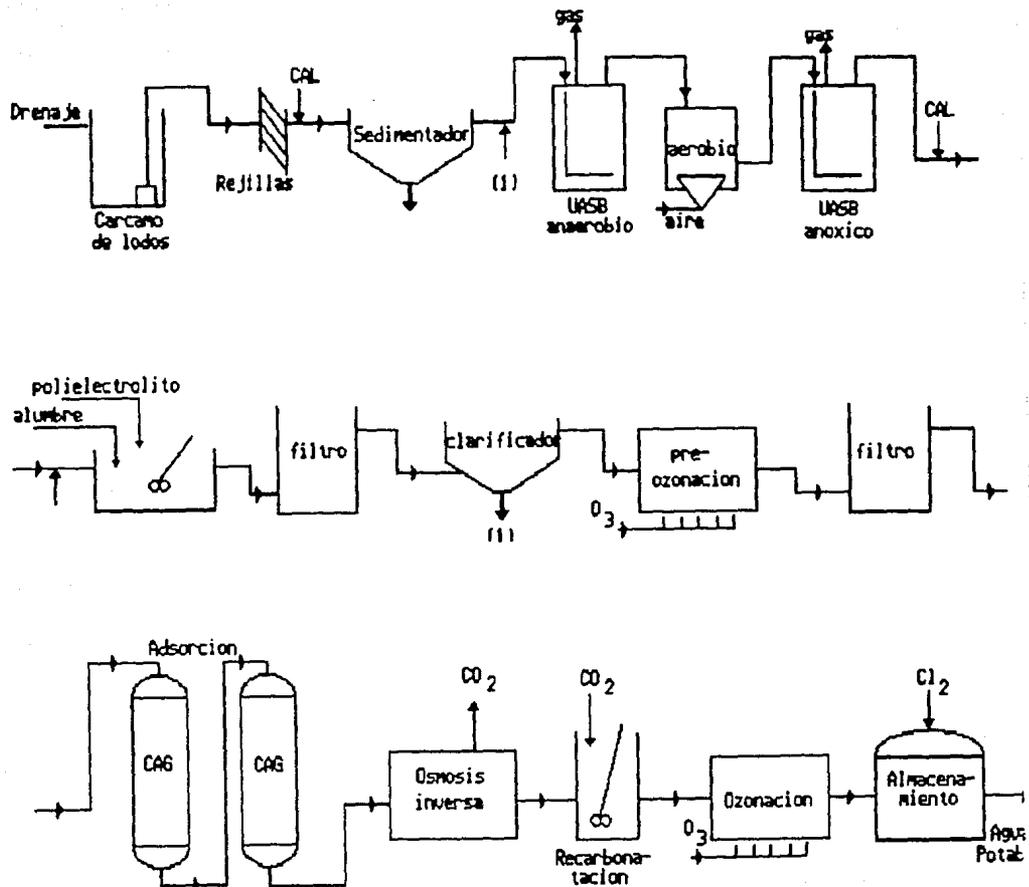


FIG 12.1 Tren de tratamiento avanzado propuesto para la Ciudad de México.

TABLA 12.2 NIVEL DE CALIDAD ALCANZADO PARA CADA CONTAMINANTE CON BASE EN LOS VALORES MAXIMOS DEL AGUA RESIDUAL EN EL DISTRITO FEDERAL

PARAMETRO CONTAMINANTE	AGUA RESIDUAL	SEDIMENTADOR PRIMARIO	A/O	FILTRACION DIRECTA	PREOZONACION	FILTRACION LENTA	ADSORCION CA	OSMOSIS INVERSA	DESINFECION	EFLUENTE FINAL	CRITERIOS (1)
FISICOS											
1.- pH	7.7										7 a 9
2.- Color (Pt/Co)	---	++		++	+++		++++		+++		5
3.- Turbidez (UTH)	---	+++		++++			++	++++			5
MINERALES											
4.- Alcalinidad total (CaCO ₃)	392	290.08	290.08	290.08	29.008	2.9008	0.07252	0.0363	0.03626	0.03626	600
5.- Alcalinidad a la fenolf. (CaCO ₃)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
6.- Carbonatos (CaCO ₃)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
7.- Bicarbonatos (CaCO ₃)	392	392	392	392	392	392	392	78.4	60	60	
8.- Hidroxilos (CaCO ₃)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
9.- Cond. eléctrica (umhos/cm)	1083										
10.-Cloruros	98.33	78.664	78.664	62.931	50.345	40.276	32.2208	3.2221	3.2221	3.2221	
11.-Boro	7.58	5.685	5.685	5.1165	5.1165	5.1165	5.1165	3.07	1.8	1.8	---
SOLIDOS											
12.-Sólidos totales	916										500
13.-Sólidos totales fijos	417.6										
14.-Sólidos totales volátiles	609.5										
15.-Sólidos disueltos totales	774	605.64	605.64	532.512	426.01	340.808	272.646	27.265	21.812	21.812	500
16.-Sólidos disueltos fijos	338										500
17.-Sólidos disueltos volátiles	538										10
18.-Sólidos suspendidos totales	193	65.62	3.281	0	0	0	0	0	0	0	1
19.-Sólidos suspendidos fijos	35.1										---
20.-Sólidos suspendidos volátiles	184										---
21.-Sólidos sedimentables (ml/L)	4										
R.A.S.											
22.-R.A.S. soluble	7.54										
23.-R.A.S. total	7.09										
NUTRIENTES											
24.-Nitrógeno amoniacal	23.67	19.646	0.0019	0.0008	1E-07	7.8E-08	5.9E-08	1E-09	2.9E-10	2.9E-10	0.5
25.-Nitrógeno total	56.51										
26.-Nitratos	14.32	0.115	0.0917	0.0917	0.0073	0.0587	0.0469	0.0094	0.0075	0.0075	10
27.-Fósforo total (PO ₄)	22.33	5.5825	0.0005	0.00011	1.2E-06	1.58E-07	1.58E-07	1.6E-07	1.58E-07	1.6E-07	---

++ remoción moderada; +++ buena; ++++ excelente

Los parámetros en los que no aparecen unidades se considerará mg/L.

