

58
2e3



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE QUIMICA

ANTEPROYECTO PARA UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS URBANAS DE LA CIUDAD DE SALAMANCA, GUANAJUATO

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:
INGENIERO QUIMICO
P R E S E N T A :
OLGA MARIA GOMEZ NOGUERA



TESIS CON FALLA DE ORIGEN

1993



Universidad Nacional
Autónoma de México

UNAM



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.

INTRODUCCION	1
CAPITULO UNO	
1 CONCEPTOS GENERALES	5
1.1 CONTAMINACION	5
1.1.1 ANTECEDENTES	5
1.1.2 CONTAMINACION DEL AGUA	6
1.1.3 TIPOS DE CONTAMINACION DEL AGUA	7
1.1.4 TIPOS DE CONTAMINANTES DE AGUA	9
1.2 DISTRIBUCION Y EXPLOTACION DE AGUA	10
1.3 PARAMETROS MAS COMUNES DE CONTAMINACION DE AGUA	16
1.3.1 PARAMETROS FISICOS	17
1.3.2 PARAMETROS QUIMICOS	22
1.3.2.1 MATERIA ORGANICA	22
1.3.2.2 CONTENIDO DE MATERIA ORGANICA	22
1.3.2.3 MATERIA INORGANICA	24
1.3.2.4 GASES	28
1.3.3 PARAMETROS BIOLÓGICOS	29
1.4 LEGISLACION	30
1.4.1 ANTECEDENTES	31
1.4.2 LEGISLACION MEXICANA	32
CAPITULO DOS	
2 TIPOS DE TRATAMIENTO. CLASIFICACION	37
2.1 ANTECEDENTES	37
2.2 TRATAMIENTOS PRELIMINARES	40
2.2.1 DESBASTE	40
2.2.2 IGUALACION	41
2.2.3 DESARENADO	42
2.3 TRATAMIENTOS PRIMARIOS	42
2.3.1 NEUTRALIZACION	43
2.3.2 COAGULACION	44
2.3.3 FLOTACION	47
2.3.4 SEDIMENTACION	49
2.4 TRATAMIENTOS SECUNDARIOS	50
2.4.1 FACTORES QUE AFECTAN EL CRECIMIENTO	51
2.4.2 PROCESOS AEROBIOS	52
2.4.2.1 LODOS ACTIVADOS	54
2.4.2.2 AERACION EXTENDIDA	56
2.4.2.3 SISTEMA DE BIODISCO	57
2.4.2.4 PROCESO PERCOLADOR	59
2.4.3 PROCESOS ANAEROBIOS	62
2.4.4 PROCESOS MIXTOS	63

2.4.4.1 LAGUNAS DE ESTABILIZACION	63
2.5 TRATAMIENTOS TERCARIOS	64
2.5.1 REMOCION DE SOLIDOS SUSPENDIDOS	66
2.5.2 ADSORCION CON CARBON ACTIVADO	68
2.5.3 INTERCAMBIO IONICO	69
2.5.4 OSMOSIS INVERSA	71
2.5.5 ELECTRODIALISIS	74
2.5.6 CLORACION Y OZONIZACION	75
2.5.7 REMOCION DE NUTRIENTES	77

CAPITULO TRES

3 MANEJO Y DISPOSICION FINAL DE LODOS DE DESECHO	81
3.1 ANTECEDENTES	81
3.2 TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO	82
3.2.1 ESPESAMIENTO	84
3.2.2 ACONDICIONAMIENTO	85
3.2.3 DESHIDRATACION Y SECADO	86
3.2.4 PROCESOS DE ESTABILIZACION	89
3.2.4.1 DIGESTION AEROBIA	89
3.2.4.2 DIGESTION ANAEROBIA	90
3.2.4.3 L. DE LODO Y TANQUES IMHOFF	93
3.2.4.4 ESTABILIZACION QUIMICA	94
3.2.4.5 COMPOSTEO	94
3.2.4.6 INCINERACION	95
3.2.4.7 OXIDACION POR VIA HUMEDA	96
3.3 DISPOSICION FINAL DEL LODO	96

CAPITULO CUATRO

4 CIUDAD DE SALAMANCA, GUANAJUATO	100
4.1 SITUACION GEOGRAFICA	100
4.1.1 UBICACION	100
4.1.2 HIDROLOGIA DEL EDO. DE GUANAJUATO	102
4.1.2.1 DESCRIPCION DEL RIO LERMA	102
4.1.2.2 DESCRIPCION DE ARROLLO FEO	104
4.2 ANTECEDENTES HISTORICOS	105
4.3 IMPORTANCIA SOCIO-ECONOMICA DEL MUNICIPIO DE SALAMANCA	106

CAPITULO CINCO

5 DISEÑO DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO PARA AGUAS RESIDUALES DE LA CIUDAD DE SALAMANCA, GTO.	109
5.1 ANALISIS Y SELECCION DE ALTERNATIVAS Y SECUENCIA DE TRATAMIENTO	109
5.1.1 SECCION DE PRETRATAMIENTO	114
5.1.2 SECCION DE TRATAMIENTO PRIMARIO	116
5.1.3 SECCION DE TRATAMIENTO SECUNDARIO	116
5.1.4 SECCION DE TRATAMIENTO TERCARIO	118
5.1.5 SECCION DE TRATAMIENTO Y DISPOSICION DE LODO	119
5.2 BASES DE DISEÑO	122
5.2.1 GENERALIDADES	122
5.2.2 CAPACIDAD, RENDIMIENTO Y FLEXIBILIDAD DE LA PLANTA	123
5.2.3 ELIMINACION DE DESECHOS	124
5.3 CRITERIOS DE DISEÑO	125
5.3.1 CRITERIOS DE DISEÑO DEL EQUIPO PRINCIPAL	125
5.3.2 ECUACIONES DE DISEÑO	131
5.3.3 ECUACIONES DE BALANCE DE MATERIA	147
5.4 DIAGRAMA DE FLUJO DE PROCESO	154
5.5 DESCRIPCION DEL PROCESO	156
5.6 TABLAS DE RESULTADOS	160
5.7 LISTA DE EQUIPO Y CARACTERISTICAS	171
5.8 CUADRO DE BALANCE	174
5.9 SERVICIOS AUXILIARES Y AGENTES QUIMICOS	179
CONCLUSIONES	181
BIBLIOGRAFIA	186

INTRODUCCION

La realidad nos abre los ojos.

Anónimo

Desde su aparición sobre la Tierra, el hombre ha sido autor de numerosas alteraciones en el medio, siempre con el fin de mejorar sus condiciones de vida.

En un principio, las alteraciones fueron mínimas y la naturaleza fue capaz de mantener el equilibrio ambiental, pero con el transcurso del tiempo, la inquietud del hombre por el progreso, desarrollo tecnológico y el gran crecimiento demográfico han ocasionado graves daños en el medio, los cuales en los últimos años han comenzado a manifestarse (principalmente en grandes ciudades y corredores o zonas industriales).

De los recursos naturales, el agua debido a sus propiedades, es fundamental en casi cualquier actividad humana. Sin embargo, hasta ahora no se tuvo una conciencia real acerca de su importancia por lo que las consecuencias del uso irracional y contaminación de que ha sido objeto el preciado líquido repercuten directamente sobre la vida en general derivándose un sin número de problemas adicionales.

En nuestro país, el alto índice de crecimiento poblacional ha provocado que el agua sea cada día más escasa, y si a esto se le añade la contaminación de las principales fuentes de abastecimiento existentes, el problema se acentúa aún más.

Esta situación ha despertado una conciencia ecológica que a su vez ha propiciado la tendencia hacia CERO DESCARGAS, es decir a darle tratamiento a las aguas de desecho para disponer de ellas nuevamente. En el caso de las aguas de desecho industrial el objetivo principal se enfoca a la recirculación del agua tratada para emplearla en equipos de proceso; mientras que las aguas de desecho urbano tratadas pueden emplearse para riego agrícola, propagación de peces y vida acuática, etc.

Una de las principales fuentes de agua en la República Mexicana es la cuenca del Río Lerma, en especial la parte conocida como la cuenca Lerma-Chapala, ubicada en la región del Bajío. Debido a su importancia, a lo largo de su rivera se han establecido grandes corredores y zonas industriales que descargan sus desechos en el río. Por otro lado, también recibe descargas de desechos urbanos de las poblaciones cercanas. Esto ha provocado graves problemas de contaminación y disminución de la vida acuática en un gran trecho del río y sobre todo en la Laguna de Chapala (antes conocida por su belleza y ahora por su alto grado de contaminación).

Con el presente trabajo, mediante la sugerencia del tratamiento de las aguas urbanas y desarrollo de un anteproyecto se pretende contribuir en el saneamiento de la cuenca del Río Lerma en su paso por el Municipio de Salamanca en el Estado de Guanajuato, obteniendo agua tratada con una calidad apegada a las normas nacionales (CE-CCA-001/89 Y NTE-CCA-026/91)¹⁴, para poder ser descargada finalmente en el río.

Para ello se establecen en los primeros cuatro capítulos, las bases teóricas fundamentales que pueden servir como base para el tratamiento de las aguas residuales de cualquier otra zona urbana, y finalmente el diseño de una planta de tratamiento para las descargas originadas en la Ciudad de Salamanca, Guanajuato.

CAPITULO 1

La humanidad no sólo puede prevenir y evitar el ulterior empeoramiento del medio que nos rodea, sino además, asegurar su mejoramiento racional.

I. Guerásimov

CONCEPTOS GENERALES

A lo largo de la historia, el hombre ha modificado el medio que lo rodea ocasionando una creciente degradación ambiental. En los últimos decenios la toma de conciencia con respecto a los problemas del medio ambiente se ha incrementado. Sin embargo, la esencia del problema ambiental no sólo radica en la toma de conciencia sino que involucra aspectos científicos y tecnológicos, incluyendo los culturales, políticos y comerciales. El camino por recorrer hasta lograr el equilibrio que se ha perturbado es muy largo, pero no se debe desistir ya que el problema repercute directamente sobre toda la humanidad.

1.1 CONTAMINACION

La contaminación puede describirse, en términos generales, como la alteración desfavorable del medio que nos rodea o en términos legales como "...la presencia en el ambiente de uno o más contaminantes o de cualquier combinación de ellos que cause desequilibrio ecológico ..."12, entendiendo por contaminante "...toda materia o energía en cualquiera de sus estados físicos y formas que al incorporarse en cualquier elemento natural altere o modifique su composición..."12.

1.1.1 ANTECEDENTES

Las alteraciones en el medio se han presentado desde hace mucho tiempo. Hasta ahora no ha sido posible establecer con exactitud la fecha o el lugar en que el hombre comenzó la perturbación de la biósfera, sin embargo, en la mayoría de los casos, las

perturbaciones desfavorables han surgido junto con la aparición del hombre en un ecosistema determinado.

Por otro lado, se sabe que a través del proceso evolutivo, las condiciones en el ambiente han cambiado (cambios naturales), y tal vez fueron estos cambios los que indujeron a los primeros humanos a perturbar su ambiente impulsados por la necesidad de protegerse y sobrevivir, ya que en aquellos tiempos eran más importantes las cadenas alimenticias relacionadas con las poblaciones humanas que la perturbación que pudieran causar en su hábitat.

Cuando se habla de perturbación, es importante considerar el número, es decir, la perturbación es más notoria conforme el número de entes perturbadores aumenta. La demanda excesiva de espacio y recursos trae como consecuencia una gran generación de desechos, los cuales han trascendido en el equilibrio natural del medio ambiente, de manera que actualmente se cuenta con pruebas fehacientes de la crisis ecológica que enfrenta la humanidad.

1.1.2 CONTAMINACION DEL AGUA

De los problemas ambientales, los relativos al agua quizá sean los de más urgente atención, ya que no obstante su abundancia (el agua cubre aproximadamente el 73% de la superficie de la Tierra), es difícil obtenerla en cantidad y calidad adecuadas para el consumo humano. Esta dificultad se acrecenta en la medida en que aumenta el grado de contaminación y al considerar que su regeneración natural es muy lenta y la inducida es muy costosa. Además, existen zonas en el planeta donde este líquido vital escasea angustiosamente.

La contaminación del agua no es un fenómeno nuevo. Durante el reinado del rey Jorge III de Inglaterra (1760 - 1820), un miembro del Parlamento escribió una carta al Primer Ministro quejándose del olor y apariencia del Río Támesis, "...la carta no estaba escrita con tinta sino con agua del mismo río"⁶. La contaminación del agua es indeseable por causar la transmisión de muchas enfermedades, envenenar a hombres, animales y afectar a especies de importancia económica.

1.1.3 TIPOS DE CONTAMINACION DEL AGUA

Existen muchas formas mediante las cuales el hombre altera la cantidad y calidad del agua, aunque también sufre alteraciones provocadas por fenómenos naturales.

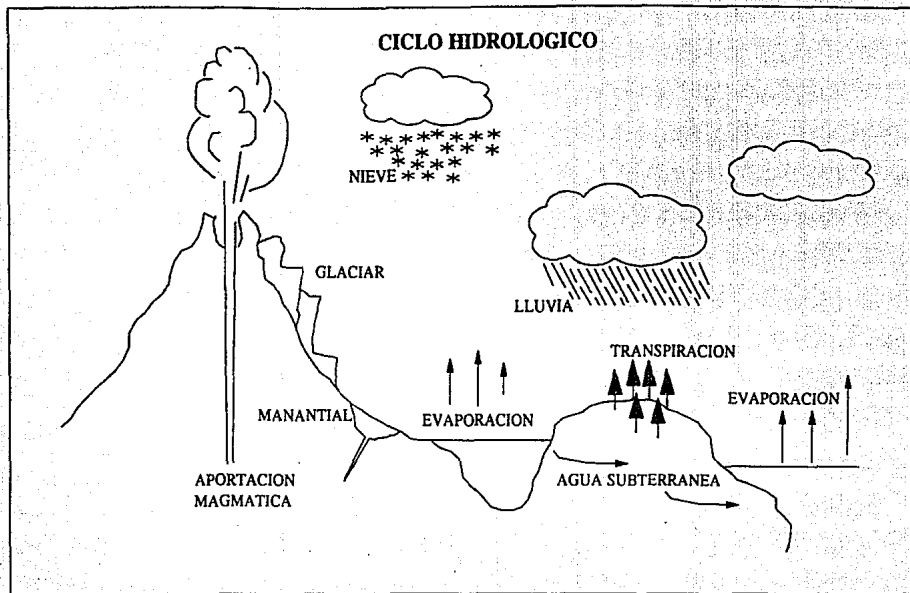
Durante el ciclo hidrológico (evaporación, condensación y precipitación), el agua adquiere dos tipos de contaminación: la natural y la artificial.

La contaminación natural la constituyen aquellas sustancias y materia producidas por fenómenos y ciclos naturales que son arrastradas y disueltas en el agua, mientras que la contaminación artificial es causada por sustancias y materia añadidas por la actividad del hombre.

El agua adquiere un alto grado de contaminación, ya sea artificial y/o natural, durante el ciclo hidrológico (Fig. 1.1), principalmente cuando el agua se encuentra en estado líquido, especialmente durante el proceso de precipitación.

El agua atmosférica precipita como lluvia, granizo o nieve, dependiendo esencialmente de la temperatura y presión atmosféricas. Si se evalúa la precipitación en condiciones normales (25 °C y 1 atm) - lluvia - la primera influencia de contaminación se origina por el arrastre de partículas y gases comunes en la atmósfera tales como oxígeno,

FIGURA 1.1



bióxido de carbono y azufre (contaminación natural), además de polvos y gases producidos por la actividad del hombre (contaminación artificial). De esta manera, antes de hacer contacto con la superficie, el agua de lluvia está libre de bacterias y contiene sólo algo de polvo y compuestos químicos provenientes de los gases y vapores que atraviesa en su caída.

Del agua de lluvia que hace contacto con el suelo, una parte se infiltra en el terreno y otra escurre libremente. El agua que se infiltra en el terreno pasa a formar parte del agua subterránea, y en general se caracteriza por presentar poca contaminación tanto bacteriológica como mineral (esta última ligada con la geología del lugar). El agua que escurre libremente pasa a formar arroyos y ríos. La velocidad de escurrimiento de estas fuentes tiene un poder de arrastre de materia orgánica, arcillas, minerales y fertilizantes (naturales o artificiales), así como insecticidas, lo cual le confiere al agua color y sabor indeseables. Estos arroyos y ríos desembocan finalmente en ríos más grandes, lagunas, lagos, mares u océanos en donde la principal fuente de contaminación es el hombre, a través del desagüe de drenajes de tipo industrial y/o urbano y de explotación petrolera, principalmente.

1.1.4 TIPOS DE CONTAMINANTES EN EL AGUA

Los agentes contaminantes del agua se clasifican en tres categorías:

- a) Contaminantes químicos
- b) Contaminantes físicos
- c) Contaminantes biológicos

Los contaminantes químicos comprenden tanto agentes de origen orgánico como inorgánico; los físicos son aquellos tales como cambios de temperatura, color, turbidez, espumas y radioactividad; por último, los contaminantes biológicos tienen su origen en los seres vivos y muchas veces son los responsables de la transmisión de enfermedades a través del agua como el cólera, la tifoidea, la paratifoidea, etc.

La presencia de estos contaminantes determina el tipo de tratamiento al cual debe someterse el agua para obtener agua tratada con una cierta calidad.

1.2 DISTRIBUCION Y EXPLOTACION DEL AGUA

Desde la aparición de las primeras formas de vida hasta la época actual, la cantidad de agua sobre la Tierra se ha mantenido casi constante y en equilibrio dinámico entre los estados sólido, líquido y gaseoso (Ciclo Hidrológico Fig. 1.1). Este ciclo está constituido por el equilibrio entre la evaporación del agua, su precipitación en las diversas áreas del planeta y sus movimientos sobre la superficie en el suelo o el subsuelo.

De acuerdo con su origen, el agua se clasifica en dos categorías:

- a) Superficial y atmosférica
- b) Subterránea

El volumen de agua superficial y atmosférica en sus tres estados - sólido, líquido y gaseoso - se distribuye en nuestro planeta como se muestra en la Tabla 1.1 (cabe mencionar que la distribución del agua es muy irregular; esto se manifiesta en regiones tales como el sureste asiático o como en el Valle de la Muerte en los Estados Unidos).

TABLA 1.1

DISTRIBUCION APROXIMADA MUNDIAL DEL AGUA

FUENTE	VOLUMEN (Km³)	PORCENTAJE %
Agua de mares y océanos	1 370 000 000	98.2519
Hielo polar y nieve	24 000 000	1.7217
Lagos de agua dulce	150 000	0.0108
Lagos de agua salada	130 000	0.0093
Agua de ríos	1 200	0.0001
Humedad del suelo	80 000	0.0057
Vapor atmosférico	14 000	0.0010
TOTAL	1 394 375 200	100.0000

FUENTE: Murguía, E., 1981.

En esta tabla se observa que el agua de mares y océanos junto con la de hielo polar y nieve, a pesar de su gran abundancia, es prácticamente inutilizable: la primera por ser salada y la segunda por estar en lugares inaccesibles. Sin embargo, debido a la escasez y a la gran demanda de agua, se han comenzado a explotar estas fuentes aunque a costos muy elevados. Por otro lado, el agua dulce de los lagos puede emplearse en parte mientras que el agua de lagos salados, debido a su condición, quedaría fuera de uso normal.

es de agua que aparecen en el Tabla 1.1, el agua en corrientes, la cual representa un mínimo del volumen total, es la más accesible al hombre.

Con respecto al volumen mundial de agua subterránea (Tabla 1.2), éste depende de la zona y de la profundidad promedio de los pozos de explotación y por lo tanto su estimación es aproximada. El agua proveniente de manantiales naturales, pozos y galerías filtrantes se considera agua subterránea.

En la República Mexicana los recursos hidráulicos no son muy abundantes; posee aproximadamente, 0.1% del total anual de agua dulce en el mundo, de manera que un alto porcentaje del territorio está catalogado como semidesértico. Esto genera una baja disponibilidad del agua debido a razones climáticas ya que la retención del agua en los diversos estados durante el ciclo hidrológico no es el mismo (Tabla 1.3)³⁰.

TABLA 1.2
AGUA SUBTERRANEA MUNDIAL

Total explotable	60 000 000 Km ³
Zonas de producción activa	4 000 000 Km ³

TABLA 1.3
DISTRIBUCION APROXIMADA DEL AGUA EN EL
CICLO HIDROLOGICO

FUENTE	VOLUMEN (Km ³)	PORCENTAJE %
Hielo glacial	27 000 000	75.000
Agua subterránea	8 800 000	24.000
Humedad del suelo	220 000	0.060
Atmósfera	120 000	0.035
Lagos	110 000	0.030
Ríos	110 000	0.030

FUENTE: Dagan, R.P., opud, López, M.V., 1985

El agua desempeña un papel fundamental para la vida y para el desarrollo de cualquier actividad humana. Con base en lo anterior, el hombre se ha preocupado en establecer la calidad de agua adecuada de acuerdo con el uso al cual se destinará. Por otro lado y de acuerdo con los beneficios que se pueden obtener del agua, sus principales usos son:

- a) Doméstico
- b) Industrial
- c) Riego agrícola
- d) Desarrollo y protección de la fauna
- e) Propagación de peces y vida acuática
- f) Natación y entretenimiento
- g) Canotaje y disfrute estético
- h) Energía y navegación

AGUA PARA USO DOMESTICO

La calidad del agua para uso doméstico debe ser alta ya que su repercusión sobre la salud y bienestar humano es directa. De este modo, el agua para uso doméstico deberá cumplir con las restricciones establecidas por la Secretaría de Salud en su Reglamento Federal sobre Obras de Provisión de Agua Potable.

AGUA PARA USO INDUSTRIAL

En el campo industrial, el agua juega un papel muy importante ya sea dentro del proceso o como servicio auxiliar. La calidad del agua, por ende, varía de acuerdo con el proceso y uso en los equipos en él involucrados. Generalmente, las industrias solicitan agua con características constantes de alta pureza con el objetivo de mantener

en buen estado sus equipos y aumentar el tiempo de operación de los mismos así como para mantener constante la composición del producto terminado en el caso de emplear agua de proceso.

AGUA PARA RIEGO AGRICOLA

Recientemente (marzo 1991), en algunos países de Sudamérica se han presentado casos graves de enfermedades transmitidas a través de agua contaminada, ya sea por su ingestión directa o por alimentos regados con ella.

En el desarrollo de cualquier producto agrícola, el agua empleada para su riego constituye un factor determinante de calidad y por lo tanto de garantía como un producto no contaminado. Principalmente por esta razón, el agua para uso agrícola debe cumplir con ciertas características en cuanto a composición bacteriológica se refiere.

DESARROLLO Y PROTECCION DE LA FAUNA

En este caso, la calidad del agua está restringida de acuerdo con la salinidad tolerable y adecuada para los animales silvestres o domésticos. Esto significa que para cada tipo de animal (aves, peces, ganado porcino, vacuno, equino, etc.), la calidad del agua que ingieren puede variar. Esta limitante interviene notablemente en el uso del agua para la PROPAGACION DE PECES Y VIDA ACUATICA.

AGUA PARA NATACION Y ENTRETENIMIENTO

En este caso, las características con las cuales debe cumplir el agua son:

1. Debe ser de aspecto agradable, sin materia flotante, color ni olor ofensivos.

2. No debe contener sustancias tóxicas por ingestión o que causen irritación de la piel.

3. Debe estar libre de microorganismos patógenos.

De estas tres restricciones, la última es la de mayor importancia por su acción directa sobre la salud del hombre.

AGUA PARA CANOTAJE Y DISFRUTE ESTETICO

Las aguas para recreación, con excepción del agua para natación, no presenta restricciones estrictas por no consumirse directa ni indirectamente, sin embargo debe ser de aspecto agradable y sin emisión de malos olores.

AGUA PARA ENERGIA Y NAVEGACION

Para este caso, el agua debe estar libre de sustancias tales como ácidos, álcalis, salinidad excesiva (la cual acelera la corrosión y deterioro del equipo), sólidos suspendidos y flotantes, materia orgánica putrecible, algas, gusanos y aceites.

1.3 PARAMETROS MAS COMUNES DE CONTAMINACION DE AGUA

En términos de contaminantes, se han definido algunos parámetros de especial importancia con el objetivo de establecer el grado de contaminación de cualquier tipo de agua, así como para seleccionar el tratamiento más adecuado para su reincorporación en la naturaleza o su empleo posterior.

Estos parámetros se han clasificado en tres categorías:

- a) Físicos
- b) Químicos
- c) Biológicos

Debe aclararse que muchos de estos parámetros están interrelacionados entre sí, pudiendo crearse una confusión con respecto a su clasificación. En este sentido, y para evitar este problema, en la Tabla 1.4 se clasifican los parámetros más importantes.

1.3.1 PARAMETROS FISICOS

Los parámetros físicos son aquellos que determinan las características físicas de cualquier tipo de agua y que son percibidos por el ser humano (casi exclusivamente) a través de sus sentidos.

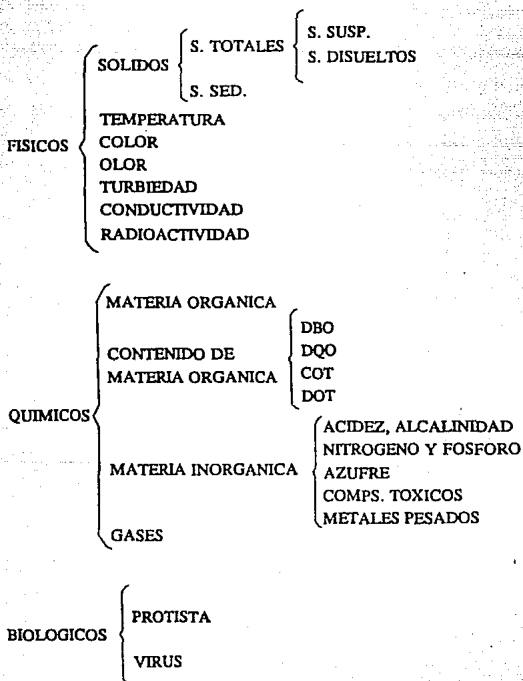
SOLIDOS

De los parámetros físicos, los sólidos constituyen una medida de la composición del agua y se han clasificado en:

- a) Sólidos totales
- b) Sólidos sedimentables

TABLA 1.4

**CLASIFICACION DE LOS PARAMETROS
DE CONTAMINACION**



a) El contenido total de sólidos, tanto para agua cruda como para agua residual, se define como el residuo obtenido de la evaporación de una muestra de agua efectuada entre 103 y 105 °C. Estos sólidos pueden ser:

- Suspendidos totales
- Disueltos totales

La fracción de sólidos suspendidos totales la constituyen sólidos incapaces de atravesar un filtro de asbesto. Estos sólidos son los causantes de opacidad en el agua y su presencia se expresa en unidad de peso por unidad de volumen, generalmente mg/l.

Los sólidos disueltos totales, por otra parte, son las moléculas orgánicas e inorgánicas así como iones presentes en la solución.

Estas dos fracciones se subdividen, de acuerdo con su capacidad de oxidación a 600 °C durante un periodo de diez a quince minutos, en fijos o volátiles. A este último tipo corresponden aquellos sólidos susceptibles de oxidarse produciendo un gas (la mayoría de las sustancias orgánicas generan gases como producto de su oxidación), en tanto que el primero se refiere a la fracción inorgánica remanente como cenizas.

b) Por último, los sólidos sedimentables constituyen una medida aproximada de la cantidad de lodo generado en el proceso de sedimentación; para su determinación se emplea un cono Imhoff y se reporta en ml/l.

TEMPERATURA

La variación de la temperatura del agua se interpreta como contaminante debido al efecto que ejerce en la vida acuática, reacciones químicas y rapidez de reacción. El

aumento de la temperatura, por ejemplo, repercute en una elevada mortandad entre los organismos acuáticos ya que la solubilidad del oxígeno es menor en agua caliente que en fría y ocasionalmente fomenta el crecimiento indeseable de plantas acuáticas. Por todo lo anterior este parámetro debe considerarse para la elección del tipo de tratamiento.

COLOR

La coloración y tonalidad del agua de distintas corrientes e incluso en una misma varía desde el cristalino hasta el gris casi negro. Esta variedad de tonalidades es causa de sospecha de contaminación y puede deberse a descargas de tipo industrial (sin olvidar que existen sustancias incoloras contaminantes) o doméstico. Para su-determinación en laboratorio, se emplea el método Platino-Cobalto, el cual consiste en la comparación de una muestra con una escala patrón preparada a base de compuestos de platino y cobalto.