TABLA 12.2 NIVEL DE CALIDAD ALCANZADO PARA CADA CONTAMINANTE CON BASE EN LOS VALORES MAXIMOS DEL AGUA RESIDUAL EN EL DISTRITO FEDERAL (continuación)

PARAMETRO CONTAMINANTE	AGUA RESIDUAL	SEDIMENTADOR PRIMARIO	A/O	FILTRACION DIRECTA	PREOZONACION	FILTRACION LENTA	ADSORCION CA	OSMOSIS INVERSA	DESINFECCION	EFLUENTE FINAL	CRITERIOS (1)
METALES ALCALINOS Y ALCALINO-TERRIDOS SOLUBLES											
28.-Calcio soluble	23.16	2.316	2.316	2.316	1.8528	1.4822	1.1858	0.0119	0.0095	0.0095	
29.-Magnesio soluble	99.7	9.97	9.97	9.97	7.976	6.2368	4.9895	0.0499	0.0399	0.0399	
30.-Sodio soluble	88.4	88.4	88.4	88.4	88.4	88.4	88.4	0.0884	0.0707	0.0707	
31.-Potasio soluble	10.9	10.9	10.9	10.9	10.9	10.9	10.9	2.18	1.744	1.744	
METALES ALCALINOS Y ALCALINO-TERRIDOS TOTALES											
32.-Calcio total	38.32	30.49	30.49	28.82	23.056	18.445	14.7558	1.4756	1.1804	1.1804	250
33.-Magnesio total	250	125	125	14.8	11.84	9.472	7.5776	0.7578	0.6062	0.6062	125
34.-Sodio total	193	193	193	193	193	193	193	38.6	30.88	30.88	100
35.-Potasio total	64.2	64.2	64.2	64.2	64.2	64.2	64.2	12.84	10.84	10.84	100
METALES PESADOS SOLUBLES											
36.-Fierro soluble	3.9	0.39	0.39	0.39	0.39	0.39	0.312	0.0312	0.0031	0.0031	
37.-Manganeso soluble	0.084	8.4E-05	8.4E-05	8.4E-05	6.7E-05	6.7E-05	5.4E-05	5.4E-06	2.14E-06	2.1E-06	
38.-Plomo soluble	0.043	0.0022	0.0022	0.0022	0.0017	0.0017	0.0013	0.0013	0.000108	0.00011	
39.-Cadmio soluble	5E-3	3.5E-05	3.5E-05	3.5E-05	2.8E-05	2.8E-05	1.68E-05	1.7E-07	1.34E-07	1.3E-07	
40.-Mercurio soluble	6.5E-3	6.5E-07	6.5E-07	6.5E-07	3.3E-07	3.25E-07	9.75E-08	2.9E-08	2.3E-08	2.3E-08	
41.-Arsénico soluble	0.032	0.0032	0.0032	0.0032	0.0026	0.0026	0.00156	0.0003	0.00025	0.00025	
42.-Cromo soluble	0.01	1E-06	1E-06	1E-06	8E-07	8E-07	2.4E-07	2.4E-08	1.9E-08	1.9E-08	
METALES PESADOS TOTALES											
43.-Fierro total	5.36	0.0536	0.0536	0.0107	0.0031	0.00031	0.0002	2.5E-05	2.5E-06	2.5E-06	0.3
44.-Manganeso total	0.126	0.0012	0.0013	0.0002	0.0002	2E-05	1.6E-05	1.6E-06	1.6E-07	1.6E-07	0.05
45.-Plomo total	0.594	0.0059	0.0059	5E-05	5E-05	5E-07	1.5E-07	1E-09	1E-09	1E-09	0.05
46.-Cadmio total	8E-3	8E-05	8E-05	8E-06	8E-06	8E-07	4.8E-07	4E-09	3E-09	3E-09	0.01
47.-Mercurio total	8.5E-3	0.017	0.017	0.0003	0.0003	0.00012	6E-05	3E-05	2.4E-05	2.4E-05	0.001
48.-Arsénico total	0.038	0.0038	0.0038	0.0004	0.0004	6E-05	3E-05	4.5E-06	3.6E-06	3.6E-06	0.01
49.-Cromo total	0.25	0.025	0.025	0.0025	0.0025	0.0025	0.0008	8E-05	6.4E-05	6.4E-05	0.0
BIOLOGICOS											
50.-Coliformes fecales (mill/100ml)	187	18.7	18.7	1.87	0.0187	0.0028	0.0014	1.4E-05	1.4E-07	1.4E-07	
51.-Coliformes totales (mill/100ml)	219	21.9	21.9	2.19	0.0219	0.0033	0.0026	2.6E-05	2.6E-09	2.6E-09	

(1) "Quality Criteria for Water", Office of Water Regulations and Standards, EPA 440/5-86-001, May 1, 1986 en Flores et al, 1987.

TABLA 12.2 NIVEL DE CALIDAD ALCANZADO PARA CADA CONTAMINANTE CON BASE EN LOS VALORES MAXIMOS DEL AGUA RESIDUAL EN EL DISTRITO FEDERAL (continuación)

PARAMETRO CONTAMINANTE	AGUA RESIDUAL	SEDIMENTADOR PRIMARIO	A/O	FILTRACION DIRECTA	PREOZONACION	FILTRACION LENTA	ADSORCION CA	OSMOSIS INVERSA	DESINFECION	EFLUYENTE FINAL	CRITERIOS (1)
DEMANDAS Y COT											
52.- DBO5 soluble	230	48.3	4.83	0.0483	0.0483	0.00048	4.8E-06	4.8E-07	2.4E-07	2.4E-07	2.5
53.- DQO soluble	5976	1912.32	1912.3	172.1	172.1	15.489	2.168	0.0867	0.0659	0.0659	4
54.- Carbon orgánico total fijo	165.7	16.57	16.57	11.599	1.16	0.812	0.406	0.0812	0.0812	0.0812	
GRASAS Y ACEITES											
55.- Grasas y aceites	199.2	67.728	3.3864	1E-08	1E-08	1E-08	1E-08	1E-08	1E-08	1E-08	---
56.- SAAM	11.94	8.358	8.358	5.0148	3.0089	1.8053	0.9027	0.4513	0.226	0.226	0.5
HIDROCARBUROS ALIFATICOS HALOGENADOS											
57.- 1.1 dicloroetano	0.013	0.013	0.013	0.013	0.013	0.013	0.0052	0.0021	0.0021	0.0021	---
58.- 1.1 dicloroetileno	0.023	0.023	0.023	0.023	0.023	0.023	0.0092	0.0037	0.0037	0.0037	---
59.- 1.1.2 tricloroetano	0.028	0.028	8E-05	8E-05	8E-05	8E-05	8E-05	8E-05	8E-05	8E-05	6
60.- Cloroetano	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
61.- Cloroformo	0.102	0.102	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	1E-08	1E-08	1E-09	1E-09	1.9
62.- 1.2 dicloropropano	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
63.- 1.3 dicloropropano	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
64.- Cloruro de metilo	0.023	0.0184	0.0184	0.0184	0.0184	0.0184	0.0184	0.0184	0.0184	0.0184	---
65.- Bromuro de metilo	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
66.- Bromoformo	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
67.- Diclorobromometano	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	1.9
68.- Triclorofluorometano	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
69.- Diclorofluorometano	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
70.- Clorodibromometano	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	1.9
71.- Tetracloroetileno	0.001	0.001	0.001	0.001	0.0004	0.001	0.0004	0.0004	0.0004	0.0004	8
72.- Tricloroetileno	0.045	0.045	4E-06	2E-06	2E-06	2E-06	3E-08	3E-08	3E-08	3E-08	27
73.- Cloruro de vinilo	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	20
74.- 1.2 trans dicloroetileno	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
75.- Tetracloruro de carbono	0.013	0.013	1E-06	1E-06	1E-06	1E-06	0	0	0	0	4
76.- 1.2 dicloroetano	0.0466	0.0466	0.0046	0.0046	0.0046	0.0046	0.0008	0.0008	0.0008	0.0008	9.4
77.- 1.1.1 tricloroetano	0.045	0.045	0.0045	0.0045	0.0045	0.0045	0.0018	0.0018	0.0018	0.0018	18400
78.- Hexacloroetano	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0	0	0	0	19
79.- Hexaclorociclopentadieno	0.0036	0.0036	0.0036	0.0036	0.0036	0.0036	0	0	0	0	4 1/2
80.- Hexaclorociclopentadieno	0.204	---	---	---	---	---	---	---	---	---	206

(1) "Quality Criteria for Water", Office of Water Regulations and Standards, EPA 440/5-86-001, May 1, 1986 en Flores et al, 1987.

TABLA 12.2 NIVEL DE CALIDAD ALCANZADO PARA CADA CONTAMINANTE CON BASE EN LOS VALORES MAXIMOS DEL AGUA RESIDUAL EN EL DISTRITO FEDERAL (continuación)

PARAMETRO CONTAMINANTE	AGUA RESIDUA	SEDIMENTADOR PRIMARIO	A/O	FILTRACION DIRECTA	PREOZONACION	FILTRACION LENTA	ADSORCION CA	OSMOSIS INVERSA	DESINFEC-CION	EFLUENTE FINAL	CRITERIOS (1)
HIDROCARBUROS AROMATICOS Y HALOGENADOS											
81.- Clorobenceno	0.0107	1E-05	1E-05	1E-05	1E-05	1E-05	0	0	0	0	488
82.- 1.2 diclorobenceno	0.005	0.005	5E-05	5E-05	5E-05	5E-05	0	0	0	0	---
83.- 1.3 diclorobenceno	0.117	0.117	0.0011	0.0011	0.0011	0.0011	0	0	0	0	400
84.- 1.4 diclorobenceno	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
85.- Benceno	0.76	0.76	0.038	0.038	0.038	0.038	0.0019	0.0019	1E-06	1E-06	6.6
86.- Tolueno	0.086	0.086	0.0009	0.0009	0.0009	0.0009	1E-06	1E-06	1E-08	1E-08	---
87.- Etilbenceno	0.009	0.0039	4E-06	4E-06	4E-06	4E-06	1E-07	1E-07	6E-08	6E-08	1400
88.- Hexaclorobenceno	0.018	0.018	0.018	0.018	0.018	0.018	0.0009	0.0004	0.00044	0.00044	---
89.- 1.2.4 triclorobenceno	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
HIDROCARBUROS POLIAROMATICOS											
90.- Naftaleno	0.125	0.0125	0.006	0.006	0.003	0.003	0.0003	0.0003	0.0003	0.0003	0.028
91.- Isofurona	0.032	0.032	0.0024	0.0024	0.0024	0.0024	0.0011	1.1E-08	1.1E-08	1.1E-08	5200
92.- Fluoreno	0.219	0.219	0.219	0.219	0.219	0.219	0.109	1E-05	1E-05	1E-05	0.028
93.- Fluoranteno	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	42
94.- Criseno	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0.028
95.- Pireno	0.0036	0.0036	0.0036	0.0036	0.0016	0.0016	0.0003	0.0003	0.00015	0.00015	0.028
96.- Fenantreno	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.002	2E-07	2E-07	2E-07	0.028
97.- Antraceno	0.0078	0.0078	0.0078	0.0078	0.0078	0.0078	0.0078	7.8E-07	7.8E-07	7.8E-07	0.028
98.- Benzo(a)antraceno	0.665	0.665	0.665	0.665	0.0293	0.0293	0.0293	2.9E-06	1.3E-06	1.3E-06	0.028
99.- Benzo(k)fluoranteno	0.27	0.27	0.27	0.27	0.1215	0.1215	0.1215	1.2E-05	5.5E-06	5.5E-06	0.028
100.- Benzo(b)fluoranteno	0.27	0.27	0.27	0.27	0.27	0.27	0.27	2.7E-05	2.7E-05	2.7E-05	0.028
101.- Benzo(a)pireno	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
102.- Benzo(g,h,i)perileno	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
103.- Indeno(1,2,3,c,d)pireno	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
104.- Dibenzo(a,h)antraceno	0.008	0.008	0.008	0.008	0.008	0.008	0.008	8E-05	8E-05	8E-05	---
105.- Acenaftileno	0.012	0.012	0.012	0.0084	0.0038	0.0026	0.0026	2.6E-05	2.6E-05	2.6E-05	0.28
106.- Acenafteno	0.125	0.125	0.125	0.0875	0.0394	0.0276	0.0138	0.0001	0.00014	0.00014	20
107.- Cloronaftaleno	0.0103	0.0103	0.0103	0.0072	0.0032	0.0022	0.0011	1.1E-05	1.1E-05	1.1E-05	0.28

(1) "Quality Criteria for Water", Office of Water Regulations and Standards, EPA 440/5-86-001, May 1, 1986 en Flores et al, 1987.

TABLA 12.2 NIVEL DE CALIDAD ALCANZADO PARA CADA CONTAMINANTE CON BASE EN LOS VALORES MAXIMOS DEL AGUA RESIDUAL EN EL DISTRITO FEDERAL (continuación)