OLOR

El olor en las aguas residuales se debe, principalmente a gases producidos por la descomposición de la materia orgánica o por vapor de compuestos químicos tales como fenoles, sulfuros, etc.

Los procedimientos analíticos para medir la intensidad del olor de un agua residual no son satisfactorios de manera que frecuentemente se recurre al sentido del olfato (método tampoco muy preciso). Sin embargo, para casos muy especiales, se determina el número de olor incipiente, es decir el número de veces que una muestra se diluye con agua inodora para que su olor sea apenas perceptible.

TURBIEDAD

Las aguas contaminadas son normalmente turbias debido al contenido de materia sólida sedimentable o suspendida que contienen. La determinación en laboratorio de este parámetro se efectúa con un aparato llamado Turbidímetro de Jackson. Este aparato consiste en un tubo de vidrio largo y graduado, el cual se coloca en un soporte encima de una la llama de una vela de esperma de ballena (que no produce humo y tiene una intensidad fija a una distancia de 7.6 cm por debajo del fondo del tubo). La determinación se realiza vertiendo poco a poco el agua por analizar hasta que la concentración luminosa de la vela no sea visible; las unidades en que se reporta la turbiedad son unidades Jackson.

CONDUCTIVIDAD ELECTRICA

La conductividad eléctrica o conductancia mide el inverso de la resistencia de sólidos electrolíticos al paso de corriente eléctrica. Para su determinación se emplea el método del Puente de Wheatstone. La conductividad está relacionada con la concentración de electrolitos en una solución y en el caso de tratamiento de aguas residuales con el contenido de sólidos disueltos.

RADIOACTIVIDAD

Los reactores nucleares o laboratorios donde procesan elementos radioactivos constituyen una fuente importante de contaminación. Muchas de las sustancias empleadas en estos centros son de rápida desintegración, pero otras, por el contrario, requieren varios años de almacenamiento antes de ser inofensivos. Este parámetro es cada día más frecuente en los análisis de distintos tipos de agua.

1.3.2 PARAMETROS QUIMICOS

Los parámetros químicos se dividen en cuatro categorías a saber:

- Materia orgánica
- Contenido de materia orgánica
- Materia inorgánica
- Gases

1.3.2.1 MATERIA ORGANICA

Cerca del 75% de los sólidos suspendidos y del 40% de los sólidos disueltos son de naturaleza orgánica, es decir están constituidos por la combinación de carbono, hidrógeno, oxígeno y, en algunos casos, nitrógeno y otros elementos tales como azufre, fósforo y fierro. Los principales grupos de sustancias orgánicas presentes en aguas residuales son las proteínas, los carbohidratos, las grasas y aceites, los surfactantes, los fenoles, los pesticidas y otros compuestos químicos. La presencia de estos compuestos en el agua se debe, fundamentalmente, a descargas de origen doméstico, comercial o industrial.

1.3.2.2 CONTENIDO DE MATERIA ORGANICA

El contenido de materia orgánica se determina mediante distintas pruebas, de las cuales las más empleadas son:

- a) Demanda bioquímica de oxígeno
(DBO₅)

- b) Demanda química de oxígeno (DQO)
- c) Carbono orgánico total (COT)
- d) Demanda total de oxígeno (DOT)

Estas pruebas son consideradas también como parámetros de contaminación, ya que su medida constituye una base sólida para la selección del tipo de tratamiento más adecuado para un efluente determinado.

DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO)

La demanda bioquímica de oxígeno es la cantidad de oxígeno expresada en mg/l, requerida para la bio-oxidación de la materia orgánica presente en una muestra de agua a una temperatura de 20 °C. Esta bio-oxidación la efectúan los microorganismos que, presentes en el agua, degradan la materia orgánica generando CO₂ y agua.

Para que la bio-oxidación sea completa es necesario que transcurran de 21 a 28 días; sin embargo, la determinación de este parámetro se ha estandarizado y representa la cantidad de oxígeno que debe adicionarse al agua residual para soportar cinco días la incubación de microorganismos que en ella se encuentren.

DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO)

La demanda química de oxígeno es la medida de toda la materia presente (disuelta y/o suspendida), que puede ser químicamente oxidada en medio ácido por un fuerte oxidante (permanganato o dicromato) y se expresa en mg/l de oxígeno. Todas las sustancias orgánicas se oxidan en su totalidad por este procedimiento, excepto ciertos compuestos aromáticos como la piridina, el benceno y el tolueno.

CARBONO ORGANICO TOTAL (COT)

Este parámetro indica la cantidad de carbono orgánico que es totalmente oxidado en un tubo de combustión catalítica. En est tubo, el cual contiene un catalizador, se inyecta la mezcla y se mantiene a una temperatura de 900 °C. El anhídrido carbónico producido por la oxidación de la materia orgánica, es detectado por un analizador infrarrojo.

DEMANDA DE OXIGENO TOTAL (DOT)

Este parámetro indica la cantidad de oxígeno necesaria para oxidar sustancias inorgánicas, orgánicas y minerales. La prueba empleada para su determinación es muy similar a la prueba para la determinación del carbono orgánico total. Esta prueba consiste en la conversión de la materia orgánica e inorgánica en productos estables en presencia de un catalizador; la determinación de la DOT se efectúa mediante el monitoreo del contenido de oxígeno presente en la corriente de nitrógeno (gas).

1.3.2.3 MATERIA INORGANICA

El agua adquiere cierta concentración de sustancias inorgánicas debido al contacto entre ella y las formaciones geológicas, o por el contacto con otro tipo de agua o por el efecto de la evaporación. Estos parámetros constituyen un punto importante para el diseño del proceso de tratamiento de efluentes, por lo que deben efectuarse las pruebas pertinentes para su determinación.

Dentro de este grupo se encuentran:

- a) Acidez
- b) Cloruros
- c) Alcalinidad

- d) Nitrógeno y fósforo
- e) Azufre
- f) Compuestos tóxicos y metales pesados

ACIDEZ

Los distintos compuestos que, a través de diferentes mecanismos, adquiere el agua le confieren distintos grados de acidez, es decir, la concentración de iones hidrógeno (protones) varía. Las descargas industriales, por otro lado, influyen notablemente en la acidez del agua. La forma más usual en la cual se expresa es como el logaritmo negativo de base diez de la concentración de protones, esto es

$$\text{pH} = -\log_{10} [\text{H}^+]$$

CLORUROS

El contenido natural de cloruros en el agua es el resultado de la disolución del cloro o compuestos clorados contenido(s) en las rocas con las que tiene contacto. Adicionalmente, las descargas industriales, domésticas y agropecuarias contribuyen en el contenido de cloruros en el agua.

ALCALINIDAD

La alcalinidad en el agua se debe a la presencia de hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos de elementos tales como el calcio, magnesio, sodio, potasio o amonio; de éstos, los más comunes son los bicarbonatos de calcio y magnesio.

La alcalinidad se puede definir como la habilidad de absorber ácidos. En el campo de tratamiento de efluentes, se conocen dos tipos de alcalinidad: alcalinidad F y

alcalinidad M. El primer tipo corresponde a la cantidad de ácido necesaria para disminuir el pH empleando fenolftaleína como indicador (punto de vire pH = 8.2), y la segunda corresponde a la cantidad de ácido necesaria si se emplea anaranjado de metilo como indicador (punto de vire pH = 4.6). Tanto la alcalinidad F como la M se expresan como ppm de CaCO_3 con el objeto de simplificar los cálculos.

NITROGENO Y FOSFORO

El nitrógeno y el fósforo son esenciales para el crecimiento de plantas y otros organismos, por lo que se les conoce como nutrientes o bioestimulantes. La presencia de estos elementos es común en cualquier tipo de agua, pero su exceso puede llegar a ocasionar la eutroficación del agua (contaminación de un curso de agua debida a un fuerte crecimiento orgánico). Por otro lado, puede ser necesaria su adición en el caso de que la cantidad de estos elementos sea insuficiente para la degradación de la materia orgánica si se emplea un tratamiento biológico.

La presencia de nitrógeno puede ser como amoniacaco, nitratos, nitritos o como nitrógeno orgánico. El amoniacaco se encuentra con mayor frecuencia, ya que además de ser un producto de descomposición natural, es un producto industrial muy utilizado. Los principales problemas de la contaminación por amoniacaco son: la reducción de la efectividad de la cloración (etapa final del tratamiento de agua para eliminar trazas de materia orgánica y microorganismos), y que requiere una demanda de oxígeno muy alta para su oxidación. La presencia de nitrógeno como nitratos en el agua es perjudicial ya que además de contribuir en la eutroficación puede ser causa del síndrome del "Mal Azul" si es ingerida por el hombre. Por su parte, la importancia en cuanto a contribución en el contenido de nitrógeno de nitritos es poca debido a su inestabilidad y fácil oxidación para pasar a nitratos. El nitrógeno orgánico se determina empleando el método Kjeldahl, el cual consiste en la eliminación, en primer lugar, del NH_3 mediante

ebullición y posteriormente en la digestión de la muestra (proceso en el cual el nitrógeno orgánico se convierte en NH_3).

El fósforo, como ya se mencionó, es también esencial para el crecimiento de algas y otros organismos biológicos. Las formas más usuales en las que se encuentra en soluciones acuosas son: ortofosfatos, polifosfatos y fosfatos orgánicos. Los ortofosfatos son aprovechados en el metabolismo biológico sin degradaciones posteriores. Los polifosfatos incluyen moléculas con dos o más átomos de fósforo y mediante hidrólisis pueden transformarse en ortofosfatos. Por último, el contenido de fósforo orgánico es, generalmente de menor importancia en aguas residuales de tipo doméstico, pero no así en el caso de aguas residuales industriales.

AZUFRE

El azufre se encuentra en el agua en forma de sulfatos; se emplea en la síntesis de proteínas y es liberado en su degradación. Los sulfatos, por otro lado, son reducidos a sulfuros o a H_2S por bacterias en condiciones anaerobias. La presencia de azufre en las aguas residuales ocasiona problemas de mal olor y en altas concentraciones y combinado con CO_2 y CH_4 (productos de la digestión anaerobia) es muy corrosivo.

COMPUESTOS TOXICOS Y METALES PESADOS

El crecimiento y desarrollo de la población microbiana en el agua pueden ser alterados o destruidos por envenenamiento ocasionado por la presencia excesiva de materiales tóxicos, sin embargo, la susceptibilidad de diferentes microorganismos hacia estos compuestos varía. En algunos casos un compuesto en concentración mayor al límite tóxico no es dañino.

Los compuestos tóxicos que pueden descomponerse por procesos naturales, biológicos o químicos se conocen como venenos parciales, dentro de los cuales se encuentran compuestos químicos industriales tales como ácidos orgánicos, alcoholes, éteres, aldehidos, fenoles, jabones, detergentes además de iones de cobre, plata, cromo, arsénico y boro.

Por otro lado, los compuestos tóxicos que no pueden descomponerse, es decir, que no pierden su toxicidad se denominan venenos verdaderos. En este grupo se incluyen muchos metales pesados (níquel, manganeso, plomo, cromo, cadmio, cinc, cobre, hierro y mercurio), cuya presencia en trazas es importante para el crecimiento de los microorganismos, pero tienden a acumularse en el medio alcanzando niveles perjudiciales.

Los efectos de estos contaminantes sobre la población microbiana son directos de manera que su control y determinación son necesarios.

1.3.2.4 GASES

El agua contiene comunmente gases tales como nitrógeno (N_2), oxígeno (O_2), dióxido de carbono (CO_2), sulfuro de hidrógeno (H_2S), amoníaco (NH_3) y metano (CH_4). De éstos, los tres primeros son gases comunes de la atmósfera y se encuentran en cualquier cuerpo de agua expuesto al aire.

OXIGENO DISUELTO TOTAL

La presencia del oxígeno disuelto en el agua es muy importante para el proceso aerobio de descomposición de la materia orgánica. La concentración de oxígeno disuelto se relaciona con la corrosividad, con la actividad fotosintética y con la preservación de los

peces. Es por esto que, en función del uso posterior al cual se destinará el agua ya tratada, este parámetro constituye un elemento de gran importancia.

SULFURO DE HIDROGENO

Este compuesto gaseoso se forma como producto de la descomposición de la materia orgánica que contiene azufre; es de los gases que mayor importancia ambiental tiene debido al fuerte olor que lo caracteriza. No obstante, otros compuestos como el indol, skatol y mercaptanos causan olores aún más intensos.

METANO

Este compuesto es el principal producto de la descomposición anaerobia de la materia orgánica en el agua. El objetivo de conocer la medida de este parámetro se debe a que es combustible y actualmente se emplea para mantener las condiciones de temperatura necesarias para la degradación orgánica en procesos anaerobios.

1.3.3 PARAMETROS BIOLOGICOS

Para una mejor comprensión del tratamiento de aguas residuales, y sobre todo para el tratamiento biológico, es necesario además de importante el conocimiento de los principales grupos de microorganismos presentes (tanto de aquellos que intervienen en el tratamiento biológico, así como de los empleados como indicadores de contaminación y de los organismos patógenos).

Los principales microorganismos que se encuentran en aguas residuales se clasifican en protista, plantas y animales, además de distintas clases de virus. La presencia de cualquier organismo de estos grupos se interpreta como una medida de contaminación provocada por las distintas descargas de aguas residuales en los cuerpos de agua.

PROTISTA

A este reino pertenecen los organismos unicelulares que en muchos aspectos son la interfase entre animales y vegetales. Esta categoría incluye bacterias, hongos, protozoarios y algas. La presencia de estos microorganismos ayuda en gran medida a establecer su origen como sucede en el caso de las bacterias coliforme, las cuales indican que el origen de la contaminación se debe a desechos humanos.

VIRUS

Los virus excretados por humanos constituyen un serio problema de salud pública, por lo que su control en el caso de emplear agua para consumo humano o doméstico debe ser muy estricto.

Por último, el contenido de animales y vegetales en el agua no proporciona información trascendental, sino únicamente la condición de contaminación del agua.

1.4 LEGISLACION

El advenimiento de la industrialización y el incremento tan grande y desmedido de la población mundial, se han traducido en la gran contaminación del agua. Lamentablemente, en la mayoría de los casos el hombre se da cuenta del daño que ocasiona cuando ya la situación es crítica y muy difícil poner una solución; el problema de la contaminación del agua no es la excepción, sobre todo en países en vías de desarrollo. A esta situación se ha llegado, fundamentalmente, debido a carencia de conciencia y a la ignorancia sobre la importancia de los fenómenos naturales y su equilibrio. La naturaleza es tan sabia y compleja, que hasta ahora el hombre no la ha llegado a comprender.

1.4.1 ANTECEDENTES

El hombre ha manifestado su preocupación por el medio en que vive como un deseo de conservar los recursos que le rodean ya que le proporcionan lo necesario para su sobrevivencia y desarrollo. Probablemente esta preocupación sea tan antigua como el inicio de la perturbación del entorno causada por las sociedades humanas primitivas. Como consecuencia, el hombre se ha dado a la tarea de crear leyes y reglamentos para regular el aprovechamiento y consumo de los recursos naturales y en el caso del agua, la reincorporación de caudales usados en diversas actividades para evitar su contaminación y facilitar su tratamiento.

Esta inquietud se remonta a épocas muy antiguas. Las ciudades medievales emitieron muchos edictos prohibiendo tirar desechos en las calles y canales: en el año de 1388, el Parlamento Inglés prohibió el vertido de aguas negras y basura en zanjas, ríos y otras aguas; a fines del siglo pasado (1877), en Bélgica, se emitieron leyes para prohibir la contaminación de las aguas bajo pena de persecución policíaca. Muchos de estos edictos y leyes no tuvieron éxito, sin embargo y a pesar de que actualmente no existe una reglamentación internacional en materia de agua, muchos países cuentan con sus propios reglamentos e instituciones orientadas hacia la protección ambiental, tal es el caso de la Agencia de Protección Ambiental (Environmental Protection Agency -EPA-) en los Estados Unidos de Norteamérica.

Por último, y como cosa curiosa, la legislación ambiental ha adquirido tal importancia que se ha llegado a considerar como una medida del grado de industrialización y desarrollo de un país.

1.4.2 LEGISLACION MEXICANA

En México, el problema de la contaminación requiere de atención especial debido a que el país tiende a industrializarse rápidamente y por ende a desalojar una mayor cantidad de desechos en sus corrientes, contribuyendo así al aumento de contaminación de las aguas.

Con el objeto de proteger las 320 cuencas hidrológicas (de las cuales 11 han sido sobreexplotadas y por consiguiente presentan altos niveles de contaminación; 43 cuencas tienen un nivel medio de explotación pero en proceso de deterioro y las restantes son de menor importancia), el 23 de marzo de 1971 entró en vigor la Ley Federal para Prevenir y Controlar la Contaminación Ambiental, publicada en el Diario Oficial de la Federación. La aplicación de esta Ley y sus Reglamentos compete al Ejecutivo Federal por conducto, en aquel entonces, de la Secretaría de Salubridad y Asistencia (SSA) y del Consejo de Salubridad General.

Dos años más tarde, el 29 de marzo de 1973, se publicó el Reglamento para la Prevención y Control de la Contaminación de Aguas. Este reglamento establece los niveles máximos tolerables de contaminantes para aguas residuales (Tabla 1.4).

En diciembre de 1975 se publicó un decreto para modificar y adicionar los artículos 24 y 70 respectivamente, del Reglamento para la Prevención y Control de la Contaminación de Aguas. Desde entonces y hasta 1988, ninguna de estas leyes y reglamentos sufrieron modificación alguna.

TABLA 1.5

NIVELES MAXIMOS TOLERABLES

I. Sólidos sedimentables	1.0 ml/l
II. Grasas y aceites	70.0 mg/l
III. Materia flotante	Ninguna que pueda ser retenida por malla de 3 mm de claro libre cuadrado.
IV. Temperatura	35 C
V. Potencial hidrógeno pH	4.5 - 10.0

FUENTE: Sría. de Mejoramiento del Ambiente, 1973.

Durante el período del C. Presidente Miguel de la Madrid Hurtado (1982-1988), el campo de la Legislación del medio ambiente sufrió grandes cambios. Surgió formalmente una Secretaría de Estado cuyo campo de acción sería el medio ambiente, la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE); este organismo, desde su inicio se ha encargado de establecer:

1. En enero de 1988 la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección del Ambiente, en la cual se establecen entre otras cosas:

a) Las disposiciones generales para la prevención y control de la contaminación del aire, agua y suelo.

b) Algunas definiciones fundamentales.

c) Su alcance y la competencia a las autoridades correspondientes.

d) La política ecológica.

e) Las áreas protegidas y su conservación, administración, desarrollo y vigilancia.

f) El aprovechamiento racional de los elementos naturales.

g) La participación social.

h) Las medidas de control.

i) Seguridad.

j) Las sanciones.

2. Las Normas Oficiales Mexicanas en las cuales se establecen los métodos de medición de los contaminantes.

3. Las Normas Técnicas Ecológicas Mexicanas en las que se establecen los parámetros límite para descargas al medio ambiente. En el campo de la contaminación de agua y

protección al ambiente, se han editado hasta ahora 15 Gacetas Ecológicas en las cuales se establecen los límites permisibles de contaminantes para aguas residuales provenientes de distintas industrias, es decir los parámetros límite se fijan de acuerdo con el tipo de industria.

Por último, en octubre de 1991 se publicó en el Diario Oficial de la Federación la Ley Federal de Derechos en Materia de Agua en donde entre otras cosas, se establecen las sanciones de acuerdo con el caudal de agua residual descargado al alcantarillado, el contenido de contaminantes y otros parámetros, etc.

Recientemente, por disposición oficial, la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE), cambió de nombre en noviembre de 1991 a Secretaría de Desarrollo Social (SEDESOL).

CAPITULO 2

Desde el principio de los tiempos, cada generación ha combatido contra la naturaleza. Ahora, en el lapso de una generación, debemos dar un giro de 180 grados y convertimos en los protectores de la naturaleza.

Jacques Yves Cousteau

TIPOS DE TRATAMIENTO. CLASIFICACION

2.1 ANTECEDENTES

El agua, una vez usada y transformada en agua residual, es vertida a los sistemas de drenaje y colección para descargarla en algún cuerpo receptor, en donde nuevamente sufre una serie de alteraciones que dieron como resultado, hasta hace relativamente poco tiempo, su purificación natural. Este fenómeno se conoce como proceso de **autopurificación** de las corrientes y es el resultado de la acción conjunta de fenómenos físicos (dilución, mezclado, sedimentación, etc.), químicos (reacciones de óxido-reducción) y biológicos (degradación aerobia y anaerobia).

Esta capacidad de autopurificación, empero, tiene un límite por encima del cual el agua ya no recupera sus condiciones naturales, provocando en ella la acumulación de materia contaminante.

Para resolver este problema y eliminar del agua los contaminantes, se han desarrollado diversas operaciones y procesos unitarios cuyos principales objetivos son: acelerar el proceso natural de autopurificación y proponer nuevas alternativas para obtener agua de mejor calidad.

El conjunto de estas operaciones y procesos unitarios se denomina **Tratamiento de aguas residuales** y se han clasificado con base en su eficiencia y tipo de remoción de la siguiente forma:

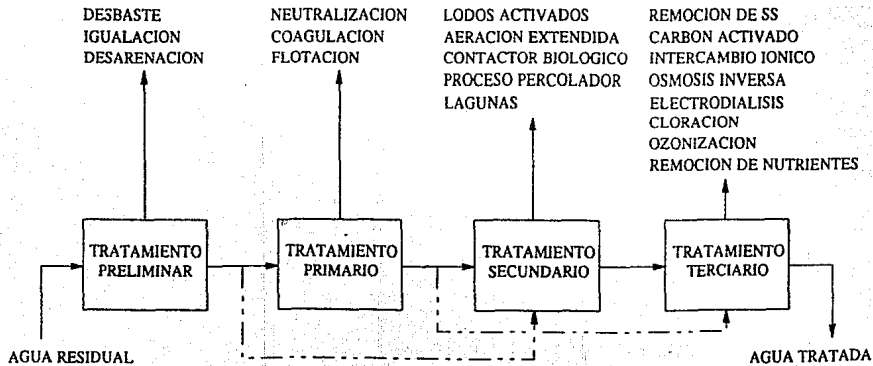
1. Tratamientos preliminares
2. Tratamientos primarios
3. Tratamientos secundarios
4. Tratamientos terciarios

De acuerdo con las características de concentración y composición del agua de entrada (influyente), así como la calidad requerida del agua de salida (efluente), se han establecido distintas secuencias de tratamiento. La más común es aquella en la cual el agua residual se somete primeramente a un pretratamiento seguido de un tratamiento primario, al que precede, generalmente, un tratamiento secundario y de ser necesario, un tratamiento terciario. Sin embargo, la secuencia puede en ocasiones constar tan sólo de uno o varios tipos de tratamientos en distintas secuencias, ya que el grado de tratamiento así como las características del agua residual determinan el número y tipo de operaciones o procesos unitarios que se requieren. Por otro lado, la selección de la secuencia de tratamiento queda restringida por alguna de las siguientes razones: eficiencia, volumen y tipo de desecho generado durante el proceso, recursos humanos y material disponible; costos fijos y de operación.

En la figura 2.1 se representa la secuencia convencional de estos tratamientos, incluyendo las operaciones y procesos unitarios empleados en cada uno de ellos, y en líneas punteadas otras alternativas.

FIGURA 2.1

SECUENCIA CONVENCIONAL DE TRATAMIENTO PARA RESIDUOS LIQUIDOS;
PROCESOS Y OPERACIONES INVOLUCRADOS



2.2 TRATAMIENTOS PRELIMINARES

El pretratamiento o tratamiento preliminar es el paso más simple en el proceso de tratamiento de aguas residuales. Sus principales funciones son : remover los sólidos suspendidos de gran tamaño y acondicionar el agua para someterla a un tratamiento posterior sin ocasionar daños en los equipos o en el proceso.

Las operaciones unitarias comprendidas dentro del tratamiento preliminar son desbaste, homogeneización y desarenado.

2.2.1 DESBASTE

A través de esta operación se remueven partículas suspendidas en el agua de tamaño mayor que 0.5 cm mediante el uso de rejas y cedazos o tamices. En ocasiones, y si se requiere pueden emplearse trituradores para reducir el tamaño de algunos sólidos.

REJAS

Estos dispositivos consisten en una rejilla compuesta de barras paralelas con aberturas de tamaño uniforme (generalmente de 1.3 a 3.8 cm aunque depende principalmente del tipo de sólidos presentes). Se coloca en forma transversal con respecto a la dirección del flujo, con una inclinación entre 30 y 80 grados (respecto de la horizontal)³² y pueden ser fijas o móviles. Para limpieza manual, la inclinación varía de 30 a 45 grados con un espaciamiento de 2.5 cm a 5 cm y para limpieza mecánica la pendiente generalmente es de 60 grados con un espaciamiento de 1.3 a 3.8 cm. Usualmente las rejas se colocan por pares para que una de ellas opere mientras que la otra está en servicio de mantenimiento o limpieza.

CEDAZOS

Los cedazos son mallas o fejas finas de aberturas pequeñas (generalmente de 5 mm o menos), de alambre de hierro, cobre o bronce. En estos dispositivos se retiene como máximo una tercera parte del total de materia orgánica presente. Una variedad muy empleada es el cedazo de tipo tambor aunque existen cedazos de tipo disco.

El cedazo de tipo tambor es un cilindro (usualmente de 2 a 5 m de diámetro)³ que cuenta con un mecanismo de rotación y accesorios para autolimpieza, colocado en forma transversal a la dirección de la corriente (también puede colocarse paralelo al sentido del flujo) y sumergido de una a dos terceras partes. Los desechos son removidos mientras gira el tambor empleando para ello cepillos o un sistema de arrastre con agua, aire o vapor.

Los cedazos de tipo disco consisten en un plato que gira sobre su eje con una inclinación de 30 grados³ desde la vertical (también se colocan en posición vertical). El agua pasa a través de las dos terceras partes inferiores del plato, y mientras este gira, los sólidos retenidos se remueven con cepillos.

2.2.2 IGUALACION

Mediante esta operación se pretende amortiguar las variaciones periódicas o eventuales de flujo y concentración, es decir, absorber el efecto de fluctuaciones significativas de las aguas residuales para proporcionar una descarga uniforme a un cuerpo receptor o a la siguiente fase de tratamiento. Para lograr esto, el agua se recibe en un cárcamo de volumen determinado donde permanece por un lapso de tiempo establecido desde el cual se hará fluir para continuar con su tratamiento.

2.2.3 DESARENADO

El objetivo fundamental de esta operación es, como su nombre lo indica, la eliminación de arena. Entendiendo por arena material tal como cáscaras de huevo, pedazos de hueso, semillas, café molido, otras partículas orgánicas y arenilla propiamente dicho (de diámetro de 0.2 mm y gravedad específica de 2.7)¹⁹. Se efectúa en un tanque de distintos tipos de acuerdo con los métodos de control de velocidad de remoción de arena empleados. La velocidad horizontal del agua en los tanques de desarenado debe mantenerse alrededor de 0.3 m/s independientemente de la cantidad de flujo para asegurar una buena sedimentación de la arena y mantener en suspensión la materia orgánica.

La limpieza de los equipos empleados en cualquiera de estos tres procesos de tratamiento preliminar (desbaste, igualación y desarenación) puede ser mecánica o manual.

2.3 TRATAMIENTOS PRIMARIOS

Los tratamientos primarios se emplean para la remoción sustancial de sólidos suspendidos, es decir, ajusta la corriente para someterla posteriormente a un tratamiento biológico. En general, este tipo de tratamientos se caracterizan por efectuar separaciones empleando fundamentalmente fenómenos físicos.

Dentro del tratamiento primario, las operaciones y procesos unitarios comprendidos son:

1. Neutralización
2. Coagulación
3. Flotación
4. Sedimentación

Su empleo y secuencia puede no incluir todos los procesos y operaciones ya que depende de la concentración y composición del agua influente.