PARAMETRO CONTAMINANTE	AGUA RESIDUA	SEDIMENTADOR PRIMARIO	A/O	FILTRACION DIRECTA	PREOZONACION	FILTRACION LENTA	ADSORCION CA	OSMOSIS INVERSA	DESINFECION	EFLUENTE FINAL	CRITERIOS (1)
ETERES HALOGENADOS											
108.- 2 cloroetilvinil éter	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
109.- bis 2 (cloroetil) éter	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
110.- bis 2 cloroetóxi metano	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
111.- 1 clorofenilfenil éter	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
112.- bis 2 (cloroetil) éter	0.65	0.65	0.65	0.65	0.65	0.65	0.65	0.264	0.264	0.264	0.3
113.- 4 bromofenilfenil éter	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
114.- bis (2 cloroisopropil) éter	0.083	0.083	0.083	0.083	0.083	0.083	0	0	0	0	34.7
NITROCOMPUESTOS ALIFATICOS											
115.- N-nitrosodimetilamina	0.008	0.008	0.008	0.008	0.008	0.008	0.008	0.008	0.008	0.008	0.01
116.- N-nitrosodi-n-propilamina	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.01
NITRICOMPUESTOS AROMATICOS											
117.- Nitrobenzeno	0.012	0.012	0.000	0.0004	0.0004	0.0004	1.6E-05	1.6E-05	1.6E-05	1.6E-05	19800
118.- 2,4 dinitrotolueno	0.088	0.088	0.009	0.0088	0.0088	0.0088	0.0004	0.0004	0.0004	0.0004	1.1
119.- 2,6 dinitrotolueno	0.032	0.032	0.032	0.032	0.032	0.0016	0.0016	0.0016	0.0016	0.0016	---
120.- Bencidina	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	1200
121.- 1,2 difenilhidracina	0.088	---	---	---	0.088	0.088	0.088	0.088	0.088	0.088	0.42
122.- n-nitrosodifenilamina	0.088	0.088	0.063	0.0634	0.0634	0.0634	0.0634	0.0634	0.0634	0.0634	49
123.- 2 nitrofenol	0.079	0.079	0.002	0.0024	0.0024	0.0024	0.0024	0.0024	0.0024	0.0024	---
124.- 4 nitrofenol	0.179	0.179	*****	0.0009	0.0009	0.0009	0.0009	0.0004	0.00018	0.00018	---
125.- 2,4 dinitrofenol	0.069	0.069	0.01	0.0103	0.0103	0.0103	0.003	0.003	0.003	0.003	70
126.- 2,6 dinitro-o-cresol	0.047	---	---	---	0.047	0.047	0.047	0.047	0.047	0.047	13.4
127.- 3,3'diclorobencidina	0.027	0.027	0.027	0.027	0.027	0.027	2.7E-06	2.7E-06	2.7E-06	2.7E-06	0.103

TABLA 12.2 NIVEL DE CALIDAD ALCANZADO PARA CADA CONTAMINANTE CON BASE EN LOS VALORES MAXIMOS DEL AGUA RESIDUAL EN EL DISTRITO FEDERAL (continuación)

PARAMETRO CONTAMINANTE	AGUA RESIDUA	SEDIMENTADOR PRIMARIO	A/O	FILTRACION DIRECTA	PREOZONACION	FILTRACION LENTA	ADSORCION CA	OSMOSIS INVERSA	DESINFECION	EFLUENTE FINAL	CRITERIOS (1)
FENOLES											
128.- Fenol	0.123	0.123	0.006	0.0062	0.0062	0.0062	0	0	0	0	3500
129.- 2.4 dimetilfenol	0.032	0.032	0.002	0.0017	0.0017	0.0017	0.0017	0.0017	0.0017	0.0017	400
130.- Pentaclorofenol	0.264	0.264	0.264	0.264	0.264	0.264	0.264	0.264	0.138	0.138	1010
131.- p-cloro-m-cresol	0.014				0.014	0.014	0.014	0.014	0.014	0.014	---
132.- 2 clorofenol	0.035	0.035	0.004	0.0035	0.0035	0.0035	0.0035	0.0012	0.0012	0.0012	0.1
133.- 2.4 diclorofenol	0.012	0.012	0.000	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0001	0.0001	3090
134.- 2.4.6 triclorofenol	0.069	0.069	0.007	0.0069	0.0069	0.0069	0	0	0	0	12
PBCs											
135.- Arocloros	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
PESTICIDAS CLORADOS											
136.- Endosulfan (a y b)	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
137.- BHC (a,b,c,d)	0.049	0.0343	0.034	0.0154	0.0069	0.0031	0.0003	0.0002	8E-05	8E-05	---
138.- Aldrín	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
139.- Dieldrín	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
140.- 4.4' DDE	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
141.- 4.4' DDD	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
142.- 4.4' DDT	0.0012	0.0008	*****	1.7E-05	7.5E-06	1.4E-07	1.4E-10	0	0	0	0.02
143.- Heptacloro	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
144.- Heptacloro epóxido	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
145.- Clordano	0.28	0.196	0.196	0.0882	0.0882	0.0397	0.0397	0.0397	0.0397	0.0397	0.007
146.- Toxafeno	0.0114	0.008	0.008	0.008	0.008	0.008	0.00024	0.0002	0.00012	0.00012	0.007
ETERES DE ACIDO FTALICO											
147.- bis (2 etilhexil)ftalato	0.272	0.272	0.082	0.0163	0.0163	0.0033	2E-07	2E-07	2E-07	2E-07	15000
148.- Di-n-octilftalato	0.078	0.078	0	0	0	0	0	0	0	0	---
149.- Dimetilftalato	0.011	0.011	0	0	0	0	0	0	0	0	313
150.- Dietilftalato	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
151.- Di-n-butilftalato	0.0099	0.0099	0	0	0	0	0	0	0	0	34000
152.- Butilbencilftalato	1.744	1.744	0	0	0	0	0	0	0	0	---

Los parámetros en los que no aparecen unidades se considerarán como 1000 mg/L.

(1) "Quality Criteria for Water", Office of Water Regulations and Standards, EPA 440/5-86-001, May 1, 1986 en Flores et al, 1987.

13. CONCLUSIONES

El agua a nivel mundial, como se observó en la revisión llevada a cabo, es un elemento clave en el desarrollo socioeconómico de un país. De acuerdo con Falkenmark un país altamente industrializado requiere 1250 m³/hab/año para satisfacer las demandas agrícolas, desarrollo industrial, infraestructura municipal y actividades recreativas.

La necesidad de encontrar formas alternas para abastecer de agua a un país es día con día más imperiosa y de no buscar nuevas tecnologías o mejorar las ya existentes se tendrá a corto plazo una gran escasez del recurso.

Entre los factores principales que determinan el empleo del agua residual para consumo humano se encuentra el costo de tratamiento, la disponibilidad tecnológica, la certificación de la calidad y la aceptación por parte del público.

A lo largo del trabajo se identificó como un proceso de costo elevado la desalación, operación que en la mayoría de los países se presenta, mientras que el reuso cuya práctica es menor ofrece además de un costo más bajo un gran número de aplicaciones que beneficiando a todos los sectores económicos.

El apoyo del gobierno en las políticas de reuso es fundamental para un buen desarrollo, esto es, si el gobierno ofrece incentivos fiscales, apoyo tecnológico y asesorías a los usuarios del agua residual tratada se fomenta el empleo de ella. Entre los países que han optado por estas políticas sobresale Israel cuyo gobierno

disminuyó los impuestos alentando al reuso del agua tratada así como al desarrollo tanto de tecnología nueva como de profesionales del ramo.

No obstante las ventajas del reuso, el propósito para consumo humano queda relegado a causa de los problemas de salud, de tipo político, económico y social que pudieran presentarse.

Sin embargo, aún con la oposición del sector social, el reuso en consumo humano es un hecho, los primeros trabajos de abastecimiento de agua potable provenientes de plantas de tratamiento de agua residual se tuvieron en Windhoek y Pretoria en Africa del Sur. Pese a los problemas de salud que se presentaron (epidemias) no se suspendió el uso obteniendo como resultado investigaciones para el mejoramiento de la calidad, un ejemplo es la planta de tratamiento avanzado a nivel piloto probada en el estado de Denver en los Estados Unidos. La planta cumple con los estándares requeridos para producir un agua con calidad de potable apta para beber.

La situación económica de los países latinoamericanos no permite un desarrollo satisfactorio en cuanto al avance tecnológico para el tratamiento del agua residual y en algunos casos el empleo mal orientado de técnicas recientes hace que se emplee el agua apenas con una desinfección, cuando ésta existe.

Nuestro país sufre gran escasez no por falta de agua sino por la mala distribución de la población en relación con el reuso, lo que acarrea en la mayor parte del territorio un agran escasez. Las pérdidas del líquido en el país representan inversiones por parte del gobierno del orden de 2.8 billones de pesos. En vista de ello, es necesario encausar las políticas hacia el reuso y no al transporte masivo de cuencas cercanas, que ya de por sí se encuentran muy contaminadas y con alto grado de sobreexplotación.

Lo anterior y la necesidad apremiante para el Valle de México de encontrar fuentes alternas de agua, en especial el mantener un abastecimiento potable, llevó a la conclusión de presentar un esquema de tratamiento en el cual el uso de procesos no convencionales (avanzados) aunados con los tradicionales brinden un producto de alta calidad sin riesgo alguno para el consumo humano. Este esquema se estima más simple que el empleado en los Estados Unidos.

Los resultados son prometedores y los beneficios podrán ser vistos a corto plazo, de ésta forma se puede afirmar que técnicamente es posible producir un agua con calidad potable destinada para el consumo humano pero es necesario realizar análisis que permitan saber las condiciones exactas para el buen funcionamiento del tren de tratamiento y, sólo se podrá lograr haciendo que el gobierno y el sector social se interesen más sobre el tema de la escasez del agua y se invierta en el desarrollo tecnológico conveniente.

14. BIBLIOGRAFIA

Adin A. y Elimelec, M. (1982) "Particle filtration for wastewater irrigation". *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* Vol.115, No.3, pp 474-487.

Alspaugh T. (1974) "Water Reuse". Environmental Protection Agency. Technology Transfer pp 41-44.

Amhad, Salim (1990) "Public Attitude towards Water and Water Reuse". *Wat. Sci. Tech.* Vol. 23, pp 2165-2170.

Amy G., Bryant C. y Belyant M (1987) "Molecular Weight Distributions of Soluble Organic Matter in Various Secondary and Tertiary Effluents". *Water Science and Technology*, Vol. 19 Rio pp 529-538.

Angehrn, M. (1984) "Ultraviolet Disinfection of Water". *Aqua* No.2, pp 109-115.

Arar, A. (1990) "Wastewater Reuse for Irrigation in the Near East Region". *Wat. Sci. Tech.* Vol. 23, pp 2127-2134

Asano T. (1986) "Wastewater Reclamation and Reuse". *Journal WPCF*, Vol. 58, No 6, pp 529-533.

Asano, T. y Tchobanoglous, G. (1990) "The role of wastewater reclamation and reuse in the USA". *Wat. Sci. Tech.* Vol. 23, pp 2049-2059.

Audic, J., Fujita, Y. y Faup, G.M. (1986) "Le couplage boues activées-membrane. Une réalité au Japon". *T.S.M. L'EAU*, No. 6, pp 297-300.

AWWA Coagulation Committee (1989) "Committee Report: Coagulation as an Integrated Water Treatment Process". *Journal AWWA, Research & Technology*. Vol. 81, No.10, pp 72-78.

AWWA Water Desalting and Reuse Committee "Committee Report: Membrane Desalting Technologies". *Journal AWWA, Management & Operations*. Vol. 81, No.11, pp 30-37.

Banks, P.A. (1990) "Wastewater Reuse case studies in the Middle East". *Wat. Sci. Tech.* Vol. 23, pp 2141-2148.

Bartone, C. (1991) "International perspective on water resource management and wastewater reuse-appropriate technology". *Wat. Sci. Tech.* Vol. 23, pp 2039-2047.

Boscó, B., Domínguez, E., Fuentes, O., González, A., Sánchez, B. y Vidales, H. (1978) "Estudio hidrológico del Distrito Federal y sus interacciones con las cuencas vecinas". Elaborado para el DDF por el II-UNAM, Proyecto 8118.

Bouillot P. (1988) "Bioreacteurs à recyclage des cellules par procédés membranaires: Application à la dépollution des eaux en aérobiose". Thèse Docteur-Ingénieur No. 60 INSA-Toulouse.

Bouwer, Herman (1990) "Ground water recharge with sewage effluent". *Wat. Sci. Tech.* Vol. 23, pp 2099-2108.

Brattebo, h., Odegaard, H. y Halle, O. (1987) "Ion Exchange the Removal of Humic Acids in Water Treatment". *Wat. Res.* Vol. 21, No.29, pp 1045-1052.

Bregman J. (1970) "Membrane Processes gains favor for Water". *Environmental Science and Techonology* Vol. 4, No 4, pp 296-302.

Bruvold W. (1985) "Obtaining Public Support for Reuse Water". *Journal AWWA, Managements and Operations* No. 7, pp 72-77.

Buros, O.K. (1989) "Desalting Practices in the United States". *Journal AWWA, Management & Operations*. Vol. 81, No.11, pp 38-42.

Carry C., Miele R., Horvath R. y Nellor M. (1989) "An update on Wastewater Reclamation Research and Development in Los Angeles Country". *Water Science and Technology*, Vol. 21, pp 409-419.

Chaissac M., Audic J.M. y Faup G.M. (1987) "Un outil analytique de caractérisation des eaux résiduaires: La chromatographie sur gel". *T.S.M. L'EAU*. 82° année No 9, pp 389-395.

Chansler, JAMES M. (1990) "Water Reuse in Riyadh, Saudi Arabia". *Water Environment and Technology* No.11, pp 76-77.

Chin, K.K. y Ong, S.L. (1990) "A study of reclamation of sewage for industrial waters". *Wat. Sci. Tech.* Vol. 23, pp 2181-2187.

Comisión Federal de Electricidad (1989) "Estudio del impacto ambiental del proyecto termoeléctrica Carbón II". Elaborado por la Subdirección de Construcción, Gerencia de Proyectos Termoeléctricos.

CONADE (1981) "Informe General de Ecología".