2.3.1 NEUTRALIZACION

Este proceso consiste, de acuerdo con su nombre, en la neutralización del agua, condición que se logra mezclando corrientes ácidas con alcalinas o por adición de sustancias ácidas o básicas al influente según se requiera. El agente más empleado para neutralizar corrientes ácidas es la cal (CaO), o el hidróxido de calcio (Ca(OH)_2), debido a su bajo costo y fácil manejo. Sin embargo, requiere de mucho tiempo para efectuar la reacción pudiendo ocasionar problemas con la precipitación de sulfato de calcio. Por otro lado, para corrientes alcalinas usualmente se emplea ácido sulfúrico o gases de combustión con alto contenido de CO_2 lo cual abarata el proceso.

La igualación adquiere mayor importancia si la secuencia seleccionada incluye un tratamiento biológico ya que el pH, como se verá más adelante, puede inhibir la oxidación biológica de la materia orgánica; el intervalo adecuado de pH para mantener en buenas condiciones la fauna microbiana varía entre 6.0 y 9.0¹⁸.

2.3.2 COAGULACION

La turbidez en el agua es causada por una gran variedad de partículas incapaces de sedimentar llamadas coloides. Estas partículas pueden ser hidrofílicas o hidrofóbicas; las primeras son estables debido a su atracción con moléculas de agua, lo cual dificulta su remoción (en algunos casos es necesaria una dosis de coagulante de 10 a 20 veces la empleada en un tratamiento convencional³); por su parte, las partículas hidrofóbicas dependen de cargas eléctricas para establecer una suspensión estable. El propósito de la coagulación es desestabilizar estas suspensiones formando conglomerados de fácil deposición. Los métodos empleados con este fin pueden ser físicos (calentamiento), eléctricos y químicos, siendo estos últimos los más empleados en el tratamiento de aguas residuales.

La efectividad de la coagulación química depende del tipo de coloides en suspensión, de la temperatura, del pH y de la composición química del influente; del tipo y dosis de coagulante así como del grado y tiempo requeridos para la formación de los floculos.

Cabe mencionar que en algunos efluentes, aún con una gran dosis de coagulante, la coagulación es muy pobre. Para mejorar y acelerar esta operación existen otras sustancias conocidas como ayuda-coagulante. El propósito fundamental de estas sustancias es crear las condiciones necesarias óptimas de pH y alcalinidad (principalmente), para que se efectúe la coagulación.

Para lograr una buena coagulación deben cumplirse las siguientes condiciones:

- Dispersión íntima del agente coagulante en el agua antes de formarse el precipitado. Para ello se emplean dispositivos de mezclado que generen la turbulencia y retromezclado adecuados.

- Dosis óptima de coagulante. Esto es, la menor cantidad de agente coagulante que remueve efectivamente la turbidez del agua en un tiempo razonablemente corto. La dosis óptima se determina a través de una prueba de laboratorio conocida como Prueba de jarras³, la cual consiste en adicionar distintas dosis de coagulantes y ayuda-coagulante (si es necesario) a muestras similares de agua por tratar y se agitan durante un tiempo determinado. Transcurrido dicho tiempo se compara cada una de las muestras con otra muestra de agua original y se selecciona aquella dosis que haya generado la mejor coagulación en el menor tiempo.

En resumen, el proceso global de coagulación incluye: el mezclado para proporcionar una buena dispersión del agente coagulante, la coagulación en sí, la floculación o crecimiento de los flocúlos formados y por último la sedimentación de los mismos. La combinación de estas fases en un mismo tanque, resulta más económica y eficiente que el uso de unidades separadas para cada una de ellas³.

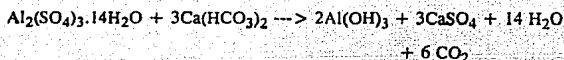
Los agentes coagulantes más empleados son las sales de aluminio y las sales de hierro.

SALES DE ALUMINIO

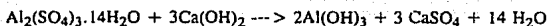
Las sales de aluminio más empleadas como coagulantes son el sulfato de aluminio y el aluminato de sodio.

El sulfato de aluminio, $Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$, también conocido comercialmente como alumbre, es el más empleado. La hidrólisis del ión aluminio en solución es compleja y no ha sido completamente definida, sin embargo en la coagulación se considera que el flocúlo es el hidróxido de aluminio $Al(OH)_3$ (forma predominante en soluciones diluidas cerca de pH neutro).

Para que se efectúe la reacción el agua debe ser alcalina; dicha alcalinidad es provocada por la presencia de iones bicarbonato. La reacción que se realiza es la siguiente:



Si el agua no es lo suficientemente alcalina, se le adiciona hidróxido de calcio o carbonato de sodio. De esta forma la reacción será:

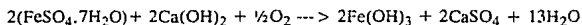


El intervalo óptimo de pH para emplear sulfato de aluminio como coagulante es de 4.5 a 8.0, ya que en estas condiciones el $\text{Al}(\text{OH})_3$ es relativamente insoluble en el agua.

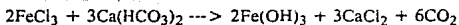
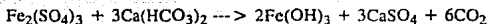
El aluminato de sodio, NaAlO_2 , por otro lado, se emplea como coagulante en casos especiales debido a su alto costo. Generalmente se adiciona para favorecer la coagulación y no como el coagulante principal.

SALES DE HIERRO

El sulfato ferroso, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, no ofrece una buena coagulación por sí solo sino que requiere de un ayuda-coagulante además de condiciones alcalinas (debidas a iones hidroxilos) para poder efectuar la reacción. Para generar la alcalinidad adecuada y lograr la deposición del hidróxido de hierro, se emplea hidróxido de calcio $\text{Ca}(\text{OH})_2$ hasta obtener un pH de 9.5. La reacción que se efectúa es:



Otras sales de hierro empleadas como coagulante son el sulfato férrico, $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, y el cloruro de hierro. Ambos coagulantes producen flocúlos de rápida sedimentación en un intervalo óptimo de pH de 4 a 12, al reaccionar en condiciones alcalinas debidas a la presencia de bicarbonatos. Las reacciones que se efectúan son, respectivamente, las siguientes:



Además de las sales de hierro y aluminio, existen otro tipo de coagulantes tales como la bentonita y los polielectrolitos. La bentonita se emplea para efluentes cuyo contenido de materia coloidal presenta un déficit de cargas negativas, además, debido a sus propiedades adsorbentes se emplea para remover olor y sabor. Por otro lado, los polielectrolitos consisten en cadenas largas de macromoléculas con cargas eléctricas (aniónica y catiónica), que generan flocúlos densos de rápido crecimiento y sedimentación.

2.3.3 FLOTACION

La flotación es una operación de separación de sólidos o líquidos de baja densidad o partículas líquidas de una fase líquida. La principal función de esta operación es crear una diferencia de densidades entre las dos fases para obtener el grado de separación requerido. Esto se logra introduciendo pequeñas burbujas de gas (usualmente aire) en el agua.

La flotación puede efectuarse de manera inducida o por aire disuelto. La flotación inducida es la más empleada y consiste en la inyección mecánica de aire a través de

difusores colocados en el fondo de un tanque, de tal forma que las pequeñas burbujas generadas ascienden llevando consigo las partículas suspendidas. Otros métodos para generar burbujas en el agua son:

- Flotación al vacío, donde el líquido se satura de aire a presión atmosférica para posteriormente someterlo a presión de vacío.

- Electroflotación, donde las burbujas se generan por electrólisis.

En el campo del tratamiento de aguas residuales, la flotación es empleada para la separación de grasas, aceites, fibras y otros sólidos de baja densidad (no emulsificados o difundidos a menos que se adicionen coagulantes), y para el espesamiento del lodo de desecho proveniente de otros tratamientos.

Los equipos de flotación pueden ser circulares o rectangulares y sus componentes básicos son:

- Servicio de inyección de aire
- Tanque de flotación
- Desnatador

La flotación tiene gran aplicación en el tratamiento de las aguas residuales industriales y de las refinerías. En estos casos, donde las aguas residuales presentan un alto contenido de grasas y aceites, se han desarrollado dos tipos de separadores por flotación: los separadores API y los separadores de placas corrugadas. En estos últimos, las partículas de aceite se recolectan en la superficie inversa de la placa, los sólidos se depositan sobre los canales y debido a la inclinación de las placas, se deslizan hasta el fondo del separador.

La flotación proporciona mayor rapidez de separación y concentración de sólidos que la sedimentación. Además, los tanques empleados para efectuar esta operación resultan más pequeños, de aquí que cuando pueda emplearse la sedimentación o la flotación (como ya se mencionó la flotación sólo aplica para partículas de baja densidad), se preferirá esta última.

2.3.4 SEDIMENTACION

La sedimentación es de las operaciones unitarias más antiguas, aunque su aplicación en el tratamiento de aguas residuales es reciente. Se emplea fundamentalmente para remover las partículas suspendidas en el agua de diámetro mayor que 0.01 mm. Esta separación se lleva a cabo mediante el asentamiento de las partículas debido a la fuerza de gravedad que sobre ellas actúa.

La sedimentación se ha clasificado en tres categorías en función de la naturaleza de los sólidos suspendidos presentes.

SEDIMENTACION DISCRETA

Las partículas mantienen su individualidad, de manera que sus propiedades físicas tales como tamaño, forma y gravedad específica no cambian durante el proceso; no existe interacción con las partículas próximas. Este tipo de sedimentación puede analizarse con las leyes de Newton y de Stokes³³.

SEDIMENTACION FLOCULENTA

En este caso la aglomeración de las partículas va acompañada de cambios en la densidad de las partículas y por ende en la velocidad de sedimentación. Este tipo de sedimentación se presenta en los sedimentadores primarios.

ASENTAMIENTO

Este tipo de sedimentación incluye una suspensión floculada, la cual sedimenta exhibiendo una interfase con la fase líquida.

Es frecuente que se produzca más de un tipo de asentamiento durante la sedimentación y también es posible que los cuatro tipos tengan lugar simultáneamente.

El equipo empleado para efectuar esta operación (sedimentador), consiste en un tanque a través del cual fluye el agua a baja velocidad de manera que el material suspendido que contiene se deposite en el fondo.

2.4 TRATAMIENTOS SECUNDARIOS

El tratamiento secundario consiste en la bio-oxidación de la materia orgánica suspendida y disuelta, es decir constituye la actividad de un sistema biológico sobre alguna sustancia, cuya consecuencia es la modificación total o parcial de su estructura de manera controlada. Esto es posible si existe un sistema biológico con las características enzimáticas necesarias y adaptabilidad a los factores ambientales para utilizar el sustrato como fuente de carbono y/o energía.

En términos generales, los procesos de descomposición de la materia orgánica efectuados por microorganismos son, de acuerdo con el consumo de oxígeno de los mismos, aerobio, anaerobios y mixtos o facultativos. Estos tres tipos de procesos son afectados o inhibidos por distintas sustancias, por lo que para el empleo de un tratamiento biológico se requiere cierta calidad de influente.

2.4.1 FACTORES QUE AFECTAN EL CRECIMIENTO BIOLÓGICO

Como ya se mencionó, los tratamientos secundarios son esencialmente biológicos y dependen de la presencia de microorganismos capaces de degradar la sustancia orgánica presente en el agua. Por ello deben tomarse en cuenta los factores que puedan afectar el crecimiento y desarrollo de tales microorganismos.

Entre los principales factores que afectan el crecimiento biológico figuran la temperatura, la disponibilidad de nutrientes, el suministro de oxígeno, el pH, la presencia de toxinas, y en el caso de plantas fotosintéticas, la luz solar.

Las bacterias y microorganismos se clasifican, de acuerdo con la temperatura óptima para su desarrollo, en mesofílicas, cuyo intervalo de temperatura abarca de 10 a 40 °C (siendo el óptimo de 37 °C), y termofílicas las cuales se desarrollan en un intervalo de temperatura entre 45 y 75 °C (con un valor óptimo cercano a los 55 °C)¹⁹. Para el tratamiento de aguas residuales no se emplean bacterias termofílicas, pues es difícil mantener una temperatura de operación tan alta además de ser estas muy sensibles a pequeños cambios de temperatura, por lo que se prefiere el uso de las mesofílicas; sin embargo, debe tomarse cuidado en no excederse de la temperatura óptima.

En cuanto a la disponibilidad de nutrientes, la mayoría de los influentes contienen concentraciones suficientes de carbono, nitrógeno y fósforo que permite el crecimiento de los microorganismos. En el caso de no contar con la cantidad suficiente, se suministra un suplemento de nitrógeno y/o fósforo en forma de NH_3 ó H_3PO_4 o algunas de sus respectivas sales.

Por otro lado, el suministro de oxígeno debe ser suficiente para que los microorganismos degrade la materia orgánica. La cantidad mínima de oxígeno disuelto en el agua depende, principalmente, del proceso de tratamiento empleado y de las características del influente.

Otro factor importante que afecta el crecimiento biológico es la concentración de iones hidrógeno (pH). La influencia del pH en un tratamiento biológico es directa; por ejemplo, para sistemas aerados, el intervalo óptimo varía entre 6.5 y 8.5 mientras que para procesos anaerobios varía entre 6.7 y 7.4¹⁹.

Por último, las sustancias tóxicas tales como el cromo, mercurio y otros metales pesados también inhiben el tratamiento biológico. En la Tabla 2.1 se establecen las concentraciones máximas de sustancias inhibidoras.

2.4.2 PROCESOS AEROBIOS

En los procesos aerobios se efectúan reacciones oxidativas de la materia orgánica (carbohidratos, proteínas, etc.), en presencia de oxígeno, hasta productos inorgánicos (CO₂ y H₂O) y energía.

Los procesos aerobios más conocidos y empleados en el tratamiento de aguas residuales son:

1. Lodos activados
2. Aeración extendida
3. Sistema de biodisco
4. Proceso percolador

TABLA 2.1

CONCENTRACION MAXIMA DE SUSTANCIAS INHIBIDORAS

SUSTANCIA	CONCENTRACION ppm
Aluminio	26
Amonio	480
Arsénico	0.1
Boro	100
Cadmio	100
Calcio	2500
Cromo VI	10
Cromo	50
Cobre	1
Cianuros	5
Hierro	1000
Plomo	0.1
Manganeso	10
Mercurio	5
Níquel	2.5
Plata	5
Cinc	10
Fenoles	200

FUENTE: Subsecretaría de Mejoramiento del Ambiente, 1981.

En los procesos de lodos activados y aeración extendida, el crecimiento de los microorganismos es disperso, mientras que en el proceso percolador y el sistema de biodiscos el desarrollo de los microorganismos es fijo. Estos últimos procesos son menos flexibles en operación que los primeros; además no han sido muy estudiados, lo cual puede traducirse en un mal diseño.

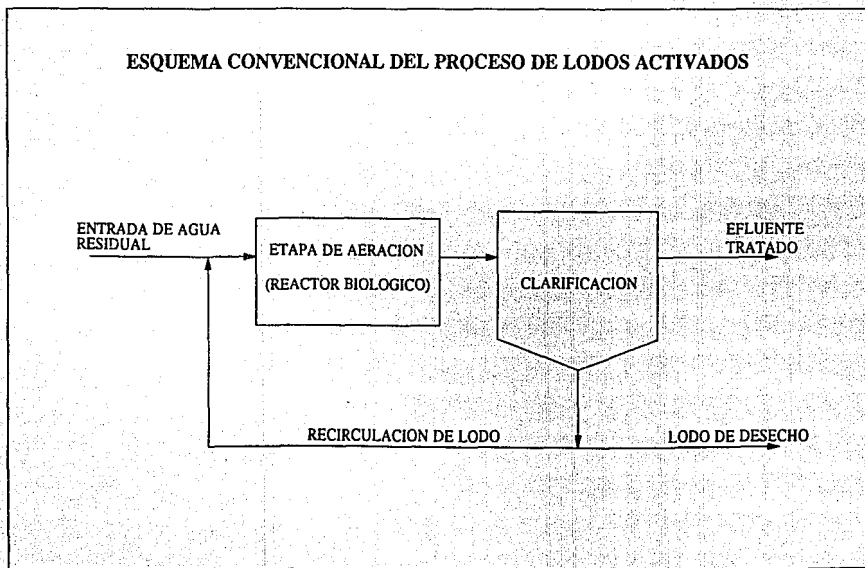
2.4.2.1 PROCESO DE LODOS ACTIVADOS

Este proceso se ha empleado en el tratamiento de aguas residuales desde hace más de medio siglo. A través de él se reduce el contenido de materia orgánica, expresado como DBO₅, a menos de 30 mg/l¹⁷. Se emplea, fundamentalmente, cuando se requiere agua tratada de alta calidad y el área disponible es limitada.

El principio básico del proceso consiste en poner en contacto las aguas residuales con una población microbiana en un sistema aerado y agitado. La materia en suspensión y la coloidal es eliminada rápidamente por adsorción y aglomeración en los microorganismos a través de su acción metabólica. En este proceso, como consecuencia de la degradación biológica, se genera un lodo, el cual se separa por asentamiento en la etapa conocida como clarificación. Parte de estos lodos se recirculan para emplearlo como inóculo microbiano; el resto (lodos de desecho), se descarga para someterlo a otro tratamiento y finalmente disponer de él.

El esquema convencional de un proceso de lodos activados se muestra en la figura 2.2, en la cual se observa que el equipo principal lo constituye el reactor biológico, donde se efectúa la degradación.

FIGURA 2.2



Para el diseño del reactor, numerosas investigaciones han llevado a la conclusión de que la cinética típica es de primer orden³⁵, lo cual significa que la remoción es más o menos constante, sin embargo para que el diseño sea correcto debe contarse con los datos experimentales correspondientes y obtener el valor real de la constante cinética.

La versatilidad de este proceso radica en el sistema de aeración empleado, el cual varía notablemente de acuerdo con la circunstancias operacionales.

Existe una variación del proceso de lodos activados empleado para descargas líquidas industriales con alto contenido de metales pesados y/o sustancias inhibidoras. Este proceso se conoce como tratamiento con carbón activado, PACT, por sus siglas en inglés (Powdered Activated Carbon Treatment). Este tratamiento consiste en la combinación de un tratamiento biológico (lodos activados) con un tratamiento de adsorción física (con carbón activado). La gran ventaja de este proceso sobre el de lodos activados es su capacidad de reducción y/o eliminación de materia no biodegradable y sustancias inhibidoras del desarrollo microbiológico. Este proceso es muy empleado para remover compuestos como nitrotolueno, dinitrofenol, nitrofenol y diclorofenol.

2.4.2.2 AERACION EXTENDIDA

Este proceso también se conoce como proceso de oxidación total y no es más que una modificación del proceso de lodos activados con la cual se reduce la cantidad de lodos de desecho generados, incrementando el tiempo de residencia y el contenido de oxígeno disuelto (suministrado por medios mecánicos de difusión de aire).

El diagrama convencional de este sistema es esencialmente idéntico al de lodos activados, sin embargo, existe otro tipo de sistema de aeración extendida conocido como canal de oxidación, el cual consiste en una zanja con un aerador para proveer de oxígeno y movimiento al agua (Fig. 2.3).

Las diferencias más notorias entre la aeración extendida y el proceso de lodos activados son que aquélla requiere:

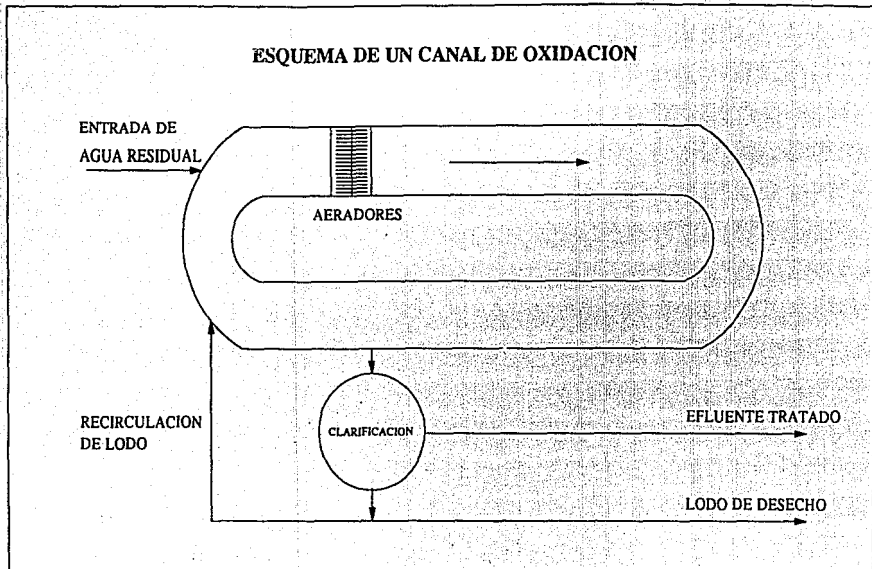
- a) Mayor tiempo de retención
- b) Mayor carga orgánica
- c) Mayor consumo de oxígeno
- d) Un área de terreno grande
- e) Bajo capital de inversión
- f) Evita la necesidad del asentamiento primario
- g) Genera lodos con mayor concentración de sólidos

2.4.2.3 SISTEMA DE BIODISCO

En este proceso, el equipo principal consta de numerosos discos plásticos montados en un eje rotatorio y sumergidos 40 % de su volumen en el agua residual (Fig. 2.4). En tales discos se acumula una película de lama microbiana expuesta a los nutrientes de la corriente y al aire. La rotación puede lograrse a través de sistemas de impulsión mecánica o inducirse por aire.

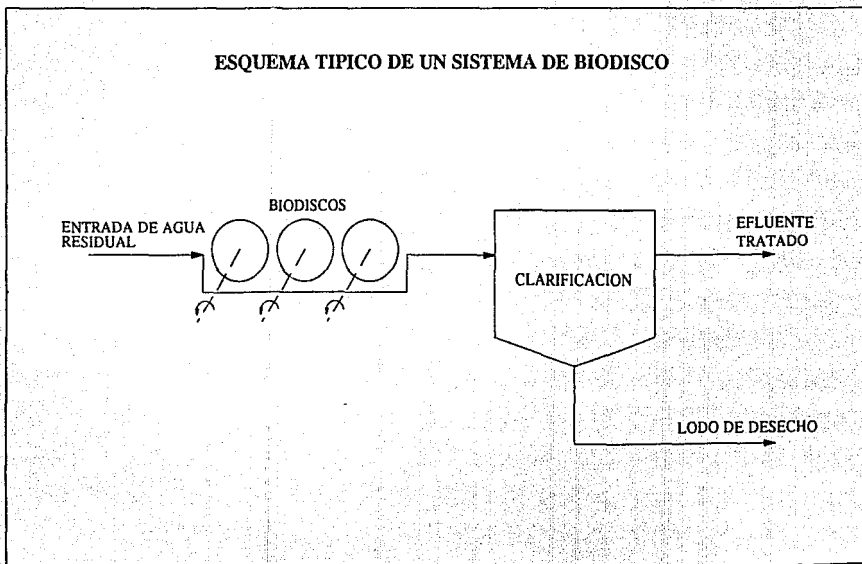
Las ventajas de este proceso son: su corto tiempo de retención, bajo requerimiento de energía, baja producción de lodos y fácil control.

FIGURA 2.3



FUENTE: Ramalho, R.S., 1983.

FIGURA 2.4



2.4.2.4 PROCESO PERCOLADOR

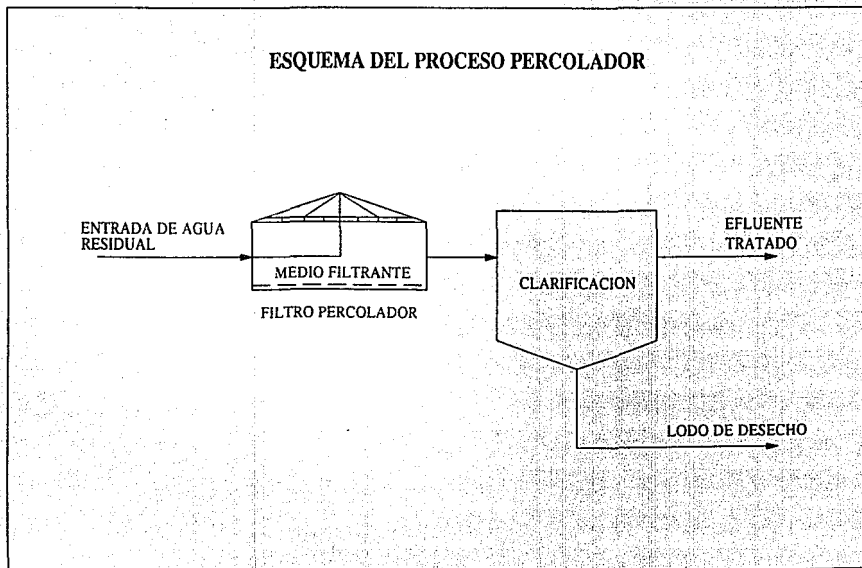
En el campo del tratamiento de aguas residuales este proceso se conoce con distintos nombres (filtro de goteo, filtro biológico, biofiltro, etc.), la mayoría de los cuales son equivocados ya que en términos de ingeniería la filtración, como operación unitaria, tiene muy poco en común con estos sistemas de purificación. Es por esta razón que el presente trabajo se refiere a este proceso como percolador.

Este proceso se efectúa en un medio sólido fijo dispuesto en forma de lecho empacado a través del cual gotea el agua residual (Fig. 2.5). En la superficie mojada del empaque se desarrolla una película de lama microbiana la cual metaboliza en presencia de oxígeno, los nutrientes contenidos en el agua.

La lama se desarrolla a partir de los microorganismos presentes en el agua, aunque también se puede efectuar la inoculación directa del empaque con un cultivo microbiano desarrollado en el laboratorio. Al principio, la eficiencia de purificación es baja pero aumenta de acuerdo con el crecimiento de la capa de lama sobre el empaque.

En cuanto al empaque, se han empleado durante mucho tiempo medios minerales aunque también se emplean de cerámica (tipo Rasching, Lessing y silletas Berl) y de plástico. La distribución del líquido se efectúa mediante un sistema móvil o fijo con rociadores.

FIGURA 2.5



2.4.3 PROCESOS ANAEROBIOS

Los procesos anaerobios se caracterizan por encauzar la transformación de la materia orgánica hacia la formación de productos gaseosos tales como CO_2 , CH_4 y H_2S , y H_2O en ausencia de oxígeno.

Este proceso consta de dos etapas: la fermentación ácida y la fermentación de metano. En la fermentación ácida, los compuestos orgánicos (proteínas, grasas y carbohidratos), son primeramente hidrolizados para alcanzar unidades moleculares más pequeñas, las cuales sufren una bio-oxidación generando ácidos orgánicos como el acético, propiónico y butírico. La población anaerobia y facultativa son las responsables de las reacciones de hidrólisis.

En la fermentación de metano, organismos estrictamente anaerobios convierten las cadenas de ácidos formados en la primera etapa en CH_4 , CO_2 y H_2S . Esta reacción resulta ser la etapa controlante, por lo que es importante mantener las condiciones adecuadas para que sea efectiva (datos experimentales muestran que el intervalo óptimo de pH va de 6.8 a 7.4³⁵).

Las principales ventajas de los procesos anaerobios frente a los aerobios son: la baja producción de lodo de desecho y la carencia de equipo de aeración; las desventajas son que la estabilización incompleta requiere una segunda etapa con un proceso aerobio y la elevada temperatura necesaria para efectuar la descomposición. Por otro lado, se generan olores desagradables y el tiempo de residencia es grande, lo cual se traduce en tanques de gran capacidad.

Con base en lo anterior, se concluye que los procesos anaerobios funcionan bien con aguas residuales concentradas (tratamiento de lodos de desecho), y que desde el punto de vista económico su aplicación está asociada con los procesos aerobios más que como sustituto de ellos.

Actualmente, se ha considerado el uso del metano producido durante un tratamiento anaerobio como combustible en un sistema de calefacción para mantener la temperatura adecuada en el mismo proceso.

2.4.4 PROCESOS MIXTOS

En estos procesos la degradación de la materia orgánica se debe a la acción conjunta de microorganismos aerobios, anaerobios y facultativos y se efectúa en las llamadas lagunas de estabilización.

2.4.4.1 LAGUNAS DE ESTABILIZACION

Las lagunas de estabilización son los sistemas más económicos para el tratamiento de aguas residuales. En ellas, la presencia de algas es definitiva ya que suministran, gracias a la fotosíntesis, grandes cantidades de oxígeno; por otra parte contribuyen a elevar el pH por el consumo de CO_2 (durante las horas de iluminación) además de consumir amoníaco, disminuyendo la demanda de oxígeno. Sin embargo, durante la noche la producción de oxígeno cesa y disminuye el pH debido a la presencia de CO_2 . Consecuentemente, durante el día el agua será básica y durante la noche ácida.

Las lagunas de estabilización pueden ser aerobias, anaerobias y facultativas. Las primeras se emplean cuando se dispone de una gran superficie de terreno y no se requiere un efluente de alta calidad.

Las lagunas anaerobias se generan cuando la DBO_5 del influente es muy elevada y el oxígeno proveniente de la aeración natural y fotosíntesis es insuficiente para la degradación aerobia. En este caso, como ya se mencionó, los productos principales de la degradación son CH_4 , CO_2 y H_2S .

Por último, las lagunas facultativas son aquellas en cuyas capas superiores se observa la degradación aerobia mientras que en el fondo es anaerobia. En la figura 2.6 se muestran las reacciones y procesos en una laguna de estabilización facultativa.

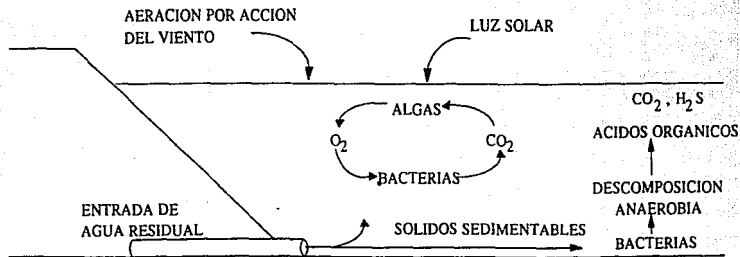
2.5 TRATAMIENTOS TERCIARIOS

La secuencia convencional de tratamiento (pre-tratamiento, tratamiento primario y secundario), remueve normalmente de 85 a 95%³⁵ de los contaminantes, pero en ocasiones es necesario elevar la calidad del agua efluente y poder emplearla para consumo humano o equipos que requieren agua de alta pureza. Para lograr esto se emplean los tratamientos terciarios, entre los cuales destacan:

1. Remoción de sólidos suspendidos
2. Adsorción con carbón activado
3. Intercambio iónico
4. Osmosis inversa
5. Electrodialisis
6. Cloración y ozonización
7. Remoción de nutrientes

FIGURA 2.6

CICLOS AEROBIO Y ANAEROBIO DE DESCOMPOSICION



2.5.1 REMOCION DE SOLIDOS SUSPENDIDOS

Los sólidos suspendidos no removidos mediante operaciones primarias y secundarias convencionales, pueden removerse por:

- a) Filtración
- b) Coagulación

FILTRACION

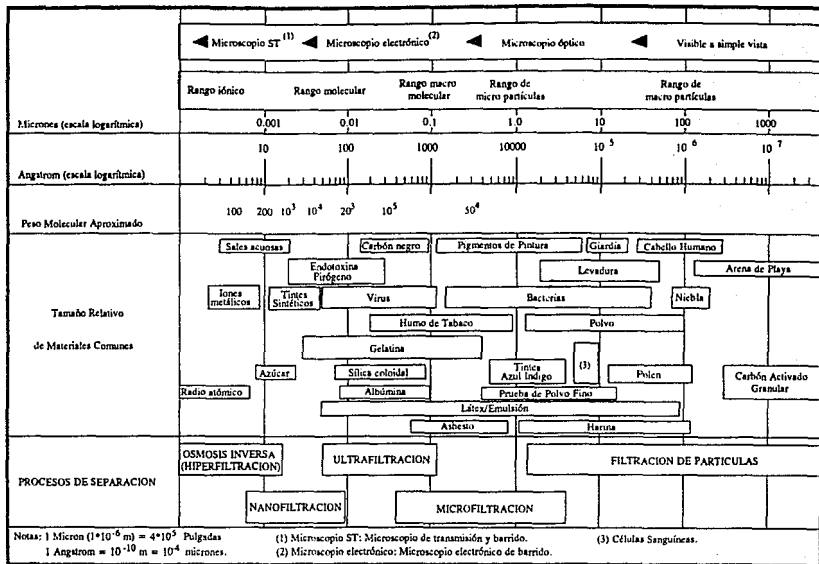
La filtración consiste en la remoción de partículas sólidas de un fluido al pasar a través de un medio filtrante sobre el cual se acumulan los sólidos. En esta operación, el filtrado se remueve como resultado de una diferencia de presión.

En general, la eficiencia y el grado de remoción de sólidos mediante la filtración depende de las características y propiedades del medio filtrante, esto es: permeabilidad, porosidad, tamaño de poro, etc. Con base en lo anterior se ha establecido la siguiente clasificación:

- Filtración de partículas
- Microfiltración
- Ultrafiltración
- Nanofiltración
- Osmosis inversa

La filtración de partículas consiste en la remoción de sólidos presentes comunmente en corrientes de procesos industriales (de diámetro mayor que 10,000 Angstroms de acuerdo con la figura 2.7), donde generalmente se emplea como medio filtrante arena, antracita o tierra diatomácea, capaces de remover hasta el 99% de los sólidos

FIGURA 2.7
ESPECTRO DE FILTRACION



FUENTE: Anaya, D., et. al. 1992.

suspendidos en aguas residuales³³. En los cuatro restantes tipos e filtración, la remoción se realiza a través de membranas sintéticas o naturales que son capaces de retener partículas de tamaño muy pequeño (algunas veces visibles sólo con microscopios electrónicos de barrido y transmisión)¹.

En el caso de la remoción por Osmosis inversa, debido a su versatilidad así como el incremento de su aplicación, se analiza por separado más adelante.

COAGULACION

En la coagulación se emplean, para eliminar los sólidos suspendidos, alumbre, polielectrolitos y otros agentes químicos como se mencionó en la sección 2.3.2 de este capítulo.

2.5.2 ADSORCION CON CARBON ACTIVADO

Adsorción se le llama a la concentración de soluto en una superficie sólida debido a la presencia de fuerzas de Van de Waals no balanceadas. En este fenómeno, el sólido se denomina adsorbente y el soluto adsorbato.

El carbón activado se ha empleado ampliamente como adsorbente en plantas de tratamiento de aguas para remover sabor, olor y color ocasionados por contaminantes orgánicos. También tiene gran aplicación para la remoción de contaminantes tóxicos (proceso PACT ver sección 2.4.2.1). Entre las cualidades del tratamiento con carbón activado están:

1. Preparación sencilla. El carbón activado se prepara a partir de materias primas tales como madera, lignita residuos de petróleo y coque, mediante procesos térmicos de

activación, los cuales proporcionan una estructura porosa generando un área superficial muy grande.

2. Posibilidad de reactivación. La gran ventaja que ofrece el carbón activado radica en su regeneración sin una pérdida apreciable de poder adsorbente. Usualmente la reactivación se efectúa mediante calentamiento hasta 927 °C (1700 °F)³⁵.

3. La versatilidad de operación. En la práctica, la adsorción de compuestos orgánicos en carbón activado puede realizarse en forma continua (en columnas empacadas), o por lotes (mezclando el carbón con el agua y dejar que sedimente). De estos dos tipos de operación, la operación por lotes ha resultado ser más económica.

4. Fácil retrolavado con una pérdida de carbón entre el 5 y 10% en peso³⁰.

5. Por último, las bases teóricas que establecen el equilibrio entre el adsorbente y el adsorbato se han desarrollado dando origen a las isotermas de adsorción, las cuales constituyen el fundamento para el fenómeno de adsorción. Entre las isotermas más conocidas figuran las de Langmuir y la de Freundlich.

2.5.3 INTERCAMBIO IONICO

El proceso de intercambio iónico consiste en una serie de reacciones entre iones de la fase líquida y iones de la fase sólida, debidas a fuerzas electrostáticas.

RESINAS DE INTERCAMBIO IONICO

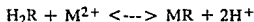
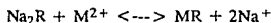
Hasta 1940, las zeolitas naturales eran las únicas resinas de intercambio iónico disponibles a pesar de tener capacidad de intercambio baja. Estas resinas han sido

desplazadas actualmente por resinas sintéticas (polímeros insolubles), a las cuales se les adicionan grupos ácidos o básicos a través de reacciones químicas. Estos grupos son capaces de efectuar un intercambio reversible con iones presentes en una solución. El número total de grupos funcionales por unidad de peso o volumen de resina determina la capacidad de intercambio, sin embargo, el tipo de grupo funcional determina la selectividad.

Existen dos tipos básicos de intercambio:

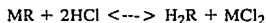
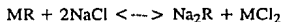
1. Intercambio catiónico
2. Intercambio aniónico

INTERCAMBIO CATIONICO. Este tipo de intercambio remueve cationes de la solución reemplazándolos por iones Na^+ y H^+ . Esto viene representado por el ciclo de sodio y el ciclo de hidrógeno.



en donde R simboliza resina y M^{2+} simboliza el catión.

Al igual que el carbón activado, las resinas de intercambio iónico pueden regenerarse. La regeneración para resinas catiónicas consiste en la reintegración del catión original utilizando una solución que lo contenga, ya sea Na^+ (solución de NaCl) o H^+ (solución de H_2SO_4 o HCl):

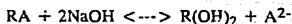


INTERCAMBIO ANIONICO. Este tipo de intercambio remueve aniones de una solución reemplazándolos por iones hidroxilo. La remoción se representa por la siguiente reacción:



donde A^{2-} representa al anión (SO_4^{2-} , CrO_4^{2-} , etc.)

La regeneración se efectúa empleando hidróxido de sodio o de amonio.



Usualmente el intercambio catiónico y aniónico se emplean en serie. Las aplicaciones más frecuentes del intercambio iónico son: ablandamiento de agua, desmineralización, desalado, remoción de amoníaco, tratamiento de agua con metales pesados y tratamiento de desechos radioactivos.

2.5.4 OSMOSIS INVERSA

La ósmosis consiste en el paso espontáneo de un solvente de una solución diluida a través de una membrana semipermeable hacia una solución más concentrada. El proceso inverso de paso de solvente a través de una membrana debido a una fuerza externa se denomina ósmosis inversa.

En 1886 van't Hoff formuló una ecuación para calcular la presión osmótica:

$$\pi = nRT/V$$

donde π es la presión osmótica, atm

n/V es la concentración iónica, moles/l

T es la temperatura, °K

R es un factor de proporcionalidad, 0.083 l·atm/mol·°K

Esta ecuación se aproxima tanto a la ley del gas ideal, que la constante de los gases (R) puede emplearse satisfactoriamente.

La presión usada varía de 3 MPa a 7 MPa dependiendo de la presión osmótica³, el tipo de membrana y el rendimiento de agua requerido por metro cuadrado³.

TIPOS DE MEMBRANAS SEMIPERMEABLES

Muchos materiales naturales poseen propiedades semipermeables. Desde que Reid y Breton descubrieron que el acetato de celulosa posee buena selectividad iónica, ha sido ésta muy estudiada. También se ha encontrado que una gran cantidad de polímeros son selectivos.

Una seria restricción de las membranas actuales es la pérdida de su selectividad (habilidad de rechazar iones específicos), cuando operan por encima de la temperatura ambiente. El límite de temperatura práctico es de 4.4 a 7.2 °C (40 a 45 °F), intervalo en el cual la difusión es lenta. Si se incrementa la temperatura de 10 a 25 °C (50 a 77 °F), la productividad disminuye hasta en un 50%. Por encima de 29.4 °C (85 °F), la mayoría de las membranas son inestables, muestran poca selectividad y pierden fuerza. El límite máximo de operación alcanzado es de 54.4 °C (130 °F)²⁶.

Existe un tipo de membranas dinámicas las cuales proporcionan una alta productividad y operan continuamente hasta que requieran limpieza.

ENSUCIAMIENTO

El ensuciamiento de las membranas es causado por materiales extraños que se acumulan, impidiendo el flujo del agua. La composición de la capa que se forma es generalmente debido al crecimiento biológico de microorganismos. En membranas de acetato de celulosa, se han empleado bajas concentraciones de cloro para evitar la proliferación de estos organismos sin alterar las propiedades de las membranas.

El procedimiento de limpieza más usual se realiza con un chorro de agua de alimentación; las sales de carbonatos, sulfatos, calcio y magnesio pueden removerse mediante un simple lavado.

POLARIZACION-CONCENTRACION

En los procesos de membrana, el soluto se acumula en la superficie estable y trae consigo un efecto denominado polarización-concentración. Este fenómeno se define como la relación de la concentración de soluto en la pared de la membrana con la concentración en la solución.

En la medida en que la capa crece la eficiencia disminuye. Esta capa puede reducirse aumentando la velocidad de alimentación y mediante turbulencia.

Un problema muy común causado por una gran polarización-concentración es el taponamiento de las membranas. Para prevenir esta incrustación:

- a) Debe ajustarse el pH de la alimentación.
- b) Deben adicionarse anti-incrustantes.
- c) Debe removerse el producto de recuperación.

2.5.5 ELECTRODIALISIS

La electrodiálisis originalmente se desarrolló para la desalinización de agua de mar. Es un método para la remoción de nutrientes inorgánicos de las aguas.

Los componentes básicos de una celda son series de membranas fabricadas con resinas de intercambio iónico, las cuales son sólo permeables a especies iónicas y selectivas a un tipo específico de ión.

Existen dos tipos de membranas:

- Membranas aniónicas, las cuales poseen carga positiva y permiten el paso de aniones repeliendo los cationes.

- Membranas catiónicas, las cuales están cargadas negativamente permitiendo el paso de iones positivos.

El paso de iones a través de las membranas se acelera aplicando un voltaje constante a lo largo de una serie de membranas aniónicas y catiónicas.

El cátodo y el ánodo se localizan en los extremos de la celda.

El fundamento teórico de la electrodiálisis radia en la ley de Ohm para evaluar el voltaje requerido ($E = IR$) y la ley de Faraday²⁶ para evaluar la corriente requerida:

$$I = FqNe/\Omega \epsilon$$

donde I es la corriente (A),

$$F = 96\,500 \text{ (A-s/eq)},$$

q es el flujo (l/s),

N es la normalidad (eq/l),

e es la eficiencia.

\cap es el número de celdas entre los electrodos,

ϵ es la eficiencia de la corriente.

Para una operación correcta de una celda de electrodiálisis, debe removerse previamente: materia particulada, iones orgánicos largos y materia coloidal, ya que causan fallas en las membranas originando un aumento de resistencia.

El ensuciamiento de las membranas constituye uno de los más grandes problemas en este tipo de tratamiento. Sin embargo, puede prevenirse considerando los siguientes puntos:

1. Pretratamiento del agua de alimentación.
2. Limpieza periódica.
3. Cambios frecuentes de polarización.

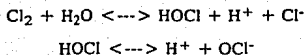
2.5.6 CLORACION Y OZONIZACION

La cloración es un proceso ampliamente usado en el tratamiento doméstico e industrial de aguas de desecho. Los propósitos de la cloración son:

1. Desinfección, destruye o inhibe el crecimiento de bacterias y algas, tiene gran capacidad de oxidación.
2. Reducción de la DBO.

3. Eliminación o reducción de color y olor.
4. Oxidación de iones metálicos.
5. Oxidación de cianuros y productos inocuos.

Adicionado al agua, ya sea como solución de hipoclorito de sodio o en estado gaseoso, el cloro reacciona para formar hipoclorito, el cual se disocia de la siguiente forma:



La adición de cloro se traduce en la oxidación de la materia orgánica y de otras sustancias presentes en el agua. En esta reacción no interviene el cloro como tal, sino en forma de HOCl o OCl⁻ lo que se conoce como **cloro libre disponible**.

El cloro libre disponible reacciona con el NH₃ del agua para formar cloraminas (**cloro residual combinado**), las cuales actúan también como desinfectantes pero con menor grado bactericida. La adición continúa de cloro causa la oxidación de cloraminas hasta tricloruro de nitrógeno. A este punto se le conoce como **punto límite de cloración**. Generalmente la adición de cloro rebasa este punto, pues de esta manera aumenta la concentración de cloro libre disponible asegurando la desinfección total del agua (se recomienda que por lo menos el 85% de la adición de cloro quede como cloro residual libre).

Por su parte, la oxidación química con ozono es un método efectivo para tratar aguas residuales basado en los siguientes factores:

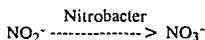
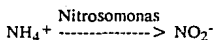
1. El ozono reacciona con aguas residuales no saturadas con compuestos orgánicos.
2. Las características espumosas de las aguas se reducen a través de la ozonización.
3. La ruptura de anillos y la oxidación parcial de aromáticos.
4. El ozono se transforma rápidamente en oxígeno después de cumplir su función.

Cuando el agua tratada no es reutilizada y se descarga a un cuerpo receptor natural, si es desinfectada por ozonización, el oxígeno disuelto beneficiaría a la vida acuática; por el contrario, cuando se realiza por cloración, el cloro remanente la dañaría.

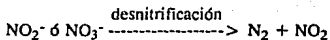
2.5.7 REMOCION DE NUTRIENTES

Los nutrientes más comunes presentes en aguas residuales son nitrógeno y fósforo (ver sección 1.3.2.3 del Capítulo 1). En cantidades adecuadas, estos nutrientes promueven el desarrollo y crecimiento de algas y otros microorganismos acuáticos, sin embargo su presencia en exceso causa problemas de contaminación tales como la eutroficación (fuerte crecimiento orgánico estimulado por nutrientes inorgánicos).

El nitrógeno orgánico (el nitrógeno asimilado en plantas y animales), se convierte biológicamente en amoníaco (NH_3), el cual puede removerse mediante un proceso conocido como Nitrificación-denitrificación. La nitrificación consiste en la aeración para convertir los compuestos de nitrógeno en nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-), por la acción de Nitrosomonas y microorganismo Nitrobacter:

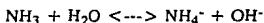


La desnitrificación es el paso anaerobio en donde nitritos y nitratos se convierten en nitrógeno gaseoso y óxido de nitrógeno.



Otro método de remoción de amoníaco es por agotamiento. Este proceso consiste en el ajuste del pH del agua por encima de 10.5 a 11 empleando NaOH ó Ca(OH)₂ en una torre de agotamiento. La eficiencia de este proceso varía de 50 a 95 %, y su costo es proxímadamente un 30% mayor que la remoción biológica (asimilación del nitrógeno en los microorganismos).

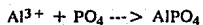
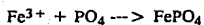
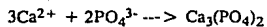
Este proceso se fundamenta en el desplazamiento de la reacción del NH₃ con agua a diferentes valores de pH.



Si el pH es mayor que 7 el equilibrio de la reacción se desplaza hacia la izquierda de manera que el ión amonio se convierte en amoníaco, el cual puede extraerse en forma gaseosa mediante agitación.

Por su parte, los procesos de remoción de fósforo involucran la precipitación química, el proceso de lodos activados, las lagunas de estabilización, la ósmosis inversa y la electrodiálisis. Sin embargo, el más empleado es la precipitación química debido a su selectividad y menor costo.

Para la remoción de fósforo se emplean iones de fierro (FeCl_3), calcio (Ca(OH)_2), aluminio ($\text{Al(SO}_4)_3 \cdot 16\text{H}_2\text{O}$) y combinaciones de los dos primeros. Estos iones reaccionan formando fosfatos:



El fósforo puede removerse también mediante adsorción con carbón activado.

ESTA TESIS NO DEBE
SALIR DE LA BIBLIOTECA

CAPITULO 3

Nos cuesta mucho organizar el medio ambiente porque todo lo que tocamos está estrechamente relacionado con lo demás.

Isaac Asimov

MANEJO Y DISPOSICION FINAL DE LODOS DE DESECHO

3.1 ANTECEDENTES

Algunos de los procesos empleados en el tratamiento de aguas residuales producen, en mayor o menor grado, algún tipo de lodo de desecho. El tratamiento y disposición de estos lodos constituyen, actualmente, un gran problema ya que "El tratamiento de agua residual es sólo la mitad del problema y la más sencilla; en el tratamiento y disposición de los residuos sólidos es donde radica la verdadera dificultad"³². Por otro lado, el impacto económico de esta sección de tratamiento, con respecto al costo total de una planta de tratamiento de agua residual, es muy elevado (aproximadamente el 40 % del costo total).

De acuerdo con su origen, el lodo puede ser orgánico (proveniente de una clarificación primaria, proceso de lodos activados, proceso percolador, etc.), o químico (procedente de los procesos de coagulación-floculación y precipitación). Incluso en todos con el mismo origen, su composición varía notablemente, de manera que su proceso de tratamiento así como su disposición final es función de las características que presente aunque en ocasiones lo es también de la disposición final a la cual se destinará.

El lodo de desecho se considera generalmente como un concentrado de contaminantes, sin embargo, el porcentaje de materia sólida que contiene es muy bajo (aunque varía según el proceso de tratamiento empleado); por ejemplo, el lodo de desecho proveniente de un proceso de lodos activados contiene menos del 1 % de materia

sólida⁴¹, además tanto los lodos orgánicos como los químicos tienden a la putrefacción si permanecen en condiciones anaerobias. Con estos antecedentes se comprende que el principal objetivo del tratamiento de los lodos de desecho sea la reducción de su volumen y estabilización biológica para generar un lodo lo suficientemente concentrados, compacto e inofensivo y poder disponer de él de la manera más adecuada.

El manejo de los lodos de desecho abarca dos aspectos complementarios uno del otro: el tratamiento a estabilización biológica y la disposición final. A través del tratamiento se pretende, como ya se mencionó, concentrar y compactar el lodo además de reducir el contenido de materia orgánica para su disposición como relleno sanitario, fertilizante, etc. La secuencia convencional de tratamiento y disposición de lodos de desecho se muestra en la figura 3.1, sin embargo otras secuencias son aplicables según las características del lodo y en algunos casos de su disposición.

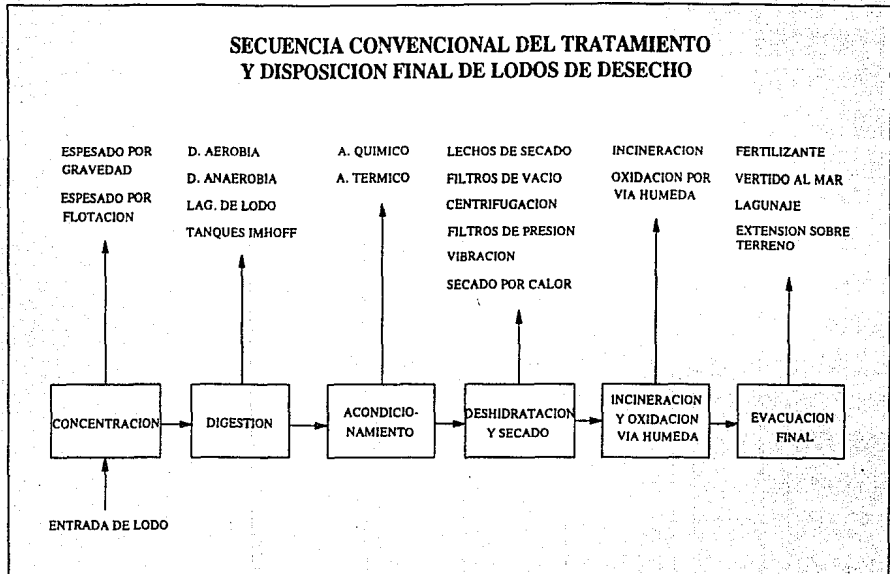
3.2 TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Las operaciones y procesos de tratamiento de lodos de desecho están encaminados a reducir el contenido de agua, principalmente para facilitar y disminuir el costo de su manejo, y de materia orgánica con el fin de darle características inofensivas.

Para eliminar la humedad se emplean:

- a) Espesamiento
- b) Acondicionamiento
- c) Deshidratación
- d) Secado

FIGURA 3.1



Por otro lado, dentro de los procesos de estabilización biológica más importantes figuran:

- a) Digestión aerobia
- b) Digestión anaerobia
- c) Lagunas de lodo
- d) Incineración y oxidación por vía húmeda

3.2.1 ESPESAMIENTO

El espesamiento es un proceso de deshidratación de lodos muy empleado debido a que el volumen de lodo de desecho disminuye significativamente con un bajo costo (para lodos activados se logra un aumento en la concentración de sólidos hasta de 3 % y para lodos primarios hasta cerca del 9 a 20 %)⁴¹. En el proceso de espesamiento de lodo se obtiene lodo concentrado y agua sobrenadante, la cual se recircula a la secuencia de tratamiento.

Los métodos más empleados para el espesamiento son el asentamiento por gravedad y la flotación.

ASENTAMIENTO POR GRAVEDAD. el asentamiento por gravedad se efectúa en tanques con agitación lenta. El tiempo de residencia del lodo en estos tanques debe ser tal que no favorezca la degradación del lodo crudo (lodo aún no estabilizado), pues tiende a producir olores desagradables, ni que genere lodo demasiado espeso que pueda resultar muy denso para bombearlo.

ESPESAMIENTO POR FLOTACION. Este proceso es similar al proceso de flotación empleado en el tratamiento de efluentes líquidos. Consiste en la inyección de burbujas

de gas (generalmente aire) en el lodo, las cuales se adhieren a las partículas sólidas y ascienden a la superficie de donde se remueve la nata formada, utilizando rastras, mientras que el líquido clarificado se retorna al proceso de tratamiento.

La técnica generalmente empleada para el espesamiento por flotación es la de aire disuelto ya que proporciona burbujas muy pequeñas y evita la turbulencia. Una de las ventajas del espesamiento por flotación es el retraso de las condiciones anóxicas.

Este método de deshidratación de lodo se emplea casi exclusivamente, para lodo biológico ligero ya que el lodo primario es generalmente más pesado como para obtener buenos resultados con un sistema de flotación; en el espesamiento de lodos activados se logra una concentración de sólidos del 4 al 6 %¹⁷.

3.2.2 ACONDICIONAMIENTO

Los procesos de acondicionamiento pretenden alterar las propiedades físicas del lodo para mejorar y facilitar la remoción del agua que contiene.

La capacidad de asentamiento del lodo se puede mejorar por la adición de tierra, iones inorgánicos (Fe III o Al III), o polielectrolitos que provocan la aglomeración de las partículas creando flóculos de fácil separación mediante métodos de flotación o de gravedad. A este tipo de acondicionamiento se le conoce como acondicionamiento químico.

Otra manera de mejorar las características de asentamiento del lodo es el acondicionamiento térmico. Este proceso consiste en el calentamiento del lodo (180 a 200 °C)³ sometido a presión (10 a 20 atm)⁴¹.

El tratamiento térmico favorece la coagulación de sólidos, ruptura de las estructuras de gel presentes y la reducción del carácter hidrofílico de los sólidos, lo cual facilita el proceso de deshidratación.

Existe otro método de tratamiento térmico conocido como "oxidación en aire húmedo", en donde el oxígeno disuelto en el lodo oxida la materia orgánica en condiciones de presión y temperatura elevadas.

La ventaja de los tratamientos térmicos consiste en la esterilización del lodo a través de la cual se elimina el contenido de organismos patógenos, es decir, queda esterilizado y deodorizado, además mejora las características de asentamiento de manera que la cantidad de coagulante necesaria para la estabilización química disminuye. Sin embargo, el inconveniente de estos procesos es que el líquido sobrenadante es de olor desagradable y presenta un alto contenido de DBO_5 (500 a 1500 mg/l) y de nutrientes (nitrógeno y fósforo)³².

Por último, la elutriación o lavado de lodo consiste en mezclar el lodo digerido con agua para eliminar bicarbonatos y sólidos finos. Este proceso no mejora las características de deshidratación del lodo pero resulta ser muy económico, sin embargo debido al amplio uso de polímeros, la elutriación ha perdido popularidad.

3.2.3 DESHIDRATACION Y SECADO

La deshidratación del lodo consiste en la remoción significativa del contenido de agua para disminuir su volumen y facilitar su manejo y disposición. En general, para efectuar la deshidratación del lodo debe someterse previamente a un acondicionamiento ya que el lodo crudo es difícil de deshidratar.

El método más empleado para deshidratar lodo es la filtración (con vacío o por presión), aunque también se ha usado la centrifugación, los lechos de secado y sistemas de vibración.

Existe una amplia variedad de equipo para filtración de lodo, de entre los cuales, los filtros rotatorios de vacío son los más empleados ya que han dado buenos resultados al filtrar lodos primarios o mezclas de lodos primarios y secundarios tanto crudos como digeridos. La torta obtenida de lodo deshidratado puede emplearse como acondicionador de suelos o fertilizante de baja calidad o bien someterse a secado térmico o incineración. La principal ventaja de estos filtros es que se obtiene una torta más seca ya que el grado de deshidratación es función de la presión de vacío aplicada.