Cotruvo J. "Risk Assessment and Control Decisions for Protecting Drinking Water Quality". *Protecting Drinking Water Quality* Cap. 34, pp 693-733.

Cotruvo J. y Vogt C. "Treatment Processes for Control SOCs. Status of Drinking Water Regulations under 1986 Amendments to SDW". pp 1-13

Convery, J., Kreissl, J.F., Venosa, A.D., Bender, J.H. y Lussier, D.J. (1989) "Municipal Wastewater Treatment Technology Transfer Activities of the United States Environmental Protection Agency". *Wat. Sci. Tech.* Vol. 21, pp 685-698.

Corneille R. (1985) "Master Planing a Water Reuse System". *Journal WPCF*, Vol. 57, No 3, pp 207-212.

Crossmit W. (1985) "Paying for Reuse Water". *Journal AWWA-Management and Operations* pp 78-83.

Cruickshank, G. (1990) "Prevención de los desastres por escasez de agua potable y alcantarillado". *Ingeniería Ambiental*, SMISAAC, Año 3, No. 7 pp 19- 25.

Culp G. y Culp R. (1974) "New Concepts in Water Purification". Ed. Van Nostrand Reinhold Environmental Engineering Series.

DDF "Sistema Hidráulico del D.F.". Secretaria de Obras y Servicios, Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica, México, D.F.

DeBoer J. y Linstedt K.D. (1985) "Advances in Water Reuse Applications". *Water Research* Vol. 19, No. 11, pp 1455-1461.

De Souza Melo H. (1984) "Contribution à la modélisation des processus de traitement biologique des effluents. Isolement et identification de métabolites inhibiteurs de la croissance bactérienne 1^{re} partie: Etudes des inhibiteurs". Thèse de Docteurs-Ingénieur INSA No.. 139.

De Souza Melo J. (1984) "Contribution à la modélisation des processus de traitement biologique des effluents. Isolement et identification de métabolites inhibiteurs de la croissance bactérienne 1^{re} partie: Etudes des inhibiteurs". Thèse de Docteurs-Ingénieur INSA No. 140

Diamapopoulos, E. y Woods, D. (1987) "An investigation of the factors affecting the removal of fulvic acid from water by aluminum and polymers". *Water Poll. Res. Vol. 22, No. 3*, pp 377-384.

Directive Européenne Relative à la Qualité des Eaux Destinées à la Consommation Humaine, 15 de julio 1980.

Dykes, G. y Conlon, W. (1989) "Use of Membrane Technology in Florida". *Journal AWWA, Management and Operations. Vol. 81, No.11*, pp 43-46.

Eckenfelder, Jr. W. (1989) "Industrial Water Pollution Control". Ed. McGraw-Hill, Civil Engineering Series. Second Edition.

"En-jeux et perspectives du programme membranes".

Espino, F., Vazquez, M. y Flores, F. (1987) "Pilot Studies of Wastewater Potabilization in Mexico City".

Falconer, I.R., Runnegar, M.T.C., Bruckley, T., Huyn, V.L. y Bradshaw, P. (1989) "Using Activated Carbon to Remove Toxicity from Drinking Water Containing Cyanobacterial Blooms". *Journal AWWA Vol. 81, No.2*, pp 102-105.

Falkenmark M. (1986) "Fresh Water-Time for a Modified Approach". *AMBIO Vol. 15, No. 4*, pp 192-200.

Falkenmark M., Biswas A., Hori H., Ishibashi T., Kovacs G., Rogers P. y Shuval H. (1987) "Water-Related Limitations to Local Development". *AMBIO Vol. 16, No. 4*, pp 191-200.

Falkenmark M. (1989) "The Massive Water Scarcity Now Threatening Africa-why isn't it being addressed?". *AMBIO Vol. 18, No. 2*, pp 112-118.

Farooq, S. y Bari, A. (1988) "High Level Disinfection of Wastewaters for Reuse". *Environmental Technology Letters Vol. 9*, pp 379-390.

Gehm H. (1973) "Advanced Waste Treatment". State of the Art Review of Pulp and Paper Waste Treatment. *Environmental Protection Technology Series* pp 53-73.

Gilles, P. "Applications à Pleine Echelle des cultures fixiées sur le Littoral Méditerranéen, Conception, Bilans de Foctionnement". OMNIUM des traitements et de valorisation.

Grady C., Kirch E., Koczvara M., Trgoycich B. y Watt R. (1984) "Molecular Weight Distributions is Activated Sludge Effluents". *Water Research, Vol. 21, No. 11*, pp 1311-1218.

Gjessing E. y Lee G.F. (1967) "Fractionation of Organic Matter in Natural Waters on Sephadex Columns". *Environmental Sciences and Technology, Vol. 1, No. 8*, pp 631-638.

Hannah, S.A., Cohem, J.M. y Robeck, G.G. (1976) "Control Techniques for Coagulation-Filtration". *Journal AWWA* Vol.59, No.8, pp 1149-1163.

Hongve, D. (1989) "Anion exchange for removal of humus from drinking water: calcium improves the efficiency of the process". *Water Research* Vol. 23, No.11, pp 1451-1454.

Idelovich, E., Roth, T., Michel, M., Cohen, A. y Friedman, R. (1977) "Advanced Treatment, Groundwater Recharge and Reuse of Municipal Wastewater. Dan Region Pilot Plant". Sewage Reclamation Department. Prepared for Mekorot Water Co.LTD, Tel Aviv.

INEGI (1990) "XI Censo General de Población y Vivienda" Datos preliminares.

Jacangelo, J.G., Patania, N.L., Reagan, K.M., Aieta, E.M., Krasner, S.W. y McGuire, M.J. (1989) "Ozonation: Assessing Its Role in the Formation and Control of Desinfection By-products". *Journal AWWA* Vol. 81, No.8, pp 74-84.

Jacangelo, J.G., Aieta, E.M., Carns, K.E., Cummings, E.W. y Mallevalle, J. (1989) "Assessing Hollow-Fiber Ultrafiltration for Particulate Removal". *Journal AWWA, Research & Technology* Vol. 81, No.11, pp 68-75.

Jain K., Vasudevan P. y Jha N.K. (1990) "Azolla Pinnata R.Br and Lemna minor L. for removal of lead and zinc from polluted water". *Water Research* Vol. 24. No. 2, pp 177-183.

Jiménez, B. (1986) "La operación de la planta de tratamiento de aguas residuales de C.U. Comentarios y actividades propuestas". Elaborado por el Instituto de Ingeniería, UNAM. Proyecto 5308.

Jiménez, B. y Buitrón, G. (1988a) "Filtración de efluentes biológicos secundarios". *I Simposio Nacional sobre Ingeniería Ambiental del II, UNAM.*

Jiménez, B., Trujillo, D. y Buitrón, G. (1988b) "Influencia de la forma de la entrada y localización del módulo sobre la eficiencia hidráulica de un sedimentador de alta tasa". Capítulo en *Avances en Ingeniería Química 1987*. Ed. Universidad Potosina.