Por otro lado, los filtros que emplean presión positiva requieren de una operación discontinua ya que, al formarse la torta, se hace necesario aplicar un retrolavado para su limpieza y por lo tanto buen funcionamiento.

En cuanto a las centrífugas para deshidratación de lodo, de mejor operación y rendimiento, se encuentran las centrífugas de tipo canasta; para lodo municipal acondicionado químicamente se puede obtener de 25 a 30 % de sólidos secos. La operación con centrífugas es simple, limpia y relativamente barata ya que normalmente no se requiere de acondicionamiento químico previo del lodo, sin embargo, la principal dificultad en su funcionamiento es la eliminación del concentrado, el cual es rico en sólidos suspendidos no sedimentables.

Por lo que respecta al uso de los lechos de secado, en comparación con la filtración y la centrifugación que emplean medios mecánicos para la deshidratación del lodo, la eliminación del agua contenida en el lodo se logra extendiéndolo sobre áreas formando

capas de 20 a 25 cm dejándolo secar⁷. Los lechos están constituidos por una capa de 10 cm de arena dispuesta sobre una capa soporte de 20 cm de grava y que cuenta con un sistema de desagüe en el fondo, de manera que el proceso resulta muy económico para plantas pequeñas, sin embargo esto se cumple sólo cuando las condiciones climáticas son favorables. Debe aclararse que en este caso el lodo debe ser digerido con anterioridad. Los lechos de secado pueden ser descubiertas si se dispone de una superficie lo suficientemente aislada para evitar las molestias ocasionadas por malos olores; o cerrada cuando es necesario deshidratar lodo en forma continua durante todo el año sin importar las condiciones climatológicas.

Por último, el método de deshidratación por vibración emplea sistemas muy complejos como la criba sónica, filtro sónico y presa de rodillos. Este sistema resulta muy costoso por lo que su empleo es limitado.

Otra forma de eliminar el agua del lodo es el SECADO con calor. Este método se emplea cuando el lodo crudo se procesa para producir fertilizantes. El secado con calor puede ser instantáneo o secado en horno. En el método de secado instantáneo el lodo se mezcla con lodo seco y la mezcla se seca con una corriente de gases de combustión. La separación del lodo seco se efectúa en un ciclón. Por su parte, el secado en horno se lleva a cabo en un horno rotatorio donde se introduce el lodo en contracorriente con los gases de combustión encargados de secar el lodo.

3.2.4 PROCESOS DE ESTABILIZACION

Los procesos de estabilización consisten en el tratamiento del lodo para evitar su putrefacción y se clasifican en:

- Digestión aerobia
- Digestión anaerobia
- Lagunas de lodo y tanques Imhoff
- Estabilización química
- Composteo
- Incineración
- Oxidación por vía húmeda

3.2.4.1 DIGESTION AEROBIA

La digestión aerobia es un proceso en el cual una mezcla de lodo primario y lodo proveniente de un proceso biológico se someten a aeración. El resultado de la aplicación de este proceso incluye la disminución de los sólidos volátiles y de la DBO_5 en el líquido sobrenadante, sin embargo, el principal objetivo de la digestión aerobia es la disminución de la cantidad de lodo y no la remoción de la DBO_5 soluble, además este proceso ocurre en la fase de respiración endógena de manera que la remoción de la DBO_5 soluble no es significativa. El producto final obtenido a través de este proceso es inodoro, de excelentes características de deshidratación y con valor fertilizante. Se requiere menor tiempo de residencia para la digestión aerobia que para la digestión anaerobia, lo cual disminuye el capital de inversión de la construcción del tanque digestor más sin embargo, el gran inconveniente es el costo elevado asociado con el suministro del oxígeno necesario.

La digestión aerobia, como se puede ver, es un proceso semejante al proceso de lodos activados y se efectúa en tanques similares a los empleados en dicho proceso.

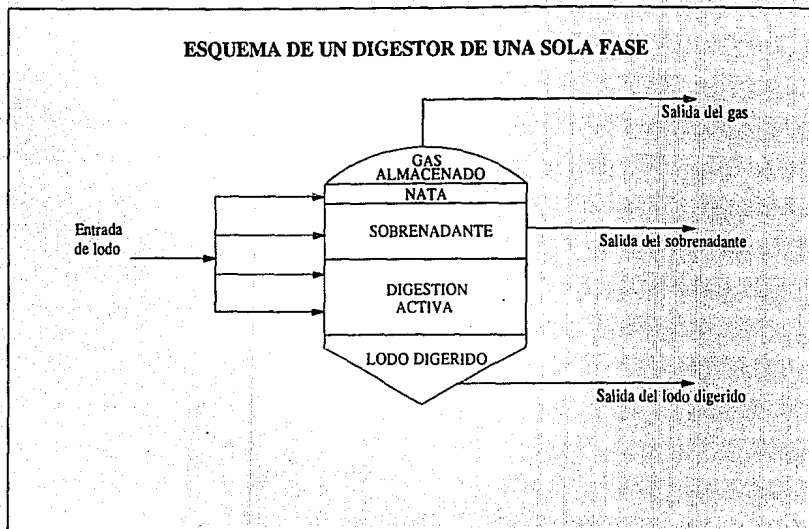
3.2.4.2 DIGESTION ANAEROBIA

La digestión anaerobia es el proceso de estabilización de lodo más empleado y consiste en la bio-oxidación de la materia orgánica en ausencia de oxígeno, reduciendo el contenido de sólidos volátiles. Una de las principales ventajas de la digestión anaerobia es la generación de metano como subproducto útil (aproximadamente del 30 al 35 % de los sólidos se descomponen y para cada kilogramo de materia orgánica destruida se produce cerca de 1 m³ de metano⁴¹), por otro lado, evita otros problemas asociados con los procesos aerobios como son el olor y molestias ocasionados por insectos que atraen.

La digestión anaerobia, al igual que cualquier otro proceso anaerobio, se ve afectada por cambios de temperatura (el mecanismo de oxidación anaerobia y los microorganismos que intervienen en ella así como las condiciones que requiere se discutieron en la sección 2.4.3 del capítulo 2), es por ello que los digestores modernos incluyen calentamiento y mezclado.

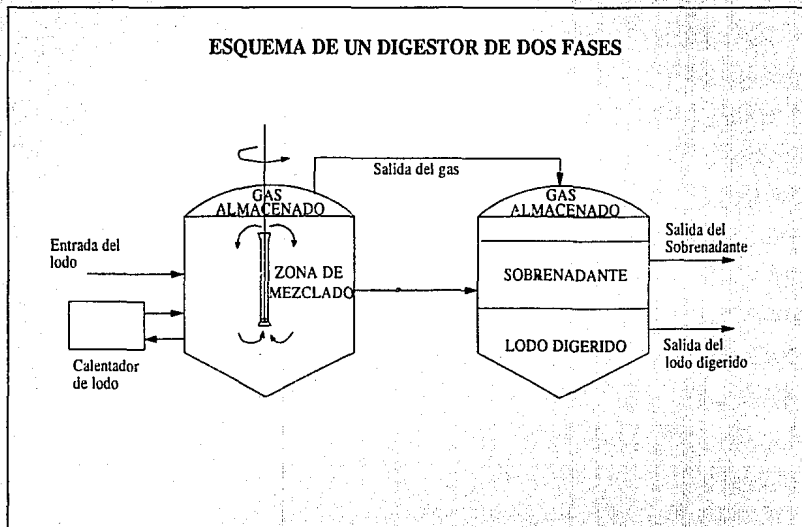
Los digestores anaerobios están constituidos por tanques cerrados provistos de elementos para mezclar, calentar (la temperatura debe mantenerse dentro del intervalo mesofílico de 30 a 35 °C), y recolectar el metano producido. Geneneralmente el proceso se efectúa en una sola fase (Fig. 3.2) aunque puede también realizarse en dos fases (Fig. 3.3).

FIGURA 3.2



FUENTE: Metcalf & Eddy, 1972.

FIGURA 3.3



FUENTE: Metcalf & Eddy, 1972.

En el primer caso, la digestión, el espesamiento y la formación del sobrenadante se efectúan simultáneamente. El lodo crudo se alimenta en el tanque a la altura en donde ocurre la digestión activa, donde se libera el metano, el espesamiento ocurre por gravedad de manera que parte del contenido de agua (sobrenadante) se separa. El volumen que ocupa el proceso de digestión no es mayor que el 50 % del volumen total del tanque y por este motivo no se recomienda para grandes capacidades.

El proceso de dos etapas se realiza en dos tanques separados colocados en serie. En el primer tanque se lleva a cabo la digestión por lo que cuenta con accesorios para calentamiento y mezclado del lodo, el segundo tanque se emplea para la concentración del lodo digerido así como para la formación del sobrenadante claro. En algunos casos el segundo tanque puede ser descubierto o con cubierta fija o móvil.

Además de los digestores de una y dos etapas, se emplean también lagunas de estabilización y tanques Imhoff para digerir los lodos.

3.2.4.3 LAGUNAS DE LODO Y TANQUES IMHOFF

Las lagunas consisten básicamente en un gran digestor de poca profundidad, carentes de medios de calentamiento. Se emplean en plantas pequeñas o cuando se dispone de grandes superficies. Debido a las grandes extensiones de terreno que ocupan no es posible la recuperación del metano ni la evacuación del lodo digerido por lo que una vez que se llena dicha laguna, ha de abandonarse.

Los tanques Imhoff incorporan la separación de sólidos y la digestión en una misma unidad. Estos tanques se han empleado desde hace mucho años y consisten en un

depósito de dos pisos; en el piso superior se efectúa la sedimentación y la digestión en el piso inferior.

3.2.4.4 ESTABILIZACION QUIMICA

La estabilización química consiste en la adición de sustancias específicas con las cuales se logra la reducción sustancial del contenido de organismos patógenos en el lodo. Usualmente se emplea hidróxido de calcio (Ca(OH)_2) u óxido de calcio (CaO).

El uso de Ca(OH)_2 eleva el pH del lodo hasta 12 destruyendo la mayoría de los microorganismos patógenos. Además funciona también como acondicionador químico para la deshidratación si se adiciona junto con sales de aluminio o hierro. Una ventaja adicional del empleo del hidróxido de calcio es la reducción del olor, sin embargo, con el paso del tiempo este efecto desaparece.

Por otro lado, el CaO al reaccionar con el agua produce hidróxido de calcio y libera calor, de manera que el beneficio es doble; por una parte se facilita la deshidratación del lodo y por otra, la combinación de la elevación del pH junto con el aumento de la temperatura contribuye a una destrucción de organismos patógenos más efectiva.

3.2.4.5 COMPOSTEO

El composteo es un proceso aerobio de descomposición de materia orgánica donde se genera calor. Esta generación de calor influye en la reducción de organismos patógenos.

El objetivo del composteo es obtener lodo desinfectado sin problemas de olor que pueda ser empleado como mejorador de suelos.

Esta operación se realiza en tanques cerrados con distintos medios para la introducción de oxígeno. El parámetro crítico para el diseño del equipo de composteo es la disponibilidad de nutrientes. Afortunadamente, los lodos de desecho presentan cantidades suficientes de nitrógeno para que se efectúe la reacción sin la necesidad de adicional nutrientes inorgánicos.

3.2.4.6 INCINERACION

La incineración consiste en el secado y calcinación del lodo; puede considerarse como una ampliación del proceso de deshidratación, que involucra la conversión del lodo en ceniza inerte cuyo destino puede ser el relleno sanitario.

A través de la incineración, se reduce la masa y volumen del lodo, aprovechando el poder calorífico de las materias orgánicas de manera que el producto final sólo contiene materiales minerales. Este proceso se aplica, por lo general, a lodo deshidratado por filtración o centrifugación, ya que la eliminación del agua por evaporación resulta más costosa que su eliminación por procedimientos mecánicos.

La incineración es el método más efectivo de estabilización, pues oxida completamente toda la materia orgánica, elimina el olor y todos los microorganismos patógenos.

3.2.4.7 OXIDACION POR VIA HUMEDA

La oxidación por vía húmeda es un proceso de estabilización de lodo a través de calor. Este proceso también se conoce como proceso Zimmerman²⁹ y supone la oxidación del lodo crudo en condiciones de presión y temperatura elevadas. La combustión de la materia orgánica por vía húmeda no es completa, el valor promedio varía entre 80 y 90 %, por lo que el producto final contendrá algo de materia orgánica y amoniaco.

3.3 DISPOSICION FINAL DEL LODO

Una vez que se ha sometido el lodo a deshidratación y cualquier método de estabilización si así se requiere, se procede a su disposición final. Existen dos alternativas para la evacuación final del lodo y/o cenizas: en un terreno o directamente al mar.

Las opciones de disposición de lodo sobre terreno son:

- a) Extensión sobre terreno
- b) Lagunaje
- c) Relleno sanitario
- d) Inyección profunda

Cualquiera de estas opciones debe realizarse con sumo cuidado, ya que el lodo puede presentar concentraciones peligrosas de elementos tóxicos y organismos patógenos que pudieran ocasionar daños en la salud y bienestar humanos.

EXTENSION SOBRE TERRENO. El lodo digerido húmedo puede eliminarse esparciéndolo en terrenos agrícolas, ya que representa una fuente de nutrientes y actúa

como acondicionador de terreno para mejorar la capacidad de retención de humedad. También puede secarse con calor, triturarse y acondicionarse con nitrógeno para impartirle algún valor fertilizante.

LAGUNAJE. Este método de disposición es de los más simples y económicos que existen; consiste en depositar el lodo crudo o digerido en una laguna o estanque de tierra natural o creado para tal fin. Si se trata de la disposición de lodo crudo, éste sufrirá una estabilización aerobia y anaerobia generando mal olor y otras molestias que no se presentan en el caso de lodo digerido. El lodo puede almacenarse por tiempo indefinido en estas lagunas o extraerse periódicamente tras una deshidratación y secado.

RELLENO SANITARIO. Esta alternativa se aplica para el caso de residuos peligrosos en alta concentración, aunque puede emplearse para disponer de lodo residual de tipo municipal. Generalmente y para prevenir daños colaterales, se aísla el terreno con un recubrimiento plástico y evitar así la infiltración de la materia tóxica.

INYECCION PROFUNDA. Esta técnica resulta atractiva cuando se dispone de pozos profundos en los cuales depositar el lodo. Desafortunadamente la inyección de materia tóxica en los estratos geológicos inferiores representa un gran daño sobre el medio ambiente ya que pueden contaminarse los mantos acuíferos. De esta manera se intuye que el impacto ambiental de este método es realmente grave.

Por su parte, la disposición directa en el mar o algún otro cuerpo de agua como lagunas, lagos, ríos, etc. Esta forma de disposición de lodo resulta muy económica y sólo debiera emplearse en aquellos casos en que el lodo no produzca alteraciones en el medio que anulen o impidan el desarrollo de la vida acuática. Sin embargo, las

descargas directas hacia el mar continúan debido a la deficiencia en cuanto a su inspección y control.

Por último, cabe aclarar que para cualquier tipo de disposición de cualquier tipo de residuo se debe cumplir con las disposiciones de la SEDUE y evitar las consecuencias de una mala disposición.

CAPITULO 4

En la naturaleza no hay premios ni castigos: sólo consecuencias.

Robert Green Ingersoll

CIUDAD DE SALAMANCA, GUANAJUATO

El principal objetivo de esta tesis es elaborar el diseño de una planta de tratamiento del agua residual urbana de la ciudad de Salamanca, Guanajuato. Para ello, se requiere de información básica de la región como ubicación, situación geográfica, importancia económica, demografía, actividades productivas más importantes, etc., de manera que se puedan definir algunos puntos importantes en las bases de diseño dentro del diseño de la planta. De manera complementaria se mencionan los hechos históricos más importantes ocurridos en el municipio de Salamanca, Gto.

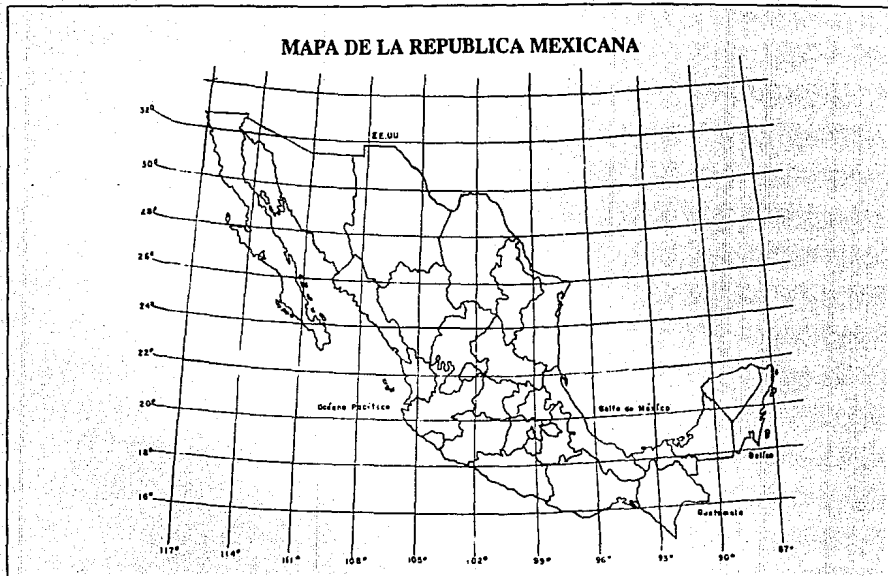
4.1 SITUACION GEOGRAFICA

4.1.1 UBICACION

La ciudad de Salamanca se localiza a los $110^{\circ} 11' 39''$ de longitud oeste del meridiano de Greenwich y a los $20^{\circ} 34' 22''$ de latitud norte en el municipio de Salamanca en el Estado de Guanajuato, México (Fig. 4.1). Su altura sobre el nivel del mar es de 1,721 m y su clima es templado³⁶.

El territorio municipal comprende un área de 774 km² equivalentes al 2.53 % de la superficie total del Estado. Limita al norte con los municipios de Irapuato y Guanajuato; al noroeste con el de Allende; al este con los de Santa Cruz de Juventino Rosas y Villagrán; al sureste con el de Cortázar; al sur con los de Jaral del Progreso y Valle de Santiago y al oeste con los de Pueblo Nuevo e Irapuato (Fig. 4.2).

FIGURA 4.1



4.1.2 HIDROLOGIA DEL ESTADO DE GUANAJUATO

El Estado de Guanajuato cuenta con una amplia red de pozos y canales de irrigación además del Río Lerma, el cual constituye la cuenca más importante de la Meseta Central del país.

4.1.2.1 DESCRIPCION DEL RIO LERMA

El Río Lerma nace en las Lagunas de Lerma situadas en la Sierra Transversal Volcánica al oeste del Valle de Toluca a 3500 m sobre el nivel del mar. De aquí toma una dirección noroeste pasando cerca de la Ciudad de Toluca para salir del Estado de México y seguir rumbo a Querétaro siguiendo el límite entre éste y el Estado de Michoacán.

Posteriormente llega al Estado de Guanajuato donde recibe el nombre de Río Lerma-Salamanca, sección que comienza en la Presa Solís y drena una superficie aproximada de 10,391.6 Km². Más adelante cruza la Ciudad de Salvatierra y entra en el Valle de Jaral, donde se abre en dos ramas (sección conocida como la Bifurcación del Lerma), que se unen nuevamente formando una sola corriente que llega a la Ciudad de Salamanca.

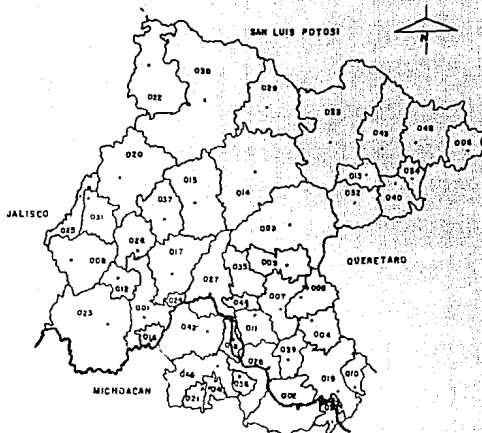
Después de pasar por la Ciudad de Salamanca, la dirección del Lerma cambia hacia el Sur atravesando del Valle de Santiago para salir del estado tomando el curso de los límites estatales entre los Estados de Michoacán, Guanajuato y Jalisco y finalmente desembocar en la Laguna de Chapala tras unos 500 Km de recorrido.

FIGURA 4.2

DIVISION MUNICIPAL DEL ESTADO DE GUANAJUATO

- 01 Abasco
- 02 Acámbaro
- 03 Allende
- 04 Apasco El Alto
- 05 Apasco El Grande
- 06 Atarjea
- 07 Celaya
- 08 Cd. Manuel Doblado
- 09 Comonfort
- 10 Coroneo
- 11 Cortázar
- 12 Cuérmaro
- 13 Doctor Mora
- 14 Dolores Hidalgo
- 15 Guanajuato
- 16 Huanímaro
- 17 Irapuato
- 18 Jaral del Progreso
- 19 Jerécuaro
- 20 León
- 21 Moroleón
- 22 Ocampo
- 23 Pénjamo
- 24 Pueblo Nuevo
- 25 Purísima del Rincón
- 26 Romita
- 27 Salamanca
- 28 Salvatierra
- 29 San Diego de la Unión
- 30 San Felipe
- 31 San Fco. del Rincón
- 32 San José Iturbide
- 33 San Luis de la Paz
- 34 Santa Catarina
- 35 Juvenino Rosas
- 36 Santiago Maravatio
- 37 Silao

- 38 Tarandacuao
- 39 Tarimoro
- 40 Tierra Blanca
- 41 Uriangato
- 42 Valle de Santiago
- 43 Victoria
- 44 Villafrán
- 45 Xichú
- 46 Yuriria



A lo largo de su recorrido, el Río Lerma-Salamanca recibe numerosos aportes de agua entre los que figuran:

- Desde su origen en la Presa Solís recibe agua de la subcuenca Presa Solís-Salamanca, el Río Jaral y del Río Laja.
- Ya dentro del municipio de Salamanca recibe la corriente Arrollo Feo que conduce agua residual de la zona industrial.
- En las cercanías de la Ciudad de Irapuato, el Río Lerma-Salamanca recibe descargas de los Ríos Guanajuato y Silao. Por su parte el río Guanajuato deposita aguas residuales de la Ciudad de Guanajuato mientras que el Río Silao incorpora aguas residuales provenientes de las poblaciones de Silao, Romita e Irapuato.
- Por último, el Río Lerma-Salamanca recibe aguas del Río Turbio que lleva una gran porcentaje de contaminación proveniente del Río Los Gómez. Este río se caracteriza por ser el de mayor índice de contaminación en el Estado de Guanajuato debido principalmente a los residuos que recibe de las industrias químicas y de tenería de la Ciudad de León; además, acarrea las aguas residuales de Abasolo, Pénjamo, San Francisco del Rincón y de la propia Ciudad de León.

4.1.2.2 DESCRIPCION DE ARROLLO FEO

Como ya se mencionó, el Arrollo Feo aporta al Río Lerma aguas residuales industriales de alto grado de contaminación. Las principales descargas que recibe el Arrollo Feo provienen de las siguientes industrias: UNIVEX, FERTIMEX, NEGROMEX y QUIMICOS Y DERIVADOS y aguas de retorno agrícola.

De esta manera, en la zona donde recibe las descargas industriales las condiciones de degradación son muy altas y se diluyen durante su curso hasta desembocar en el Río Lerma. Además de las descargas industriales, la disposición de basura en el Arrollo Feo agrava más la situación de contaminación, contribuyendo en gran medida en la degradación del Río Lerma.

4.2 ANTECEDENTES HISTORICOS

Los primeros habitantes de lo que actualmente comprende el territorio municipal de Salamanca fueron los indígenas Otomfes, quienes nombraron al lugar Xidoo ("Lugar de Tepetate"). Posteriormente, durante el periodo virreinal bajo el mando de Gaspar Zúñiga y Acevedo, el 1 de enero de 1603 se fundó oficialmente la Villa de Salamanca. El nombre que se le dió al lugar fue en honor del mismo virrey, quien era originario de la ciudad española de Salamanca.

Casi trescientos años despues de su fundación, en 1895, siendo gobernador del estado de Guanajuato el C. Joaquín González Obregón, se le concede por decreto la categoría de ciudad.

La ciudad de Salamanca tiene un valor histórico importante debido a los numerosos hechos históricos que han contribuido en el desarrollo político y cultural de México. Entre algunos de los más sobresalientes hechos figuran: la visita de Alejandro Humboldt en 1803, el arribo del ejército Insurgente encabezado por Miguel Hidalgo en 1810 durante el periodo de Independencia, la visita de Maximiliano de Habsburgo en 1864; casi un siglo después, en 1950 entra en servicio la refinería Antonio M. Amor de Petróleos Mexicanos, hecho que marca el inicio del desarrollo industrial del municipio.

4.3 IMPORTANCIA SOCIO-ECONOMICA DEL MUNICIPIO DE SALAMANCA

El municipio de Salamanca abarca una extensión de 774 Km² equivalentes al 2.54 % de la superficie total del estado de Guanajuato (30,471.06 Km²)²³; hasta 1990 contaba con 206,275 habitantes ocupando el cuarto lugar de los cuarenta y seis municipios en que se divide el estado²³.

Gracias a su situación geográfica se ha desarrollado en este municipio a partir del año 1950 cuando inició la operación de la Refinería Antonio M. Amor de Petróleos Mexicanos, una zona industrial muy importante.

Los principales giros industriales se dedican a la elaboración de derivados del petróleo, uniformes deportivos, productos químicos, hielo, óxido de hierro, mezclas de hule y plásticos, vaselina, aceites y sulfonatos, oxígeno, nitrógeno, anhídrido carbónico, pinturas, adhesivos, mejoradores de suelos, envases de hojalata, equipos industriales, reactores, pesticidas, sulfato de amonio, urea, diesel, refacciones industriales, velas, brillantinas y CO₂ líquido principalmente.

Como se puede observar, la industria establecida en Salamanca es muy variada por lo que su importancia socio-económica no es sólo local sino nacional pues muchas de las industrias producen la materia prima que otras requieren.

Por otro lado, las actividades agropecuarias son la principal fuente de ingresos de la población en donde se conjugan por un lado, la existencia de suelos óptimos para tales actividades, y por otro, la presencia del río Lerma y una amplia red de pozos y canales de irrigación. Sin embargo, la degradación cada vez más elevada de las aguas del Río Lerma se ha reflejado en la disminución de las cosechas.

El desarrollo de cualquier actividad agropecuaria depende fundamentalmente de la calidad del agua de riego empleada. En el municipio de Salamanca, el agua de riego proviene casi exclusivamente del Rfo Lerma, por lo que es necesario el saneamiento de la cuenca mediante el tratamiento de las aguas de desecho que descargan en el río cumpliendo al menos, con las restricciones de calidad de agua que toleran los cultivos de la zona y así favorecer el desarrollo de estas actividades.

CAPITULO 5

Los errores causados por los datos inadecuados son mucho menores que los que se deben a la total ausencia de datos.

Charles Babbage

DISEÑO DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO PARA LAS AGUAS RESIDUALES DE LA CIUDAD DE SALAMANCA, GTO.

5.1 ANALISIS, SELECCION DE ALTERNATIVAS Y SECUENCIA DE TRATAMIENTO

Los principales factores que afectan la selección del tipo y secuencia de tratamiento para un efluente son:

- Características del agua
- Objetivos del tratamiento
- Condiciones climáticas
- Disponibilidad de terreno
- Aspectos económicos

Estos factores se describen y especifican a continuación para el caso particular de este trabajo.

En la Tabla 5.1 se muestran los aforos de las descargas de aguas residuales de la Ciudad de Salamanca consideradas, de las cuales seis desembocan directamente al Río Lerma y las restantes al Canal Sardinas. Cabe mencionar que en esta tabla no figuran la totalidad de descargas pues existen descargas clandestinas cuyos aforos y análisis no se efectuaron.

TABLA 5.1

**FLUJOS PROMEDIO DE LAS DESCARGAS URBANAS
DE LA CD. DE SALAMANCA**

DESCARGA	FLUJO	
	lps	m ³ /h
Obrera	5	18.0
Simón Vázquez	6	21.6
Col. Guanajuato	50	180.0
Cruz Roja	3	10.8
San Pedro I	71	255.6
San Pedro II	85	306.0
Pradera del Sol	3	10.8
Ampliación Bellavista	6	21.6
Nova	4	14.4
Las Reynas	20	72.0
TOTAL	253	910.8

FUENTE: Análisis de PEMEX, 1989-1990.