Jiménez, B., Navarro, I., Becerril, E., Ramos, J., Rosales, F., y Zuñiga, J.A. (1990) "Estudio de la posibilidad de reuso de agua tratada a nivel nacional". Elaborado para CYDSA por el Instituto de Ingeniería, UNAM, Proyecto 0325.

Jorgensen, S. (1979) "Examination of the Applicability of Cellulose Ion Exchangers for Water and Waste Treatment". *Water Research* Vol. 23, pp 1239-1247.

Kavanaugh, M., Eugester, J., Weber, A. y Boller, M. (1977) "Contact a filtration for phosphorus removal". *Journal WPCF* Vol. 41, No.10, pp 2157-2171.

Kemmer, F. (1989) "Manual del Agua: su naturaleza, tratamiento y aplicaciones" NALCO Chemical Company, MacGraw-Hill.

Keswick, B., Satterwhite, T., Johnson, P., Du Pont, H., Secor, S., Bitsura, J.A., Gary, W., y Hoff, J. (1985) "Inactivation of Norwalk Virus in Drinking Water by Chlorine". *Applied and Environmental Microbiology* Vol. 50, No. 2 pp 261-264.

Kirkwold, D. (1984) "Disinfecting with Ultraviolet Radiation". *Civil Engineering* Vol. 54, No.12, pp 62-64.

Kiya, F. y Aya, H. (1991) "Trends and problems of wastewater reuse systems in buildings". *Wat. Sci. Tech.* Vol. 23, pp 2189-2197.

Klein, R. y Kerwin, W. (1989) "Application of Human Factors to the Drinking Water Industry". *Journal AWWA* Vol. 81, No.11, pp 43-45.

Kuribayashi, S. (1990) "Reuse of treated wastewater in an artificial stream ("seseragi") in Kawasaki City, Japan". *Wat. Sci. Tech.* Vol. 23, pp 2209-2214.

Lainé, J.M., Hagstrom, J.P., Clark, M.M. y Mallevalle, J. (1989) "Effects of Ultrafiltration Membrane Composition". *Journal AWWA* Vol. 81, No.11, pp 61-67.

Lauer W., Stephen R. y Ray J. (1985) "The Current Status of Denver's Potable Water Reuse Project". *Journal AWWA*, pp 52-59.

Legube B. y Morin M. "Les principaux constituants chimiques d'un effluent secondaire mixte. Incidence sur le milieu recepneur". *Tribune de CEBEDEAU*, Vol. 40, No. 527, pp 19-27.

Legube B., Morin M. y Doré M. (1985) "Identification of Few Organics and attempted quantification upon disinfection with Ozone of a Biologically Treated Wastewater". Proceedings of the International Conference: The role ozone in water and wastewater treatment. London 13-14, November.

Legube B., Doré M., Langlais B., Bourbigot M y Gouesbet G. (1985) "Changes in the Chemical Nature of a Biologically in Wastewater during Disinfection by Ozone". *Ozone Science & Engineering* Vol. 9 pp 63-84.

Levine A., Tchobanoglous G. y Asano T. (1985) "Characterisation of the Size distribution of Contaminants in Wastewater: Treatment and Reuse Implications". *Journal WPCF*, Vol. 57, No. 7, pp 125-138.

Mallory C. y Robert W. (1973) "Applicability of Industrial Engineering Techniques to Advanced Waste Treatment". Application of Selected Industrial Engineering Techniques to Wastewater Treatment Plants. *Environmental Protection Technology Series* pp 115-129.

Metcalf y Eddy Inc. (1979) "Wastewater Engineering: Treatment

Disposal Reuse". Ed McGraw-Hill, EUA.

Mendoza, G. y Flores, F. (1981) "Mexico City's Master Plan for Reuse". DDF Secretaria de Obras y Servicios. Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica.

Miller, K. (1990) "US Water Reuse: current status and future trends". *Water Environment and Technology* No.11, pp 84-89.

Millot, N., Dalga, N. y Foussard, N. (1986) "Two options for treatment of acidic organic industrial wastes". *Water Science Technology* Vol. 23, pp 5-17.

Miltner, J., Baker, B., Speth, F. y Fronk, A. (1989) "Treatment of seasonal pesticides in surface waters". *Journal AWWA* Vol. 81, No.1, pp 43-52.

Montgomery J.M. (1985) "Water Treatment Principles and Design". Ed. John Wiley & Sons.

Montiel A., Welte B. y Barbir J.M. (1989) "Improvement of Slow Sand Filtration". *Environmental Technology Letters* Vol. 10, pp 29-40.

Morales, R., Pozo, F. y Mondragón, E. (1989) "Memoria técnica de la planta de tratamiento de aguas negras con lagunas Facultativas de Recirculación". *Ingeniería Ambiental, SMISAAC*, Año 2, No. 6, pp 31-43.

Naumezyk, J., Szpyrkowicz, L. y Grandi, F.Z. (1989) "Organics isolation from fresh and drinking waters by macroporous anion-exchange resins". *Water Research* Vol. 23, No.12, pp 1593-1597.

Noyola A., Jiménez, B., Buitrón, G., y Lemus A. (1990) "Eliminación del carbón orgánico residual y del nitrógeno en un efluente anaerobio". Instituto de Ingeniería, UNAM. Proyecto 9342.

Odendaal, P. (1991) "Recent advances in water reuse research in South Africa". *Water Sic. Tech.* Vol. 23, pp 2061-1071.

Odira, P., Latvala, A. y Viitasaari, M. (1987) "Upflow Direct Filtration of High Turbidity Waters". *Aqua Fennica* 17, No.1, pp 59-68.

Ohgaki, S. y Sato, K. (1991) "Use of reclaimed wastewater for ornamental and recreational purposes". *Wat. Sic. Tech.* Vol.23 pp 2109-2117.

Okun, Daniel A. (1990) "Realizing the Benefits of Water Reuse in Developing Countries". *Water Environment and Technology* No.11, pp 78-82.

Orta Ledesma T. (1985) "Criterios para el aprovechamiento de aguas residuales en México". Tesis de maestría de la DEPEI-UNAM.

Panswad T. y Wongchaisuwan S. (1986) "Mechanisms of Dye Wastewater Colour Removal by Magnesium Carbonate-Intrated Basic". *Water Science and Technology*. Vol. 18, Singapore pp 139-144.

Parker Denny (1988) Wastewater Technology Innovation for Year 2000" *Environmental Engineering* Vol. 114, No. 3, pp 487-506.

Patterson J. (1975) "Wastewater Treatment Technology". Ed Ann Arbor Science. 4^{edición}.

Pavoni J., Tittlebeaom M., Spencer H., Fleischman M., Nebel C. y Gottschling R. (1972) "Virus Removal from Wastewater using Ozone". *Water and Sewage Works* Vol. 119, No. 12, pp 59-67.

Payment, P., Trudel, M. y Plante, R. (1985) "Elimination of Viruses and Indicator Bacteria at each Step of Treatment during Preparation of Drinking Water at Seven Water Treatment Plants". *Applied and Environmental Microbiology* Vol. 49, No. 6, pp 1418-1428.

Pharmacia (1979) "Filtration sur gel". *Pharmacia Fine Chemicals*, UPPSALA, Suecia.

Preston L. (1989) "A new horizon for water quality in Japan". *Journal WPCF*, Vol. 61, No. 5, pp 579-583.

Qualls, R.G., Dorfman, M.H. y Johnson, J.D. (1989) "Evaluation of the Efficiency of Ultraviolet Disinfection Systems". *Wat. Res.* Vol. 23, No. 3, pp 317-325.

Recommandations OMS. Anexe 2.

Ristow, T. (1984) "Ideas blossom at San Diego Test Bed". *World Water*, pp 33-34.

Robinson, J. y Smith, L.J. (1984) "The Treatment of Sewage for Use in Municipal Irrigation in Abu Dhabi; UAE". *Wat. Pollut. Control* Vol 83, No. 3, pp 387-399.

Rogalla, F., Bacquet, G., Payraudeau, M., Boubigot, M.M., Sibony, J. y Gilles, P. "Nutrient removal with biological aerated filters". OTV Courbevoie, France.

Rogers S., Peterson D. y Lauer W. (1987) "Organics Contaminants Removal for Potable Reuse". *Journal WPCF*, Vol. 59, No. 7, pp 722-732.

Rovel J. (1987) "Réutilisation des eaux résiduaire urbaines... jusqu'ou peut-on aller?. Deux exemples: Maraven (Venezuela) et Taif (Arabie Saoudite)". *Symposium International Protection du Milieu Marin contre la Pollution Urbaine*. Marseille 4-6 novembre.

Rovel, J. (1987) "Sewage Water reuse: its feasibility, related problems. Two case histories". Peking. Octubre. Degremont.

- Salim, Mohammad A. (1990) "Chemical Analysis of Irrigation Water in Bahrain". *Wat. Sci. Tech.* Vol. 23, pp 2159-2164.
- SARH (1985) "Manual de Tratamiento de Aguas para reuso" Vol 1 y 2, México D.F.
- Sayre I. (1988) "International Standards for Drinking Water" *Journal AWWA*, Vol. 1, pp 53-60.
- Shelef, G. (1990) "The role of wastewater reuse in water resources management in Israel". *Wat. Sci. Tech.* Vol. 23, pp 2081-2089.
- Shull, Kenneth E. (1967) "Filtrability Techniques for Improving Water". *Journal AWWA* Vol. 59, No. 8, pp 1164-1173.
- Shuval H. (1977) "Public Health Implications of Wastewater Reuse for Municipal Purposes". *Pollution Engineering and Technology* Vol. 3, pp 349-386.
- Shuval H. (1987) "The Development of Water Reuse in Israel". *AMBIO* Vol. 16, No. 4, pp 186-190.
- Shuval H. (1991) "Heath guidelenes and standars for wastewater reuse in agriculture: historical perspectives". *Water Sci. Tech.* Vol. 23, pp 2073-2080.
- Smith, B.E., Price, D.B., Kasper, D.R. y Everest, W.R. (1983) "California Seeks to Reclaim Irrigation drain Water". *World Water* No.2, pp 51-55.
- Smith R., Stebert M. y Hattingh (1980) "Removal of Inorganic Pollutants from Wastewater During Reclamation for Potable Reuse". *Water S.A.*, Vol. 6, No. 2, pp 92-95.
- Steel E. W. y McGhee T. J. (1981) "Abastecimiento de agua y alcantarillado". Ed. Gustavo Gili, S.A. Barcelona. 5ª Edición.
- Stephen R., Deanna P. y Lauer W. "Organic contaminants removal for potable reuse". *Journal WPCF*, Vol. 59, No. 7, pp 722-732.
- Stephen R. y Hobbs N. (1976) "Management Goals and Successive Water Use". *Journal AWWA Management and Operations*, No. 2, pp 86-92.
- Sugira O. "Molecular Mass Distribution of Organic Compounds is Wastewater Treatment Process by Gel Chromatography". *Gesuido Kyokaishi*, Vol. 24, No. 272, pp 38-43.
- Task Committee on Design of Wastewater Filtration Facilities (1986) "Tertiary Filtration of Wastewater". *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 112, No. 6, pp 1008-1025.
- Tay, J. y Yip, W. (1987) "Use of reclaimed wastewater for concrete mixing". *Journal of Environmental Engineering* Vol. 113, No.5, pp 1156-1161.

Taylor M. y Denner J.M. (1987) "Sewage Effluent-A Water Resource". *Journal of the Institution of Water Engineering and Scientist* Vol. 41, No. 1, pp 40-50.

Tekippe R., Montgomery J., Gaston J., Hill C., Gaudy A., Lewis P., McDermolt G., Sthal J., Stephan D. y Russell H. (1989) "Establishing research priorities". *Journal WPCF* Vol. 61, No. 4, pp 453-459.

Thompson, H. y Dostal, K. (1972) "Tertiary Treatment of Combined Domestic and Industrial Wastes". *Proceedings Third National Symposium of Food Processing Wastes*, pp 201-215.

Van Steederen R. y Malherbe A. (1982) "The Molecular Mass Distribution of Organic Compounds in Activated Sludge Plant Effluent Determined by Means of Gel Permeation Chromatography". *Water Research* Vol. 16, pp 745-748.

Venosa, A. y Russell, I. (1986) "Disinfection". *Journal WPCF* Vol. 58. No.6, pp 518-527.

Wells, D.M., Sweazy, R.M. y Wheststone, G.A. (1979) "Long-term experiencies with effluent reuse". *Jorunal WPCF* Vol. 51, No.11, pp 2641-2648.

Wilson, P., Goldammer, T. y Wade, J. (1988) "Bioeconomic consideration for wastewater reuse in agricultural production". *Water Resource Bulletin (AWRA)* Vol. 24, No.1, pp 1-8.

Work S.W. y Hobbs N. M. (1976) "Management goals and succesive use". *Journal AWWA* Vol. 68, No. 2, pp 86-94.

Yamamoto, K. (1988) "Aplication of direct membrane separation to activated sluge process". *Environmental Engineering Division Asian Institute of Technology. Partec' 88*.

Young, J. (1985) "Operating problems with wastewater filters". *Journal WPCF* Vol. 57, No.1, pp 22-29.