En la Tabla 5.2 se establece la caracterización promedio de las diez descargas consideradas.

De acuerdo con los objetivos establecidos en la introducción de este trabajo, el agua se destinará para el saneamiento del Río Lerma, por lo tanto, el agua tratada deberá cumplir con las concentraciones permisibles establecidas por la SEDUE para su descarga al río, cuyas aguas se emplean principalmente para riego agrícola. De esta manera, se toman como límites máximos permisibles los estipulados en las normas CE-CCA-001/89 y NTE-CCA-026/91 que establecen los criterios ecológicos de la calidad del agua y los límites máximos permisibles de los parámetros de los contaminantes y las condiciones para las descargas de aguas residuales provenientes de restaurantes o de hoteles a cuerpos receptores, respectivamente (Tablas 5.3 y 5.4⁴).

En cuanto a las condiciones climáticas, en la ciudad de Salamanca predomina el clima templado con una temperatura máxima de 36.4 °C, mínima de 0.8 °C y media anual de 19.5 °C²² con una precipitación pluvial horaria máxima de 42 mm y de 100 mm en 24 horas.

La disponibilidad de terreno no se considera una restricción, sin embargo, se pretende ocupar el mínimo de superficie; de esta manera quedan descartados aquellos tratamientos que requieran grandes extensiones de terreno.

TABLA 5.2
COMPOSICION DE DESCARGAS URBANAS
DE LA CD. DE SALAMANCA

PARAMETRO	PROMEDIO
pH	7.5
Alcalinidad M	443 ppm CaCO ₃
Dureza total	114 ppm CaCO ₃
Temperatura	25 °C
Conductividad	1021 μmhos/cm
Materia flotante	Ninguna
Grasas y aceites	27 ppm
Detergentes	4.0 ppm
Nitrógeno amoniacal	36.5 ppm
Fosfatos	21.4 ppm
Fenoles	0.21 ppm
Cloruros	107.0 ppm
Sulfatos	101 ppm
DBO	314.0 ppm
DQO	859.0 ppm
S. sedimentables	23.0 ml/l
S. suspendidos	283 ppm
S. disueltos	859.0 ppm
S. totales	1142 ppm
S. volátiles	392 ppm
Coliformes	1417000 NMP/100
Pb	< 0.05 ppm
Cd	---
Cr	< 0.05 ppm
Cu	< 0.05 ppm
Hg	---
Sn	---
Zn	< 0.05 ppm
Fe	0.11 ppm
As	---
Sílice	80 ppm

FUENTE: Análisis de PEMEX, 1989-1990

TABLA 5.3

**LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES DE ACUERDO CON
LOS CRITERIOS ECOLOGICOS CE-CCA-001-89**

PARAMETRO	LIMITE (ppm)
Temperatura	—
Potencial hidrógeno	4.5 - 9
S. suspendidos	50.00
Coliformes	1000 NMP/100ml
S. disueltos	500*
Aluminio	5.00
Arsénico	0.10
Cadmio	0.01
Cianuros	0.02
Cobre	0.20
Cromo (VI)	1.00
Cromo total	—
Sulfatos	130.00
Selenio	0.02
Níquel	0.20
Plata	1.00
Plomo	5.00
Cinc	2.00
Hierro	5.00

* La concentración de S. disueltos varía de acuerdo con la sensibilidad de los cultivos desde 500 hasta 2000 ppm.
FUENTE: Diario Oficial de la Federación, 2 dic. 1989.

Como se puede observar en la tablas ya citadas, el agua residual del caso en estudio presenta un alto contenido de sólidos y materia orgánica. De acuerdo con estos factores y principalmente con base en la caracterización del agua, se establecen las siguientes necesidades de tratamiento:

- Sección de pretratamiento
- Sección de tratamiento primario
- Sección de tratamiento biológico
- Sección de tratamiento de lodo

De acuerdo con la teoría establecida en los capítulos anteriores, se restringen las operaciones y procesos unitarios en las distintas secciones de tratamiento. Debe aclararse que algunos procesos son obvios y no es necesario un análisis profundo para aprobar su selección.

5.1.1 SECCION DE PRETATAMIENTO

Esta sección del proceso constará de un cribado, utilizando una reja de limpieza mecánica y otra de limpieza manual que se empleará cuando la primera requiera servicio de mantenimiento.

No será necesario considerar la operación de igualación pues la homogeneización del agua puede efectuarse en el tanque de desarenado. En este equipo se eliminarán los sólidos de tamaño mayor que 0.2 mm.

TABLA 5.4

**LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES DE ACUERDO CON
LA NORMA NTE-CCA-026-91**

PARAMETRO	PROMEDIO DIARIO	INSTANTANEO
Grasas y aceites	15 mg/l	20 mg/l
DBO	30 ppm	45 ppm
S. Suspendidos	30 ppm	45 ppm
Coliformes	1000 NMP/100ml	10000 NMP/100ml
Sustancias Activas al Azul de Metileno	5 ppm	7 ppm

FUENTE: Diario Oficial de la Federación, 20 sept. 1991

5.1.2 SECCION DE TRATAMIENTO PRIMARIO

Las operaciones que se clasifican dentro de este tipo de tratamiento se indican en la figura 2.1 del Capítulo 2. De ellas, la neutralización no es necesaria para este caso, pues el agua residual por tratar se caracteriza por tener un pH promedio alrededor de 7, cumpliendo tanto con la reglamentación así como con las condiciones necesarias para emplear un tratamiento biológico posterior.

La flotación también se descarta ya que el contenido de grasas y aceites no es muy elevado y puede eliminarse en otras secciones de tratamiento (sedimentación y procesos biológicos).

El proceso empleado en esta sección será entonces la precipitación que además de remover partículas sólidas elimina, aunque en pequeño grado, el contenido de grasas y aceites. La separación de estos contaminantes ocurre durante el tiempo de residencia que permanece el agua en el tanque, formándose una nata de fácil remoción.

5.1.3 SECCION DE TRATAMIENTO SECUNDARIO

El agua residual en cuestión se caracteriza, como ya se mencionó, por su alto contenido de materia orgánica siendo un tratamiento biológico lo más adecuado para su degradación. Por otro lado, la concentración de compuestos inhibidores es muy baja y no impide el empleo de este tipo de tratamiento.

Los procesos de degradación biológica se clasifican en dos: los de crecimiento fijo y los de crecimiento disperso.

Los procesos de crecimiento fijo son poco flexibles en su operación y no han sido muy estudiados lo cual podría traducirse en un mal diseño.

Por su parte, el sistema de biodiscos se ve afectado en gran medida por las condiciones climáticas del medio, de manera que en la gran mayoría de los casos el equipo debe cubrirse; además, proporciona tratamiento efectivo para pequeños volúmenes de agua residual, al igual que el proceso percolador.

Con respecto al reactor anaerobio podría pensarse que ofrece más ventajas que desventajas, constituyendo la mejor alternativa de tratamiento, pero de acuerdo con lo establecido en la sección 2.4.3 del Capítulo 2, los tratamientos anaerobios se recomiendan para aguas residuales con muy elevado contenido de carga orgánica.

De esta manera, el sistema de biodisco, el proceso percolador y el reactor anaerobio quedan descartados³².

Por otro lado, dentro de los procesos de crecimiento disperso se encuentran : el sistema de lodos activados, la aeración extendida y las lagunas aeradas. De ellos, este último presenta numerosas desventajas a pesar de haber sido empleado durante muchos años . En primer lugar, requiere grandes extensiones de terreno y genera agua de baja calidad ya que durante las horas de luz el suministro de oxígeno debido al proceso fotosintético es elevado pero durante la noche la concentración de oxígeno disuelto disminuye. Por otro lado, también ocurren variaciones de pH en el transcurso del día: durante las horas soleadas el valor del pH aumenta y durante la noche la generación de CO₂ lo disminuye. Estas variaciones alteran la actividad microbiológica lo que se traduce en la disminución de la degradación biológica. Por último, la eficiencia de este tipo de proceso está sujeta a las condiciones climáticas.

Respecto al proceso de aeración extendida, aunque requiere de un capital de inversión bajo -para el caso de caudales pequeños- y genera lodos de desecho más concentrados y en menor cantidad, requiere un tiempo de residencia muy largo, lo cual se traduce en equipos de gran tamaño y grandes extensiones de terreno. De esta forma, este proceso queda también descartado.

En cuanto al proceso de lodos activados, la experiencia ha probado que en caso de grandes caudales es el sistema más adecuado debido a su fácil explotación, flexibilidad para manejar cargas variables y proveer mayor grado de tratamiento, ocupando espacios reducidos.

En el renglón económico, el sistema de lodos activados es quizá uno de los tratamientos biológicos más caros que existen en la actualidad, lo que contrasta con las lagunas de estabilización las cuales son consideradas como una de las alternativas más baratas para el tratamiento de aguas residuales. Sin embargo, debido a su eficiencia y adecuado control operativo, se recomienda el uso del proceso de lodos activados para el tratamiento de aguas residuales de centros urbanos o industriales, mientras que aquellos que requieren extensiones considerables de superficie quedan descartados.

5.1.4 SECCION DE TRATAMIENTO TERCIARIO

El agua tratada en esta planta, como ya se mencionó, deberá cumplir con las restricciones establecidas por la SEDUE para su descarga en cuerpos receptores de acuerdo con las normas en las tablas 5.3 y 5.4.

De la caracterización del agua residual, se observa que el contenido de coliformes fecales como NMP/100 ml es muy elevado y sobrepasa los límites establecidos para

descargar a cuerpos receptores (1000). El agua por ende, deberá someterse a un tratamiento de desinfección.

Los procesos que, con este fin podrían emplearse son el tratamiento con ozono o la cloración.

El tratamiento con ozono presenta las siguientes ventajas: reduce y elimina eficazmente los problemas de sabor, olor; color, y su acción desinfectante es eficaz en una gama amplia de temperatura y pH; requiere periodos de contacto cortos y no existe posibilidad de perjuicio para la salud resultante de un sobretratamiento. Sin embargo, no proporciona una acción desinfectante duradera, el proceso es menos flexible que el de cloro y es muy costoso.

La cloración por su parte, es menos costosa y cumple eficazmente con la desinfección; además, su acción desinfectante puede prolongarse y su manejo y aplicación son sencillos.

De esta manera se establece la cloración, seguida de una filtración, como la mejor alternativa para eliminar los microorganismos y cumplir con los límites de NMP/100 ml y de sólidos suspendidos totales establecidos en las normas ya mencionadas.

5.1.5 SECCION DE TRATAMIENTO Y DISPOSICION DE LODO

Los procesos seleccionados para las distintas secciones de tratamiento de las aguas residuales de la Ciudad de Salamanca, generan distintos tipos de lodo.

En la sección de pretratamiento, el lodo está constituido por materia de gran tamaño retenida en las rejillas (palos, trapos, piedras, etc.) y por la arena separada en el desarenador.

El lodo generado en la sección de tratamiento primario se caracteriza por un alto contenido de sólidos y una baja concentración de grasas y aceites y de DBO_5 .

La sección de tratamiento secundario produce lodo esencialmente biológico con alto contenido de materia orgánica.

Finalmente, en la sección de tratamiento terciario, el lodo está constituido por materia orgánica oxidada retenida en el filtro, el cual es removido durante el proceso de retrolavado, incorporando este caudal al sedimentador primario.

Para la materia separada en la sección de pretratamiento, es suficiente eliminarle el exceso de agua y disponer de ella como relleno sanitario. En cuanto al lodo obtenido en las secciones de tratamiento primario y secundario se mezclan para estabilizarlos, deshidratarlos y, finalmente, disponer de ellos como fertilizante o enriquecedor de suelos.

Los métodos de estabilización de lodos más comunes son la digestión aerobia y la digestión anaerobia. Esta última se caracteriza, desde un punto de vista operativo, por requerir un tiempo de retención mayor que el requerido en la digestión aerobia, un pH constante con valor de 6 y temperatura constante entre 30 y 35 °C, es de control complicado y de difícil limpieza e inspección; por último, a pesar de que se generan subproductos útiles como el metano (CH_4), el incorporar el agua sobrenadante en la

línea de tratamiento puede ocasionar problemas con la eficiencia del proceso global, además, el lodo generado es de bajo contenido fertilizante.

La digestión aerobia, en cambio, no requiere calentamiento, es de fácil control e inspección sencilla, permite la nitrificación y genera un sobrenadante con bajo contenido de DBO_5 , por lo que puede incorporarse con el flujo de agua residual de entrada sin ocasionar problema alguno, y puede funcionar como espesador.

Ambos procesos requieren equipos muy grandes, no obstante, en la digestión anaerobia los costos de inversión son muy elevados mientras que para la digestión aerobia los gastos de operación representan un desembolso considerable pues requiere gran cantidad de suministro de oxígeno.

Desde el punto de vista funcional, es preferible el proceso aerobio. El empleo de este tipo de digestión se justifica con base en la selección de un sistema de aeración que permita reducir el área superficial y mantenga una adecuada transferencia de oxígeno.

La estabilización a través de digestión aerobia genera lodo con alto contenido de nutrientes y por lo tanto con alto valor fertilizante. Además, para facilitar y disminuir el costo de transporte del lodo, se somete a un proceso de deshidratación, el cual se efectuará en un filtro de banda presurizada.

Los parámetros más importantes que se consideran para la selección del tipo de aeración más adecuado, tanto para el reactor biológico como para el digestor aerobio, son la transferencia de oxígeno y turbulencia adecuadas para obtener una operación eficiente en ambos procesos.

El uso de un sistema de aeración por difusión queda descartado pues aunque puede lograrse transferencia de oxígeno y turbulencia adecuadas, se requiere de un flujo de aire limpio, es decir aditamentos para la obtener aire limpio y evitar obturaciones en el sistema.

En lo que respecta a la aeración mecánica, las desventajas son que la transferencia de oxígeno no es muy buena. Por otro lado, el suministro de aire por compresión consume mucha energía y no asegura una transferencia eficiente.

Existe un sistema de aeración sumergido de tipo chimenea, el cual por sí mismo realiza las funciones de una bomba de recirculación, de un soplador y de un difusor, empleando aire del medio ambiente. Las características de este sistema de aeración aseguran una eficiente transferencia y mezclado, flexibilidad de operación, bajo nivel de ruido y bajo costo y frecuencia de mantenimiento. Con base en lo anterior se selecciona este tipo de sistema de aeración tanto para el reactor biológico como para el digestor aerobio.

5.2 BASES DE DISEÑO

5.2.1 GENERALIDADES

La planta dará tratamiento a efluentes urbanos, es decir a aguas de desecho doméstico de la ciudad, colectadas mediante una red de alcantarillado - las cuales actualmente se vierten directamente en el Río Lerma y Canal Sardinias (afluente del mismo río) sin previo tratamiento -, hasta obtener agua con la calidad adecuada para verterla en el río y contribuir a su saneamiento.

Los procesos y operaciones empleados para lograr lo anterior comprenderán:

Sección de tratamiento preliminar: Desbaste y desarenado para eliminar sólidos gruesos y arena.

Sección de tratamiento primario: Sedimentación para eliminar sólidos suspendidos y una fracción del contenido de grasas y aceites.

Sección de tratamiento secundario: Lodos activados para degradar la materia orgánica y sedimentación secundaria para separar el lodo.

Sección de tratamiento terciario: Desinfección por cloración (para disminuir la concentración de microorganismos) y filtración.

Sección de tratamiento y disposición de lodo: Digestión aerobia para estabilizarlos y filtración para reducir su contenido de agua.

5.2.2 CAPACIDAD, RENDIMIENTO Y FLEXIBILIDAD DE LA PLANTA

Se considerará un flujo proyectado a 15 años igual a 603 Ips de acuerdo con los planes de desarrollo futuro de la mancha urbana, cubriendo así tanto los requerimientos actuales y futuros establecidos por Petróleos Mexicanos y el Instituto Mexicano del Petróleo, incluyendo un 10 % de sobrediseño.

Esta proyección se obtuvo a través de un estudio demográfico con base en la información censal proporcionada por el Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI), analizada mediante distintos métodos de predicción del

crecimiento de población, la densidad de la misma y la determinación de caudales pluviales (Métodos de Hidrología Urbana).

La capacidad mínima de la planta corresponderá a un 60 % de la capacidad de diseño:

$$\begin{aligned} Q_{dis.} &= 603 \text{ lps} \\ &= 0.603 \text{ m}^3/\text{s} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} Q_{mfn.} &= 603 \text{ lps} * 0.6 \\ &= 361.8 \text{ lps} \\ &= 0.3618 \text{ m}^3/\text{s} \end{aligned}$$

La planta constará de dos trenes paralelos de tratamiento para todas las secciones exceptuando el proceso de lodos activados y el tratamiento y disposición de los lodos (en estas secciones se unen los flujos de ambos trenes). El objetivo de esta bifurcación es comenzar la construcción del primer tren, cuya capacidad corresponde aproximadamente al flujo mínimo considerado anteriormente y suficiente para dar tratamiento a los efluentes en los primeros años. Después de algún tiempo, se terminará la construcción del segundo tren; la capacidad de la planta aumentará y podrá someterse al tratamiento el incremento en el flujo de agua residual.

En condiciones normales la planta operará 365 días al año (factor de servicio = 1).

5.2.3 ELIMINACION DE DESECHOS

Los desechos generados a lo largo del proceso de tratamiento se someterán de acuerdo con su origen a las siguientes operaciones (establecidas con anterioridad en la sección 5.1.5 de este capítulo):

Los sólidos gruesos obtenidos en las rejillas de cribado se destinarán, sin tratamiento, a relleno sanitario.

El arena separada del tanque de desarenado, se destinará a relleno sanitario y será bombeada por una bomba de tornillo. El material separado en las rejillas de desbaste tendrá la misma disposición.

Los sólidos provenientes del sedimentador primario se unirán con el lodo de purga del proceso de lodos activados. Esta mezcla de lodos se someterá a un proceso de estabilización (digestión aerobia) y deshidratación (filtros prensa) para disponer de ellos como enriquecedor de suelos o fertilizante.

5.3 CRITERIOS DE DISEÑO

En esta sección se establecen los criterios y parámetros necesarios para el diseño del proceso y equipo principal.

5.3.1 CRITERIOS DE DISEÑO DEL EQUIPO PRINCIPAL^{2,3,6,9,16,32}

La mayoría de estos criterios, debido a la carencia de las pruebas de tratabilidad necesarias para el diseño, son recomendaciones bibliográficas.

El valor empleado en los cálculos del presente trabajo se muestran con negrita.

DESBASTE

Esta operación se efectuará en un canal recto para evitar la acumulación de arena y materiales pesados. Se dispondrá de una rejilla de limpieza mecánica y otra de limpieza

manual, que se empleará cuando la primera requiera mantenimiento, colocadas en forma perpendicular al flujo.

Para el desbaste de limpieza manual:

V = velocidad de aproximación = 0.3 a 0.6 m/s (0.46 m/s)

h_b = altura de bordo libre = 30 cm

D = diámetro de las barras = 5 a 15 mm (10 mm)

Θ = ángulo de inclinación con respecto a la horizontal = 80

C = claro entre barras = 0.025 a 0.05 m (0.06 m)

hf = pérdidas de carga permisible = 150 mm

Para el desbaste de limpieza mecánica:

V = velocidad de aproximación = 0.6 a 1.0 m/s (0.8 m/s)

h_b = altura de bordo libre = 30 cm

D = diámetro de las barras = 5 a 15 mm (10 mm)

Θ = ángulo de inclinación con respecto a la horizontal = 80

C = claro entre barras = 0.015 a 0.075 m (0.045 m)

hf = pérdidas de carga permisible = 150 mm

Cantidad de materia retenida = 56.64 l/3,785 m³ H₂O tratada (0.015 l/m³ H₂O)

TANQUE DE DESARENADO

El desarenador se diseñará para eliminar partículas de arena que queden retenidas en un tamiz de malla 65 (0.21 mm de diámetro) considerando:

V : velocidad de aproximación = 0.25 a 0.4 m/s (0.3 m/s)

Θ_r = tiempo de residencia = 45 a 90 s (60 s)

h_b = altura de bordo libre = 50 cm

El criterio para establecer la longitud del elemento y así amortiguar la turbulencia deberá fluctuar dentro del siguiente intervalo:

$$2 \cdot h \text{ a } 0.5 L_t$$

donde h es el tirante hidráulico y L_t es la longitud teórica.

Para la zanja de arena:

h_a = profundidad de la zanja = 50 cm

El medidor Parshal se seleccionará de acuerdo con los límites de aplicación para descarga libre¹ dentro del siguiente intervalo para el ancho de garganta:

$$a/3 < w < a/2$$

donde a es el ancho del canal.

La remoción de DBO₅, DQO y SST en este equipo varía de 2 a 4% (2%). Por otro lado, de la bibliografía consultada, se estima que 0.6797 m³ de arena se separan al tratar 3,785 m³ de agua, es decir, 0.1796 l/m³ agua tratada.

TANQUE DE SEDIMENTACION PRIMARIA

Para el diseño del sedimentador primario se considerará el modelo de asentamiento floculento empleando valores típicos.

h_b = altura de bordo libre = 30 a 80 cm (50 cm)
 C_s = carga superficial = 30 a 50 m³/m²-día (40 m³/m²-día)
 δ_l = densidad de lodo = 1.01 Kg/l
 Θ_r = 1 a 2 h

Se considera 2 % de remoción de grasas y aceites.

SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS

El modelo seleccionado para efectuar el diseño del reactor biológico es establecido por Ramalho³⁴. Las constantes necesarias para el desarrollo del diseño son:

k_s = constante de remoción de sustrato
= 0.017 a 0.03 día⁻¹ (0.024 día⁻¹)
 a = g SSVLM/g DBO removida = 0.73
 a' = g O₂/g DBO removida = 0.52
 b = g SSVLM/g SSVLM en el reactor-día = 0.075 día⁻¹
 b' = g de O₂/g SSVLM en el reactor-día = 0.106 día⁻¹
 $X_{v,a}$ = SSVLM = 2000 a 3000 mg/l (2000 mg/l)
 $X_{v,u}$ = SSV en la recirculación
= 10000 a 15000 mg/l (15000 mg/l)
 F/M = relación de Kg DBO/Kg SSVLM-día = 0.3 a 0.6
 Θ_r = tiempo de residencia = 4 a 6 h

Para el reactor biológico:

h_b = altura de bordo libre = 30 a 60 cm (50 cm)
 h = profundidad = 3 a 8 m
 a = ancho del tanque = 1.5*h a 2.0*h
Relación largo:ancho = 5:1

Para el sedimentador secundario:

C_s = carga superficial = 16 a 32 m³/m²-d (30 m³/m²-d)
 D = diámetro < 60 m
 Θ_r = tiempo de residencia = 2 a 3 h
 h = altura = 3.5 a 4.5 m

El contenido de grasas y aceites en el agua efluente del reactor se estima alrededor del 40 % del contenido inicial.

SISTEMA DE AERACION

El sistema de aeración tanto del reactor biológico como del digestor de lodos será sumergido de tipo chimenea. Para el cálculo del requerimiento estándar de oxígeno se consideran los siguientes parámetros:

C_s = cte. de saturación de O_2 @ 20 °C y 1 atm = 9.2 mg/l

C_D = cte. de saturación de O_2 en condiciones de diseño

= 9.26 mg/l

β = relación de saturación de O_2 en agua sucia y en agua limpia

= 0.95

α = relación del coeficiente de transferencia de O_2 de agua sucia y agua limpia

= 0.9

T = temperatura de diseño = 19.5 °C

C_t = concentración residual de O_2 disuelto = 2.0 mg/l

TANQUE DE CLORACION³²

Se toman de la literatura los siguientes parámetros:

d_{Cl} = dosis de cloro (gaseoso) = 2 a 8 mg/l (8 mg/l)

θ_{Cl} = tiempo de contacto con cloro = 15 a 45 min (30 min)

h_b = altura de bordo libre = 30 a 60 cm (50 cm)

Relación largo:ancho = 2:1

Se considera una remoción de grasas y aceites de 80%; de DBO_5 y de DQO del 10 %.

FILTRO NO ESTRATIFICADO

El filtro no estratificado estará compuesto por antracita y arena, las características de este sistema de filtración se especifican a continuación:

Antracita

ϵ = espesor = 300 a 600 mm (450 mm)

Φ = tamaño efectivo = 0.8 a 2.0 mm (1.2 mm)

U = coef. de uniformidad = 1.3 a 1.8 (1.6)

Arena

ϵ = espesor = 150 a 300 mm (300 mm)

Φ = tamaño efectivo = 0.4 a 0.8 mm (0.55)

U = coef. de uniformidad = 1.2 a 1.6 (1.5)

Para el sistema antracita-arena

V_i = Velocidad de filtración para el sistema

= 80 a 400 l/m²-min (200 l/m²-min)

Q_{\min} = caudal mínimo para fluidizar el lecho

= 0.8 a 1.2 m³/m²-min

T_r = tiempo de retrolavado = 15 min

h_e = altura para expansión del lecho = 1.00 m

h_r = altura de la tina de recolección = 60 cm

h_b = altura de bordo libre = 50 cm

Frecuencia de retrolavado = 8 a 12 h (6h)

De los parámetros básicos de contaminación se consideran los siguientes porcentajes de remoción:

DBO₅ y DQO 5 %

SST 99 %

Grasas y aceites 10 %

El arreglo de los filtros de arena deberá ser tal que con un mínimo volumen de agua se cubran los requerimientos de servicio de retrolavado para cada uno de ellos.

SEDIMENTADOR DE AGUA DE RETROLAVADO

La capacidad de este equipo dependerá del número de filtros de arena necesarios y de la frecuencia de retrolavado de los mismos.

Q_{\min} = caudal mínimo para fluidizar el lecho = 0.8 a 2.0 m³/m²-min
(2.0 m³/m²-min)

Θ_{ret} = tiempo de retrolavado = 15 min

h_b = altura de bordo libre = 50 cm

C_s = carga superficial = 30 a 50 m³/m²-día (47.9 m³/m²-día)

Θ_r = tiempo de retrolavado = 1 a 2 h

Se considera una remoción de DBO y DQO del 32 % y del 54 % para el caso de los SST.

FOSA DE AGUA DE ENJUAGUE PARA FILTROS PRENSA

Q_{ej} = flujo de agua de enjuague = $20.45 \text{ m}^3/\text{h}$
 P = presión de agua de enjuague = 0.0567 atm (120 psi)
 Θ_{ej} = tiempo de enjuague = 15 min
 h_b = altura de bordo libre = 50 cm

FOSA DE AGUA FILTRADA

Esta fosa contendrá la cantidad de agua filtrada necesaria para el retrolavado del filtro de arena, el agua filtrada del filtro de banda presurizada una cantidad adicional correspondiente al agua empleada para el enjuague de este último filtro.

DIGESTOR AEROBIO

La estabilización del lodo se efectuará en un digestor aerobio. Las constantes necesarias para el diseño de este equipo son:

T = temperatura media = $19.5 \text{ }^\circ\text{C}$
 Θ_r = tiempo de residencia = 15 a 20 días
 O_{2L1} = oxígeno requerido por el lodo primario
= 1.6 a $1.9 \text{ Kg O}_2/\text{Kg DBO}_5$
 O_{2L2} = oxígeno requerido por el lodo secundario
= $2.3 \text{ Kg O}_2/\text{Kg DBO}_5$
 C_{org} = carga orgánica
= 0.7 a $1.42 \text{ Kg SSV}/\text{m}^3\text{-d}$ ($0.91 \text{ Kg SSV}/\text{m}^3\text{-d}$)
 R_{SSV} = remoción de SSV = 35 a 50 % (40 %)
La remoción de la DBO_5 , DQO, SST y grasas y aceites también se estima del 40 %.

FILTRO DE BANDA PRESURIZADA

Este filtro tendrá como función la deshidratación del lodo, para disponer de él lo más concentrado posible. Con el objeto de obtener mejor rendimiento en esta operación, el lodo se acondiciona con una pequeña dosis de polielectrolito catiónico ($3.67 \text{ Kg}/\text{ton}$ de lodo). Este tipo de lodo se caracteriza por un contenido de materia sólida el 4 al 6 % en peso; para el cálculo de la dosis de polielectrolito se tomará el 5 %. De este equipo se establezcan únicamente sus especificaciones con base en catálogos de proveedores.

EQUIPO DE BOMBEO

El tipo de bombas será centrífuga para líquidos y rotatoria de engranes o de tornillo para el transporte de los lodos primarios y secundarios.

5.3.2 ECUACIONES DE DISEÑO^{6,25,32,34}

En esta sección se establecen la secuencia y las ecuaciones de diseño para el equipo principal de la planta:

DESBASTE (de limpieza manual o mecánica)

- Area hidráulica

$$A = \frac{Q}{V} \dots(1)$$

A = área hidráulica, m²

Q = flujo, m³/s

V = velocidad de aproximación, m/s

- Altura del tirante hidráulico

$$h = \frac{A}{a} \dots(2)$$

h = altura del tirante hidráulico, m

a = ancho del canal, m

- Altura total del elemento

$$H_{tot} = h + h_b \dots(3)$$

H_{tot} = altura total del elemento, m

h_b = altura de bordo libre, m

- Longitud del elemento

$$l = \frac{H}{\text{sen } \Theta} \dots(4)$$

l = longitud del elemento, m

Θ = inclinación con respecto a la horizontal

- Número de barras

$$n_b = \frac{a - C}{C + D} \dots(5)$$

n_b = número de barras (se aproxima al número inmediato superior)

C = claro entre barras, m

D = diámetro de las barras, m

- Area húmeda

$$A_h = n_b * D * h \dots(6)$$

A_h = área húmeda, m²

- Velocidad entre barras

$$V_b = \frac{Q}{A - A_b} \dots(7)$$

V_b = velocidad entre barras, m/s

- Pérdidas de carga

$$h_f = \frac{V_b^2 - V^2}{2 * g} * \frac{1}{0.7} \dots(8)$$

h_f = pérdidas de carga, m

g = aceleración de la gravedad

DESARENADOR DE TIPO HORIZONTAL

- Area hidráulica

$$A = \frac{Q}{V} \dots(9)$$

A = área hidráulica, m²

Q = flujo, m³/s

V = velocidad media de aproximación, m/s

- Altura del tirante hidráulico. Se puede obtener de dos formas de acuerdo con el criterio de diseño que se tome: a) se toma como criterio de diseño la velocidad de sedimentación de las partículas ó, b) se toma como criterio de diseño el ancho del canal.

a)

$$h = \frac{V_s * \Theta_r}{60} \dots(10)$$

h = tirante hidráulico, m

 Θ_r = tiempo de residencia, s V_s = velocidad de sedimentación, m/s

$$a = \frac{A}{h} \dots(11)$$

a = ancho del canal, m

b)

$$h = \frac{A}{a} \dots(12)$$

h = tirante hidráulico, m

a = ancho del canal (seleccionado), m

- Altura total del elemento

$$H = h + h_b \dots(13)$$

H = altura total del elemento, m

 h_b = altura de bordo libre, m

- Longitud teórica del elemento

$$L_t = V * \Theta_r \dots(14)$$

 L_t = longitud teórica del elemento, m

V = velocidad media de aproximación, m/s

- Longitud de amortiguamiento. Esta longitud tiene como objetivo amortiguar la turbulencia que se pueda presentar a la entrada o a la salida y su valor debe quedar entre los siguientes límites:

$$L_a = 2 * h \dots(15)$$

$$L_a = 0.5 L_t \dots(16)$$

Longitud de amortiguamiento en la entrada, m

$$L_{aE} = 2 * h \dots(17)$$

Longitud de amortiguamiento en la salida, m

$$L_{aS} = 2 * L_{aE} \dots(18)$$

Longitud de amortiguamiento, m

$$L_a = L_{aE} + L_{aS} = 6 * h \dots(19)$$

El valor de L_a debe estar dentro del intervalo señalado anteriormente.

- Longitud del elemento

$$L = L_a + L_t \dots (20)$$

L = longitud del elemento, m

L_a = longitud de amortiguamiento, m

L_t = longitud teórica, m

- Volumen de retención de arena

$$\text{Vol} = (L_{aE} + L_t) * a * h \dots (21)$$

Vol = volumen de retención de arena, m^3

h_a = profundidad de la zanja para arena, m

- Tirante real

$$h_{\text{real}} = h + h_a \dots (22)$$

h_{real} = altura real del tirante, m

- Altura total real

$$H_{\text{real}} = H + h_a \dots (23)$$

H_{real} = altura total real del elemento, m

SEDIMENTACION PRIMARIA

- Area transversal

$$A = \frac{Q}{C_s} \dots (24)$$

A = área transversal del elemento, m^2

Q = flujo, $m^3/\text{día}$

C_s = carga superficial, $m^3/m^2\text{-día}$

- Diámetro del sedimentador 1°

$$D = (4A/\pi)^{1/2} \dots (25)$$

D = diámetro del elemento, m

- Volumen del sedimentador 1°

$$\text{Vol} = A * h \dots (26)$$

Vol = volumen del elemento 1°, m^3

h = profundidad del elemento, m

- Altura total

$$H_{\text{tot}} = h + h_b \dots (27)$$

H_{tot} = altura total del elemento, m

h_b = altura de bordo libre, m

- Tiempo de retención hidráulico

$$\Theta_r = 24 * \frac{\text{Vol}}{Q} \dots(28)$$

Θ_r = tiempo de retención hidráulico, horas

- Producción de lodos por remoción de SST

$$L_{SST} = \frac{X_{SSTi} * R_{SST} * Q}{1000} \dots(29)$$

L_{SST} = Producción de lodo por SST, Kg/día
 X_{SSTi} = contenido de SST en el influente, mg/l
 R_{SST} = remoción de SST

- Producción de lodo por remoción de DBO

$$L_{DBO} = \frac{X_{DBOi} * R_{DBO} * Q}{1000} \dots(30)$$

L_{DBO} = producción de lodo por DBO, Kg/día
 X_{DBOi} = Contenido de DBO en el influente, mg/l
 R_{DBO} = Remoción de DBO

- Producción total de lodo

$$L_T = L_{SST} + L_{DBO} \dots(31)$$

L_T = producción total de lodo, Kg/día

- Flujo de lodo

$$Q_L = \frac{L_T}{\delta_L} \dots(32)$$

Q_L = flujo de lodo, m³/día
 δ_L = densidad del lodo, Kg/m³

- Contenido de SST en el flujo de lodo

$$X_{SSTL} = \frac{X_{SSTi} * Q * R_{SSTL}}{Q_L} \dots(33)$$

X_{SSTL} = contenido de SST en el flujo de lodo, mg/l

- Contenido de DBO en el flujo de lodo

$$X_{DBOL} = \frac{X_{DBOi} * Q * R_{DBO}}{Q_L} \dots(34)$$

X_{DBOL} = contenido de DBO en el flujo de lodo, mg/l

- Flujo efluente

$$Q_E = Q - Q_L \dots (35)$$

Q_E = flujo efluente, m³/día

- Contenido de SST en el efluente

$$X_{SSTe} = \frac{Q * X_{SSTi} * (1 - R_{SST})}{Q_E} \dots (36)$$

X_{SSTe} = contenido de SST en el efluente, mg/l

- Contenido de DBO en el efluente

$$X_{DBOe} = \frac{Q * X_{DBOi} * (1 - R_{DBO})}{Q_E} \dots (37)$$

X_{DBOe} = contenido de DBO en el efluente, mg/l

SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS

- Recirculación cuando la calidad del efluente controla el diseño

$$r = \frac{X_{v,a} - a(X_{DBOi} - X_{DBOe}) + b \frac{X_{DBOi} - X_{DBOe}}{k(X_{DBOe} - S_n)} - X_{v,F}}{X_{v,u} - X_{v,a}} \dots (38)$$

r = relación de recirculación

$X_{v,a}$ = contenido de SSV en el reactor, mg/l

a = mg de SSVLM producidos/mg de DBO removida

X_{DBOi} = contenido de DBO del influente, mg/l

X_{DBOe} = contenido de DBO en el efluente, mg/l

b = mg SSVLM oxidados/mg SSVLM en el reactor-día

k = cte. de remoción de sustrato, día⁻¹

S_n = materia no biodegradable, mg/l

$X_{v,F}$ = contenido de SSV en la alimentación, mg/l

- Recirculación cuando las condiciones óptimas de floculación controlan el diseño

$$r = \frac{[X_{v,a} - a(X_{DBOi} - X_{DBOe})] * F/M + bX_{DBOi} - X_{v,F}(F/M)}{(X_{v,u} - X_{v,a}) * F/M - bX_{DBOi}} \dots (39)$$

F/M = relación de alimentación, mg de sustrato en el influente/(mg SSVLM en el reactor - día)

$X_{v,u}$ = contenido de SSV en el clarificador secundario, mg/l

- Contenido de DBO en el punto de mezcla

$$X_{DBO_0} = \frac{X_{DBO_i} + rX_{DBO_e}}{1 + r} \dots(40)$$

X_{DBO_0} = DBO en el punto de mezcla, mg/l

- Tiempo de residencia cuando la calidad del efluente controla:

$$\Theta_r = \frac{X_{DBO_0} - X_{DBO_e}}{kX_{v,a}(X_{DBO_i} - S_n)} \dots(41)$$

Θ_r = tiempo de residencia

- Tiempo de residencia cuando la floculación controla

$$\Theta_r = \frac{X_{DBO_0}}{X_{v,a} (F/M)} \dots(42)$$

Se selecciona el tiempo de residencia mayor y se define si la etapa controlante es la floculación o la remoción de sustrato.

- Relación F/M

$$F/M = \frac{X_{DBO_0}}{X_{v,a} * \Theta_r} \dots(43)$$

F/M = relación de alimentación, mg de sustrato en el influente, el influente/(mg SSVLM en el reactor - día)

- Volumen

$$Vol = Q(1 + r) * \Theta_r \dots(44)$$

Vol = volumen, m³

Q = flujo influente, m³/día

Se toma un sobrediseño del 10 % del volumen calculado.

- Oxígeno requerido

$$O_2 = a'(X_{DBO_i} - X_{DBO_e})Q + b'X_{v,a} * V \dots(45)$$

O_2 = oxígeno requerido, g/día

a' = mg de O_2 utilizados para la oxidación del sustrato /mg DBO removida

b' = mg de O_2 /día * mg SSVLM en el reactor, día⁻¹

- Incremento de sólidos volátiles

$$X_v = a(X_{DBO_0} - X_{DBO_e}) * Q(1+r) - bX_{v,a} * Vol \dots(46)$$

X_v = incremento de sólidos volátiles, g/día
 b = mg de O_2 utilizados para la oxidación del lodo/
 (mg de SS_{VLM} en el reactor-día), día⁻¹

- Purga de Lodo

$$Q_L = \frac{X_v + Q * X_{v,F}}{X_{v,u}} \dots(47)$$

Q_L = purga de lodo, m³/día

- Agua clara o flujo efluente

$$Q_e = Q - Q_L \dots(48)$$

Q_e = flujo efluente, m³/día

- Remoción de DBO

$$R_{DBO} = Q(X_{DBO_0} - X_{DBO_e}) \dots(49)$$

R_{DBO} = remoción de DBO, g/día

- Remoción de alcalinidad

$$R_{alc} = R_{DBO}/2 \dots(50)$$

R_{alc} = remoción de alcalinidad, g/día

- Alcalinidad disponible

$$Alc_D = Q * Alc \dots(51)$$

Alc_D = alcalinidad disponible, g/día

- Requerimiento de neutralización

Se compara la remoción de alcalinidad con la alcalinidad disponible. Si esta última es mayor que la primera, entonces se requiere neutralización.

- Nitrógeno en el lodo

$$N_{2L} = 0.12 * X_v \dots(52)$$

N_{2L} = contenido de nitrógeno en el lodo, g/día

- Remoción de nitrógeno

$$R_{N2} = Q * 1 \text{ mg/l} \dots(53)$$

R_{N2} = remoción de nitrógeno, g/día

- Remoción total de nitrógeno

$$R_{TOTN2} = N_{2L} + R_{N2} \dots(54)$$

R_{TOTN2} = remoción total de nitrógeno, g/día

- Nitrógeno disponible

$$N_{2D} = Q * N_2 \dots(55)$$

N_D = nitrógeno disponible, g/día

- Fósforo en el lodo

$$P_L = 0.02 * X_v \dots(56)$$

P_L = contenido de fósforo en el lodo, g/día

- Remoción de fósforo

$$R_P = 0.5 \text{ mg/l} * Q \dots(57)$$

R_P = remoción de fósforo, g/día

- Remoción total de fósforo

$$R_{TOTP} = P_L + R_P \dots(58)$$

R_{TOTP} = remoción total de fósforo, g/día

- Fósforo disponible

$$P_D = P * Q \dots(59)$$

P_D = fósforo disponible, g/día

- Flujos (recapitulación)

Flujo en el punto de mezcla

$$Q_o = Q (1+r) \dots(60)$$

Q_o = flujo en el punto de mezcla, m³/día

Flujo de recirculación

$$Q_R = Q * r \dots(61)$$

Q_R = flujo de recirculación, m³/día

r = relación de recirculación

Flujo de lodo

$$Q_L = \frac{X_v + Q * X_{v,F}}{X_{v,u}} \dots(47)$$

Q_L = purga de lodo, m³/día

Flujo efluente

$$Q_e = Q - Q_L \dots(48)$$

Q_e = flujo efluente, m³/día

REACTOR BIOLÓGICO

- Área superficial

$$A = \frac{\text{Vol}}{h} \dots (62)$$

A = área superficial, m²

h = profundidad, m

Vol = volumen del elemento, m³

- Dimensiones

a) Si el reactor es circular,

$$D = (4A/\pi)^{1/2} \dots (63)$$

D = diámetro, m

A = área superficial, m²

b) Si el reactor es rectangular

$$a = (A/5)^{1/2} \dots (64)$$

$$l = a * 5 \dots (65)$$

a = ancho, m

l = largo, m

Altura total

$$H_{\text{tot}} = h + h_b \dots (66)$$

H_{tot} = altura total del elemento, m

h_b = altura de bordo libre, m

SISTEMA DE AERACION

- Requerimiento estándar de O₂

$$\text{RSO} = \frac{O_2 * C_s}{(C_D * \beta - C_t) \alpha (1.024)^{T-20}} * 0.0022 \dots (67)$$

RSO = requerimiento estándar de O₂

O₂ = oxígeno requerido, g/día

C_s = cte. de saturación de O₂ a 20 °C y 1 atm, mg/l

0.0022 = factor de conversión

C_D = cte. de saturación de O₂ en condiciones de diseño, mg/l

β = relación de saturación de O₂ en agua sucia y en agua limpia

α = relación del coeficiente de transferencia de O₂ de agua sucia y agua limpia

T = temperatura de diseño, °C

C_t = concentración residual de O₂ disuelto, mg/l

SEDIMENTACION SECUNDARIA

- Flujo

$$Q_0 = Q(1+r) \dots(60)$$

Q_0 = flujo en el punto de mezcla, m³/día
 r = relación de recirculación

- Area transversal

$$A = \frac{Q(1+r)}{C_s} \dots(68)$$

A = área transversal del elemento, m²
 Q = flujo, m³/día
 C_s = carga superficial, m³/m²-día
 r = relación de recirculación

- Diámetro del sedimentador secundario

$$D = (4A/\pi)^{1/2} \dots(69)$$

D = diámetro del elemento, m

- Volumen del sedimentador secundario

$$Vol = A * h \dots(70)$$

Vol = volumen del elemento, m³
 h = profundidad del elemento, m

- Altura total

$$H_{tot} = h + h_b \dots(71)$$

H_{tot} = altura total del elemento, m
 h_b = altura de bordo libre, m

- Tiempo de retención hidráulico

$$\Theta_r = 24 * \frac{Vol}{Q(1+r)} \dots(72)$$

Θ_r = tiempo de retención hidráulico, horas

CLORACION

-Dosificación de cloro gaseoso

$$Q_{Cl} = Q * d_{Cl} \dots(73)$$

Q_{Cl} = flujo de cloro, Kg/día
 Q = flujo de agua residual, m³/día
 d_{Cl} = dosis del Cl₂, mg/l

- Volumen del tanque de cloración

$$\text{Vol} = \frac{Q * \Theta_{Cl}}{1440} \dots(74)$$

Vol = volumen del tanque de cloración, m³

Θ_{Cl} = tiempo de contacto con Cl₂, min

1440 = factor de conversión

- Dimensiones

Area transversal

$$A = \text{Vol}/h \dots(75)$$

A = área, m²

h = altura del tanque, m

Ancho

$$a = (A/3)^{1/2} \dots(76)$$

a = ancho del elemento, m

Largo

$$l = 3 * a \dots(77)$$

l = largo del elemento, m

Altura total

$$H_{tot} = h + h_b \dots(78)$$

H_{tot} = altura total del elemento, m

h_b = altura de bordo libre, m

FILTRACION

- Area de filtración

$$A = \frac{Q}{1440 * V_i} \dots(79)$$

A = área del elemento, m²

Q = flujo de agua, m³/día

V_i = velocidad de filtración, m/min

- Dimensiones

Lado

$$l = (A)^{1/2} \dots(80)$$

l = lado del elemento, m

- Altura total

$$H_{\text{tot}} = h + h_b + h_e + h_r \dots (81)$$

H_{tot} = altura total del elemento, m
 h_b = altura de bordo libre, m
 h_e = altura para expansión del lecho, m
 h_r = altura para tina de recolección, m

SEDIMENTADOR DE AGUA DE RETROLAVADO

- Flujo de retrolavado

$$Q_{\text{ret}} = Q_{\text{min}} * A \dots (82)$$

Q_{ret} = 22 flujo de retrolavado, m³/min
 Q_{min} = caudal mínimo para fluidizar el lecho, m³/m²-min
 A = área del filtro, m²

Para el diseño de este equipo se emplea la misma secuencia de cálculo que para el sedimentador primario.

DIGESTOR AEROBIO

- Flujo total de lodo

$$Q_{\text{TL}} = Q_{L1^{\circ}} + Q_{L2^{\circ}} \dots (83)$$

Q_{TL} = flujo total de lodo, m³/dfa
 $Q_{L1^{\circ}}$ = flujo de lodo primario, m³/dfa
 $Q_{L2^{\circ}}$ = flujo de lodo secundario, m³/dfa

- Contenido de sólidos en el lodo

$$X_{\text{SSTL}} = \frac{Q_{L1^{\circ}} * X_{\text{SSTL1}^{\circ}} + Q_{L2^{\circ}} * X_{\text{SSTL2}^{\circ}}}{Q_{L1^{\circ}} + Q_{L2^{\circ}}} \dots (84)$$

$Q_{L1^{\circ}}$ = flujo de lodo primario, m³/dfa
 $Q_{L2^{\circ}}$ = flujo de lodo secundario, m³/dfa
 X_{SSTL} = contenido de SST en el flujo total de lodo, mg/l
 $X_{\text{SSTL1}^{\circ}}$ = contenido de SST en el flujo de lodo primario, mg/l
 $X_{\text{SSTL2}^{\circ}}$ = contenido de SST en el flujo de lodo secundario, mg/l

- Contenido de DBO₅ en el lodo

$$X_{\text{DBOL}} = \frac{Q_{L1^{\circ}} * X_{\text{DBO1}^{\circ}} + Q_{L2^{\circ}} * X_{\text{DBO2}^{\circ}}}{Q_{L1^{\circ}} + Q_{L2^{\circ}}} \dots (85)$$

X_{DBOL} = contenido de DBO en el flujo total de lodo, mg/l
 $X_{\text{DBO1}^{\circ}}$ = contenido de DBO en el flujo de lodo primario, mg/l
 $X_{\text{DBO2}^{\circ}}$ = contenido de DBO en el flujo de lodo secundario, gm/l

- Contenido de sólidos suspendidos volátiles en el lodo

$$X_{SSVL} = \frac{Q_{L1^{\circ}} * X_{SSVL1^{\circ}} + Q_{L2^{\circ}} * X_{SSVL2^{\circ}}}{Q_{L1^{\circ}} + Q_{L2^{\circ}}} \dots(86)$$

$Q_{L1^{\circ}}$ = flujo de lodo primario, m³/día

$Q_{L2^{\circ}}$ = flujo de lodo secundario, m³/día

X_{SSVL} = contenido de SSV en el flujo total de lodo, mg/l

$X_{SSVL1^{\circ}}$ = contenido de SSV en el flujo de lodo primario, mg/l

$X_{SSVL2^{\circ}}$ = contenido de SSV en el flujo de lodo secundario, mg/l

- Volumen del digestor

$$Vol = \frac{X_{SSVL} * Q_{TL}}{C_{org}} \dots(87)$$

Vol = volumen del digestor, m³

C_{org} = carga de sólidos orgánicos, Kg SSV/día-m³

- Tiempo de residencia

$$\Theta_r = \frac{Vol}{Q_{TL}} \dots(88)$$

Θ_r = tiempo de residencia, día

- Area superficial

$$A = \frac{Vol}{h} \dots(89)$$

A = área superficial, m²

h = profundidad del elemento, m

- Dimensiones

a) Si el digestor es circular,

$$D = (4A/\pi)^{1/2} \dots(90)$$

D = diámetro, m

A = área superficial, m²

b) Si el digestor es rectangular

$$a = (A/1.6)^{1/2} \dots(91)$$

$$l = a * 1.6 \dots(92)$$

a = ancho, m

l = largo, m

Altura total

$$H_{tot} = h + h_b \dots(93)$$

H_{tot} = altura total del elemento, m

h_b = altura de bordo libre, m

- Requerimiento de oxígeno

a) Lodo primario

$$O_2 = 1.9 * L_{DBO} \dots(94)$$

O_2 = oxígeno requerido, Kg/día

1.9 = Kg O_2 /ton de DBO_5

L_{DBO} = producción de lodo por DBO en el sedimentador 1º, Kg/día

b) Lodo secundario

$$O_2 = 2.3 * R_{DBO} \dots(95)$$

O_2 = oxígeno requerido, Kg/día

2.3 = Kg O_2 /ton de DBO_5

R_{DBO} = remoción de DBO en el sedimentador secundario, Kg/día

- Sólidos suspendidos volátiles removidos

$$Q_{SSVr} = Q_{TL} * X_{SSVL} (1 - 0.40) \dots(96)$$

Q_{SSVr} = SSV removidos en el digestor, m^3/d

FILTRO DE BANDA PRESURIZADA (Especificaciones)

Tamaño = 2.0 m

Potencia = 5.0 HP

Longitud de la banda = 5.85 m

Altura = 2.35 m

Ancho = 3.31 m

Agua de retrolavado = 20.45 m^3/h

Presión de retrolavado = 0.0567 atm (120 psi)

Dosis de polielectrolito = 3.67 Kg/TON de lodo digerido

- Flujo de lodo deshidratado

$$Q_{LD} = \frac{Q_{TL} * X_{SL}}{0.40} \dots(97)$$

Q_{LD} = flujo de lodo deshidratado, Kg/d

Q_{TL} = flujo total de lodo, Kg/d

X_{SL} = fracción masa de sólidos en el lodo digerido

0.40 = frac. peso de sólidos lodo deshidratado

- Flujo de agua filtrada en el filtro prensa

$$Q_a = Q_{TL} * 0.975 - 0.60 * Q_{LD} \dots(98)$$

Q_a = flujo de agua filtrada, Kg/d

0.975 = fracción peso de agua en el lodo digerido

0.60 = fracción peso agua en el lodo deshidratado

FOSA DE AGUA DE ENJUAGUE

- Volumen

$$\text{Vol} = (Q_{ej} + Q_a) * \Theta_r \dots(99)$$

Vol = volumen del elemento, m³

Q_{ej} = flujo de agua de enjuague, m³/h

Q_a = flujo de agua filtrada, m³/h

Θ_r = tiempo de residencia, h

- Area superficial

$$A = \frac{\text{Vol}}{h} \dots(100)$$

A = área superficial, m²

h = profundidad del elemento, m

- Dimensiones

Lado

$$l = (A)^{1/2} \dots(101)$$

l = lado del elemento, m

Altura total

$$H_{\text{tot}} = h + h_b \dots(102)$$

H_{tot} = altura total del elemento, m

h_b = altura de bordo libre, m

FOSA DE AGUA FILTRADA

- Volumen

$$\text{Vol} = \text{Vol}_{\text{ret}} + \text{Vol}_{\text{ej}} \dots(103)$$

Vol = volumen, m³

Vol_{ret} = volumen de la fosa de retrolavado, m³

Vol_{ej} = volumen de la fosa de agua de enjuague, m³

- Area superficial

$$A = \frac{\text{Vol}}{h} \dots(104)$$

A = área superficial, m²

h = profundidad del elemento, m

- Dimensiones

Lado

$$l = (A)^{1/2} \dots(105)$$

l = lado del elemento, m

Altura total

$$H_{\text{tot}} = h + h_b \dots (106)$$

H_{tot} = altura total del elemento, m

h_b = altura de bordo libre, m

5.3.3 ECUACIONES DE BALANCE DE MATERIA

Para el diseño de algunos de los equipos, es necesario conocer la composición de la corriente de entrada, por lo que en esta sección se plantean las ecuaciones restantes del balance general, el balance por componentes y finalmente una tabla en donde se resume el resultado de los cálculos para cada corriente.

CORRIENTE 2

- Flujo

$$Q_2 = Q_1 \dots (107)$$

Q_2 = flujo volumétrico en la corriente 2, m^3/d

Q_1 = flujo volumétrico en la corriente 1, m^3/d

- Composición DBO_5 , DQO , SST , SSV y GYA

$$X_{i2} = \frac{Q_1 * X_{i1} * (1-R)}{Q_2} \dots (108)$$

X_{i2} = composición del parámetro i en la corriente 2, mg/l

R = porcentaje de remoción (fracción decimal)

CORRIENTE 3

- Flujo

$$Q_3 = Q_2 - Q_4 \dots (35)$$

Q_3 = flujo volumétrico en la corriente 3, m^3/d

Q_4 = flujo volumétrico en la corriente 4, m^3/d

- Composición DBO_5 , DQO , SST , SSV y GYA

$$X_{i3} = \frac{Q_1 * X_{i2} * (1-R)}{Q_3} \dots (109)$$

X_{i3} = composición del parámetro i en la corriente 3, mg/l

R = porcentaje de remoción (fracción decimal)

CORRIENTE 4

- Flujo

$$Q_4 = L_T / \delta_L \dots (32)$$

L_T = flujo volumétrico de lodo, m^3/d

δ_L = densidad del lodo, Kg/m^3

- Composición DBO₅, DQO, SST, SSV y GYA

$$X_{i4} = \frac{Q_3 * X_{i3} * (R)}{Q_4} \dots (110)$$

X_{i4} = composición del parámetro i en la corriente 4, mg/l

R = porcentaje de remoción (fracción decimal)

CORRIENTE 5

- Flujo

$$Q_5 = 2Q_3 (1+r) \dots (60)$$

Q_5 = flujo en el punto de mezcla, m^3/d

r = relación de recirculación

- Composición DBO₅, DQO, SST, SSV y GYA

$$X_{i5} = \frac{X_{i3} + rX_{i8}}{1+r} \dots (111)$$

X_{i5} = composición del parámetro i en la corriente 5, mg/l

CORRIENTE 6

- Flujo

$$Q_6 = Q_5 \dots (112)$$

Q_6 = flujo volumétrico de la corriente 6, m^3/d

- Composición DBO₅, DQO, SST y GYA

$$\begin{aligned} X_{i6} &= X_{i7} \dots (113) \\ X_{SSV6} &= 3000 \end{aligned}$$

X_{i6} = composición del parámetro i en la corriente 6, mg/l

X_{SSV6} = composición de SSV establecida para el cálculo del reactor biológico.

CORRIENTE 7

- Flujo

$$Q_7 = Q_5 - Q_L \dots (35)$$

Q_7 = flujo volumétrico en la corriente 7, m^3/d

Q_L = flujo de purga de lodo, m^3/d

- Composición DBO₅, DQO, SST, SSV y GYA

$$X_{i7} = \frac{2Q_5 * X_{i5} * (1-R)}{Q_7} \dots (114)$$

X_{i7} = composición del parámetro i en la corriente 7, mg/l
R = porcentaje de remoción (fracción decimal)

CORRIENTE 8

- Flujo

$$Q_8 = Q_5 * r \dots (61)$$

Q₈ = flujo volumétrico en la corriente 8, m³/d

Q₅ = flujo volumétrico en la corriente 5, m³/d

r = relación de recirculación

- Composición DBO₅, DQO, SST y GYA

$$X_{i8} = \frac{2Q_5 * X_{i5} * (1-R)}{Q_8} \dots (115)$$

$$X_{SSV8} = 10,000$$

X_{i8} = composición del parámetro i en la corriente 8, mg/l

X_{SSV8} = composición de SSV establecida para el cálculo del reactor biológico.

CORRIENTE 9

- Flujo

$$Q_9 = \frac{X_v * Q_5 * X_{v,F}}{X_{v,u}} \dots (116)$$

Q₉ = flujo volumétrico en la corriente 8, m³/d

Q₅ = flujo volumétrico en la corriente 5, m³/d

r = relación de recirculación

- Composición DBO₅, DQO, SST y GYA

$$X_{i9} = \frac{2Q_5 * X_{i5} * (1-R)}{Q_9} \dots (117)$$

$$X_{SSV9} = 10,000$$

X_{i9} = composición del parámetro i en la corriente 9, mg/l

X_{SSV9} = composición de SSV establecida para el cálculo del reactor biológico.

CORRIENTE 10

- Flujo

$$Q_{10} = Q_7 / 2 \dots (118)$$

Q₁₀ = flujo de la corriente 10, m³/d

Q₇ = flujo volumétrico en la corriente 7, m³/d

- Composición DBO₅, DQO, SST, SSV y GYA

$$X_{i10} = \frac{Q_7 * X_{i7} * (1-R)}{2Q_{10}} \dots(119)$$

X_{i10} = composición del parámetro i en la corriente 10, mg/l

X_{i7} = composición del parámetro i en la corriente 7, mg/l

R = porcentaje de remoción (fracción decimal)

CORRIENTE 11

- Flujo

$$Q_{11} = Q_{10} \dots(120)$$

Q₁₁ = flujo en la corriente 11, m³/d

El flujo de esta corriente corresponde al agua ya tratada. De manera estricta, esta corriente disminuye su volumen de acuerdo con la frecuencia de retrolavado de los filtros de arena, sin embargo, el agua destinada a lavado de estos filtros finalmente se une nuevamente a esta corriente, de manera que el volumen de la corriente 11 se mantiene más o menos constante e igual en volumen a la corriente 10.

- Composición DBO₅, DQO, SST, SSV y GYA

$$X_{i11} = \frac{Q_{10} * X_{i10} * (1-R)}{Q_{11}} \dots(120)$$

X_{i11} = composición del parámetro i en la corriente 11, mg/l

X_{i10} = composición del parámetro i en la corriente 10, mg/l

R = porcentaje de remoción (fracción decimal)

La composición de la corriente de salida es el resultado de la unión del agua filtrada y del agua de salida del sedimentador de agua de retrolavado. Esta última es intermitente y de composición un poco diferente, la cual es despreciable y por lo tanto, se estima que la composición final del agua tratada corresponde a la del agua de salida del filtro de arena.

CORRIENTE 12

- Flujo

Este flujo es intermitente cada 6 horas durante 15 minutos.

$$Q_{12} = Q_{\min} * A \dots(82)$$

Q_{12} = flujo en la corriente 12, m^3/d

A = Area del filtro de arena, m^2

- Composición DBO₅, DQO, SST, SSV y GYA

$$X_{i12} = I_r/V \dots(122)$$

X_{i12} = composición del parámetro i en la corriente 12, mg/l

I_r = cantidad del componente I retenida en el filtro de arena, Kg

V = volumen de la fosa de sedimentación del agua de retrolavado.

CORRIENTE 13

- Flujo

$$Q_{13} = Q_{enj} \dots(123)$$

Q_{13} = flujo volumétrico en la corriente 13, m^3/d

Q_{enj} = flujo volumétrico de agua de enjuague, m^3/d

- Composición DBO₅, DQO, SST, SSV y GYA

$$X_{i13} = \frac{Q_7 * X_{i7} * (1-R)}{2Q_{13}} \dots(124)$$

X_{i13} = composición del parámetro i en la corriente 13, mg/l

X_{i7} = composición del parámetro i en la corriente 7, mg/l

R = porcentaje de remoción (fracción decimal)

CORRIENTE 14

- Flujo

$$Q_{14} = Q_4 + Q_9 \dots(125)$$

Q_{14} = flujo volumétrico en la corriente 14, m^3/d

Q_4 = flujo volumétrico en la corriente 4, m^3/d

Q_9 = flujo volumétrico en la corriente 9, m^3/d

- Composición DBO₅, DQO, SST, SSV y GYA

$$X_{i14} = \frac{Q_4 * X_{i4} + Q_9 * X_{i9}}{Q_4 + Q_9} \dots(126)$$

X_{i14} = composición del parámetro i en la corriente 14, mg/l

X_{i4} = composición del parámetro i en la corriente 4, mg/l

X_{i9} = composición del parámetro i en la corriente 9, mg/l

CORRIENTE 15

- Flujo

$$Q_{15} = Q_{14} \dots (127)$$

Q_{15} = flujo volumétrico en la corriente 15, m³/d

Q_{14} = flujo volumétrico en la corriente 14, m³/d

- Composición DBO₅, DQO, SST, SSV y GYA

$$X_{i15} = \frac{Q_{14} * X_{i14} * (1-R)}{Q_{15}} \dots (128)$$

X_{i15} = composición del parámetro i en la corriente 15, mg/l

X_{i14} = composición del parámetro i en la corriente 14, mg/l

R = porcentaje de remoción (fracción decimal)

CORRIENTE 16

- Flujo

$$Q_{16} = Q_{14} * X_{SL} / 0.4 \dots (97)$$

Q_{16} = flujo másico en la corriente 16, Kg/d

Q_{14} = flujo másico en la corriente 14, Kg/d

X_{ST} = fracción masa de sólidos en el lodo digerido

0.4 = fracción peso de sólidos en el lodo deshidratado

- Composición DBO₅, DQO, SST, SSV y GYA

$$X_{i16} = Q_{15} X_{i15} / Q_{16} \dots (129)$$

X_{i16} = composición del parámetro i en la corriente 16, mg/l

X_{i15} = composición del parámetro i en la corriente 15, mg/l

CORRIENTE 17

Esta corriente está formada por el arena acumulada en el desarenador y la materia sólida separada en las rejillas de desbaste. El flujo en esta corriente es intermitente cada 6 horas durante 10 minutos. Con base en las bases de diseño para estos equipos:

- Flujo de materia separada en las rejillas de desbaste

$$Q_D = 0.015 * Q_1 * 6$$

Q_D = flujo de materia sólida, l

- Flujo de arena separada en el desarenador

$$Q_A = 0.1796 * Q_1 * 6$$

Q_A = flujo volumétrico de arena, l/d

0.1796 = producción de arena por m³ de agua tratada, l arena/m³ agua tratada

6 = tiempo de retención de arena en el desarenador, h

- Flujo

$$Q_{17} = (Q_A + Q_D)/10 * 0.144 \dots(130)$$

Q_{17} = flujo volumétrico de la corriente 17, m³/d

0.144 = factor de conversión

CORRIENTE 18

- Flujo

$$Q_{18} = 3.67 * Q_{15} * \delta_L * 0.05/1000 \dots(131)$$

Q_{18} = flujo másico de la corriente 18, Kg/d

Q_{15} = flujo másico de la corriente 15, m³/d

3.67 = dosis de polielectrolito, Kg/ton de lodo

δ_L = densidad del lodo, Kg/m³

0.05 = porcentaje de materia sólida en el lodo

CORRIENTE 19

- Flujo

$$Q_{19} = d_{Cl} * Q_7 \dots(132)$$

Q_{19} = flujo másico de la corriente 19, Kg/d

Q_7 = flujo volumétrico de la corriente 7, m³/d

d_{Cl} = dosis de cloro, Kg/m³

CORRIENTE 20

- Flujo

$$Q_{20} = Q_{12} - Q_L \dots(133)$$

El flujo de esta corriente es intermitente y para su cálculo se emplean las mismas ecuaciones tanto para obtener el flujo como la composición del mismo.

CORRIENTE 21

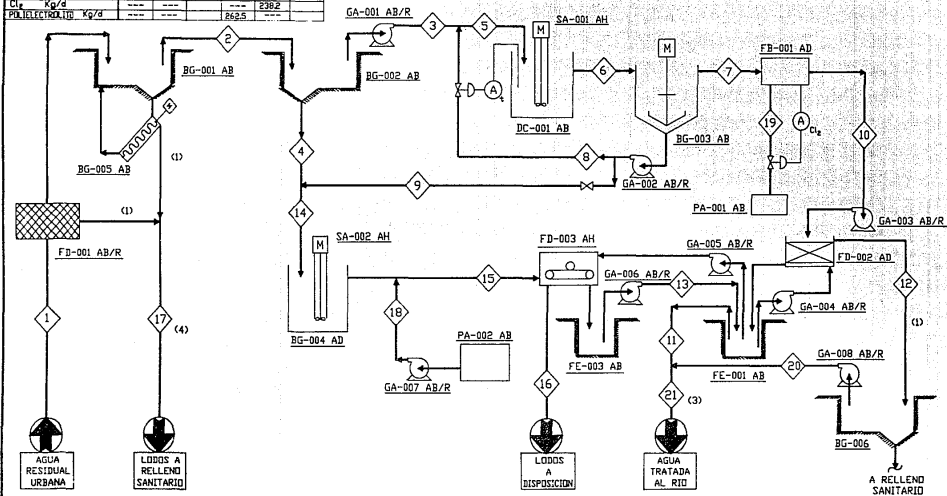
- Flujo

$$Q_{21} = Q_{12} - Q_L \dots(133)$$

La composición de esta corriente es igual a la composición de la corriente 11 EXCEPTO cuando hay flujo proveniente de la corriente 20, en cuyo caso la composición se diluye.

5.4 DIAGRAMA DE FLUJO DE PROCESO

CORRIENTE	1	16	17	18	19	21
PARAMETRO						
FLUJO m ³ /d	31259	929	2189	---	---	128236.9
BOD ppm	314	28712.5	---	---	---	5.2
DQO ppm	859	56657.1	---	---	---	14.5
SS ppm	883	32262.4	---	---	---	50.2
SSV ppm	392	15963.5	---	---	---	0
GRASAS Y ACEITES ppm	27	268.2	---	---	---	1.8
Cl ₂ Kg/d	---	---	---	---	238.2	---
POLIELECTROLITO Kg/d	---	---	262.5	---	---	---



NOTAS :

- (1) FLUJO INTERMITENTE
- (2) t = turbidez
- (3) FLUJO MAXIMO INTERMITENTE, SE PRESENTARA CUANDO OPERE LA BOMBA GA-008 AB/R
- (4) FLUJO MAXIMO INTERMITENTE

UNAM UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE QUIMICA

TESIS PROFESIONAL

DIAGRAMA DE FLUJO DE PROCESO DEL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA CD. DE SALAMANCA, GTD.

INGENIERA MARCELA GOMEZ NOGUEIRA

5.5 DESCRIPCION DEL PROCESO

Como ya se mencionó en las bases de diseño, la planta constará de dos trenes similares de tratamiento; la descripción del proceso se basa en uno de ellos, excepto en algunas secciones, en las cuales se especifica claramente la unión de la corriente de cada tren. De esta manera, las aguas residuales urbanas de la Ciudad de Salamanca, Gto. llegan a la planta de tratamiento, en donde primeramente pasan a través del Tamizador FD-001 AB/R para eliminar los desechos sólidos de tamaño superior a 1 cm. Los sólidos retenidos en el tamizador, generalmente trapos, madera y plásticos, son removidos de las rejillas mediante un sistema de rastras mecánicas que se accionan por un programador de tiempo. Se contará con un tamizador estático de relevo con recolección manual de sólidos, el cual permitirá darle mantenimiento al tamizador mecánico. Para efectuar el cambio de un tamizador a otro se contará con un sistema de compuertas para el reemplazo del tamizador de limpieza mecánica. Los sólidos separados en esta sección se destinan a relleno sanitario.

Ya sin materia de gran tamaño, el agua fluye por gravedad al Desarenador BG-001 AB, en donde se eliminan las partículas sólidas que puedan causar daños en el equipo de bombeo o acumularse y provocar taponamiento en las líneas. Este equipo consiste en un canal de concreto armado de forma rectangular, en donde el agua permanece durante un lapso de tiempo suficiente para permitir la sedimentación de partículas de tamaño superior a 0.2 mm y mantener en suspensión los sólidos orgánicos. La arena obtenida será extraída de manera intermitente mediante el Separador Centrífugo de Sólidos BG-005 AB, en el cual se separa el agua contenida en el arena y se recircula al Desarenador, mientras que los lodos arenosos junto con la materia separada en las rejillas, se disponen como relleno sanitario.

El agua libre de arena se manda al Tanque de Sedimentación Primaria BG-002 AB. En este tanque se eliminan gran parte de los sólidos suspendidos, una fracción del contenido de grasas y aceites y una fracción del contenido de DBO₅ y DQO. El agua clara pasa por un medidor tipo Parshal, mientras que el lodo generado se une con la corriente de lodo de desecho proveniente del Clarificador Secundario BG-003 AB, y juntos se estabilizan para finalmente disponer de ellos. El agua efluente del sedimentador se une con el flujo de recirculación del sistema de lodos activados mediante la bomba GA-001 AB/R. Esta unión constituye la alimentación fresca del Reactor Biológico DC-001 AB.

La función del Reactor Biológico es reducir la demanda bioquímica de oxígeno aproximadamente 90%, por oxidación de la materia orgánica presente mediante la degradación biológica aerobia en el sistema de Lodos Activados. La población de microorganismos presentes en la alimentación fresca tales como bacterias, hongos, algas, protozoarios y rotíferos, utiliza la materia orgánica como nutrientes transformándola en materia viva (microorganismos) y desechos metabólicos (H₂O, CO₂, N₂, SO₂, etc.). En esta sección de tratamiento biológico se unen las corrientes de los dos trenes de tratamiento.

El oxígeno requerido en este proceso de degradación biológica es suministrado mediante el Sistema de Aeración SA-001 AH, el cual suministra el oxígeno requerido para la degradación y proporciona el mezclado suficiente para mantener condiciones homogéneas dentro del Reactor sin romper los flocos formados.

El agua efluente del Reactor, la cual se caracteriza por el gran contenido de sólidos suspendidos volátiles que presenta, se dirige por gravedad hacia el Clarificador Secundario BG-003 AB, en donde se separan los sólidos suspendidos volátiles. De

éstos, la mayor parte se recircula hacia el Reactor Biológico mediante la Bomba de Recirculación de Lodos GA-002 AB/R con el fin de mantener una concentración constante de microorganismos dentro del reactor y el resto se destina junto con la corriente de lodos primarios a la sección de tratamiento y disposición de lodos. El Reactor biológico es cilíndrico, en tanto que el clarificador es cilíndrico de fondo cónico. Ambos equipos estarán construidos con acero al carbón.

A partir de aquí, nuevamente el flujo se divide en dos corrientes principales que se someten a procesos similares de tratamiento terciario y estabilización y disposición de lodo.

El agua clarificada (efluente del Clarificador Secundario), se recibe por gravedad en el Tanque de Cloración FB-001 AD, al cual se le suministra cloro gaseoso a través del Paquete de Cloración PA-001 AB. El material de construcción del tanque de Cloración será concreto; es de forma rectangular y en él permanece el agua el tiempo suficiente para permitir la acción desinfectante del cloro sobre los microorganismos y compuestos oxidables (30 minutos).

El agua ya desinfectada y con bajo contenido de contaminantes es enviada mediante la Bomba de Agua Desinfectada GA-003 AB/R hacia el Filtro de Arena FD-002 AD, donde se eliminan los sólidos suspendidos que aún contenga. De aquí, el agua pasa a la Fosa de Agua Tratada FE-001 AB para llegar por gravedad al Río Lerma. El agua acumulada en esta fosa se alimenta periódicamente mediante la Bomba de Retrolavado GA-004 AB/R en el Filtro de Arena durante su proceso de retrolavado, y con la bomba GA-005 AB/R al filtro prensa con el mismo objeto. El flujo de agua de retrolavado del filtro de arena llega al Sedimentador de Agua de Retrolavado del Filtro de Arena BG-006. Por otro lado, el flujo de agua de retrolavado del filtro prensa se recibe en la Fosa

de Agua de Enjuague FE-003 AB, y mediante la bomba GA-006 AB/R se incorpora con el flujo influente del filtro de arena.

Por lo que respecta a la purga de lodos activados provenientes del Clarificador BG-003 AB y los lodos generados en el Sedimentador BG-002 AB, ambos se unen para someterse a un tratamiento de estabilización aerobia en el Digestor de Lodos BG-004 AD. En este equipo se eliminan por oxidación endógena (autoconsumo), los microorganismos presentes como sólidos suspendidos volátiles; el aire requerido para esta operación es suministrado por el Sistema de Aeración del Digestor de Lodos SA-002 AB, de características semejantes al empleado para la aeración del Reactor Biológico. Sólo el 40% de los sólidos suspendidos volátiles son eliminados de esta forma, el resto será retenido en el Filtro de Banda Presurizada FD-003 AH (de banda presionada). Para favorecer esta eliminación se adiciona polielectrolito catiónico.

Tanto el agua filtrada como el agua de enjuague para este equipo se envía a la Fosa de Almacenamiento de Agua de Enjuague FE-003 AB y se incorpora a través de bomba GA-007 AB/R con el flujo influente al filtro de arena.

La torta de lodo se destinará como enriquecedor de suelos.

5.6 TABLAS DE RESULTADOS

DESARENADOR BG-001 AB

FLUJO	Q		31,259.00	m ³ /d
Vel. aprox.	V		0.30	m/s
Tiempo residencia	Θ_r		60.00	s
Bordo libre	h_b		0.50	m
Vel. sedimentación	V		1.15	m/min
Prof. zanja	h_s		0.50	m
Area hidráulica	A	ec. 9	1.21	m ²
Tirante hidráulico	h	ec. 10	1.15	m
Ancho del canal	a	ec. 11	1.05	m
Altura total	H_{tot}	ec. 13	1.65	m
Longitud teórica	L	ec. 14	18.00	m
Longitud amortiguamiento	L_{aE}	ec. 17	2.30	m
	L_{aS}	ec. 18	4.60	m
	L_a	ec. 19	6.90	m
Longitud	L	ec. 20	24.90	m
Vol. arena	Vol.	ec. 21	10.64	m ³
Tirante real	h_{real}	ec. 22	1.65	m
Altura real	H_{real}	ec. 23	2.15	m

SEDIMENTADOR 1° BG-002 AB

FLUJO	Q		31,259.52	m ³ /d
Carga superficial	C _s		40.00	m ³ /m ² -d
Remoción SST	R _{SST}		0.57	
Remoción de DBO	R _{DBO}		0.33	
Densidad del lodo	δ _L		1010.00	Kg/m ³
Profundidad	h		3.00	m
Bordo libre	h _b		0.50	m
Altura total	H _{tot}	ec. 27	3.50	m
Area transversal	A	ec. 24	781.49	m ²
Diámetro	D	ec. 25	31.54	m
Volumen	Vol	ec. 26	2,344.46	m ³
Tiempo de residencia	Θ _r	ec. 28	1.80	h
Producción lodo SST	L _{SST}	ec. 29	4,947.56	Kg/d
Producción lodo DBO	L _{DBO}	ec. 30	3,174.33	Kg/d
Producción total lodo	L _T	ec. 31	8,121.89	Kg/d
Flujo de lodo	Q _L	ec. 32	8.04	m ³ /d
SST en el lodo	X _{SSTL}	ec. 33	615.26	g/l
DBO en el lodo	X _{DBOL}	ec. 34	394.74	g/l
Flujo efluente	Q _E	ec. 35	31,251.48	m ³ /d
SST efluente	X _{SSTe}	ec. 36	119.43	mg/l
DBO efluente	X _{DBOe}	ec. 37	206.23	mg/l

SEDIMENTADOR 2° BG-003 AB

FLUJO	Q_o	ec. 60	85,067.52	m^3/d
Carga superficial	C_s		30.00	m^3/m^2-d
Profundidad	h		5.50	m
Bordo libre	h_b		0.50	m
Altura total	H_{tot}	ec. 71	6.00	m
DOS UNIDADES				
Area transversal	A	ec. 68	781.49	m^2
Diámetro	D	ec. 65	31.54	m
Volumen	Vol	ec. 70	2,344.46	m^3
Tiempo de retención	Θ_r	ec. 72	1.80	h

SEDIMENTADOR DE AGUA DE RETROLAVADO BG-006

FLUJO DE RETROLAVADO	Q_{ret}	ec. 82	6,207.20	m^3/d
Carga superficial	C_s		47.90	m^3/m^2-d
Profundidad	h		2.00	m
Bordo libre	h_b		0.50	m
Altura total	H_{tot}	ec. 27	2.50	m
Area transversal	A	ec. 24	129.31	m^2
Diámetro	D	ec. 25	12.80	m
Volumen	Vol	ec. 26	258.00	m^3
Tiempo de residencia	Θ_r	ec. 28	1.00	h

DIGESTOR AEROBIO BG-004 AD

Flujo lodo 1°	Q L1°	ec. 32	8.04	m ³ /d
Flujo lodo 2°	Q L2°	ec. 47	1,477.34	m ³ /d
Flujo total de lodo	Q TL	ec. 83	1,485.39	m ³ /d
SST lodo 1°	X SST1°	ec. 33	615.25	g/l
SST lodo 2°	X SST2°		30.00	mg/l
SST lodo	X SSTL	ec. 84	3,360.66	mg/l
DBO lodo 1°	X DBO1°	ec. 34	394.74	g/l
DBO lodo 2°	X DBO2°		20.62	mg/l
DBO lodo	X DBOL	ec. 85	2,157.55	mg/l
SSV lodo 1°	X SSVL		0.00	mg/l
SSV lodo 2°	X SSVL		10,000.00	mg/l
SSV lodo	X SSVL	ec. 86	9,945.86	mg/l
Carga orgánica	C org		0.91	KgSSV/m ³ -d
Volumen	Vol	ec. 87	16,238.02	m ³
Tiempo de residencia	Θ _r	ec. 88	10.93	dfas
Profundidad	h		6.50	m
Bordo libre	h _b		0.50	m
Altura total	H _{tot}	ec. 93	7.00	m
CUATRO UNIDADES				
Area superficial	A	ec. 89	1,249.08	m ²
Ancho	a	ec. 91	27.94	m
Longitud	l	ec. 92	44.70	m

SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS

FLUJO	Q		62,502.96	m ³ /d
a	a		0.73	
a'	a'		0.52	
b	b		0.075	d/a ⁻¹
b'	b'		0.106	d/a ⁻¹
Constante de remoción	k		0.024	d/a ⁻¹
Relación F/M	F/M		0.60	
SST entrada	X _{SSTi}		119.43	mg/l
DBO entrada	X _{DBOi}		206.23	mg/l
SSV entrada	X _{vF}		392.00	mg/l
SSV en el reactor	X _{v,a}		3,000.00	mg/l
SSV de retorno	X _{v,u}		10,000.00	mg/l
Sólidos no biodegradables	S _n		10.00	mg/l
Nitrógeno amoniacal	N ₂		36.50	mg/l
Fósforo	P		21.40	mg/l
Alcalinidad	Alc		443.00	mg/l CaCO ₃
SST salida	X _{SSTe}		30.00	mg/l
DBO salida	X _{DBOe}		20.62	mg/l
FLOCULACION CONTROLA				
Recirculación	r	ec. 39	0.3610	
DBO mezcla	X _{DBOo}	ec. 40	157.00	mg/l
Tiempo residencia	θ _r	ec. 42	4.30	h
F/M corregida	F/M _c	ec. 43	0.30	
Volumen	Vol	ec. 44	15,212.41	m ³
Oxígeno requerido	O ₂	ec. 45	10,869.93	Kg/d
Incremento SSV	X _v	ec. 46	5,045.74	Kg/d
Purga de lodo	Q _L	ec. 47	2,954.70	m ³ /d
Flujo efluente	Q _e	ec. 48	59,548.26	m ³ /d
Remoción de DBO	R _{DBO}	ec. 49	8,523.58	Kg/d
Remoción de alcalinidad	R _{alc}	ec. 50	4,261.79	Kg/d
Alcalinidad disponible	Alc _D	ec. 51	27,688.81	Kg/d
Nitrógeno en lodo	N _{2L}	ec. 52	605.48	Kg/d
Remoción de Nitrógeno	R _{N2}	ec. 53	62.50	Kg/d
Remoción total de nitrógeno	R _{TOTN2}	ec. 54	668.00	Kg/d
Nitrógeno disponible	N _{2D}	ec. 55	2,281.36	Kg/d
Fósforo en lodo	P _L	ec. 56	100.91	Kg/d
Remoción de fósforo	R _P	ec. 57	31.25	Kg/d
Remoción total de fósforo	R _{TOTP}	ec. 58	132.16	Kg/d
Fósforo disponible	P _D	ec. 59	1,337.56	Kg/d
Flujo en el punto de mezcla	Q _o	ec. 60	85,067.52	m ³ /d
Flujo de recirculación	Q _r	ec. 61	59,548.27	m ³ /d

REACTOR DE LODOS ACTIVADOS DC-001 AB

Volumen	Vol	ec. 44	15,212.41	m ³
Profundidad	h		6.50	m
Bordo libre	h _b		0.50	m
Altura total	H _{tot}	ec. 66	7.00	m
DOS UNIDADES				
Area superficial	A	ec. 62	1,170.20	m ²
Diámetro	D	ec. 63	31.54	m
Tiempo de residencia	θ _r	ec. 43	4.30	h

TANQUE DE CLORACION FB-001 AD

FLUJO	Q	ec. 48	29,774.13	m ³ /d
Dosis de cloro	d _{Cl}		8.00	mg/l
Profundidad	h		2.00	m
Bordo libre	h _b		0.50	m
Altura total	H _{tot}	ec. 78	2.50	m
Tiempo de contacto	θ _{Cl}		30.00	min
DOS UNIDADES POR TREN				
Area transversal	A	ec. 75	129.31	m ²
Flujo de cloro	Q _{Cl}	ec. 73	119.10	Kg/d
Ancho	a	ec. 76	8.80	m
Largo	l	ec. 77	17.60	m

REJA DE LIMPIEZA MECANICA FD-001 AB

FLUJO	Q		31,259.00	m ³ /d
Vel. aprox.	V		0.80	m/s
Ancho	a		1.00	m
Bordo libre	h _b		0.30	m
Diámetro	D		0.01	m
Angulo de inclinación	θ _i		80.00	grados
Claro	c		0.06	m
Area hidráulica	A	ec. 1	0.45	m ²
Tirante hidráulico	h	ec. 2	0.45	m
Altura total	H _{tot}	ec. 3	0.75	m
Longitud	l	ec. 4	0.76	m
Número de barras	n _b	ec. 5	14	
Area húmeda	A _h	ec. 6	0.06	m ²
Vel. entre barras	V _b	ec. 7	0.93	m/s

REJA DE LIMPIEZA MANUAL FD-001/R

FLUJO	Q		31,259.00	m ³ /d
Vel. aprox.	V		0.46	m/s
Ancho	a		1.00	m
Bordo libre	h _b		0.30	m
Diámetro	D		0.01	m
Angulo de inclinación	θ _i		80.00	grados
Claro	c		0.06	m
Area hidráulica	A	ec. 1	0.79	m ²
Tirante hidráulico	h	ec. 2	0.79	m
Altura total	H _{tot}	ec. 3	1.09	m
Longitud	l	ec. 4	1.10	m
Número de barras	n _b	ec. 5	14	
Area húmeda	A _h	ec. 6	0.11	m ²
Vel. entre barras	V _b	ec. 7	0.53	m/s

FILTRO DE ARENA FD-002 AD

FLUJO	Q	ec. 48	29,794.57	m ³ /d
Vel. filtración	V _i		200.00	l/m ² -min
Altura del filtro	h		0.90	m
Altura para expansión	h _e		1.00	m
Bordo libre	h _b		0.50	m
Altura tina recolección	h _r		0.60	m
Altura total	H _{tot}	ec. 81	3.00	m
DOS FILTROS POR TREN				
Area de filtración	A	ec. 79	51.73	m ²
Lado	l	ec. 80	7.20	m

FILTRO DE BANDA PRESURIZADA FD-003 AH

FLUJO	Q	ec. 83	1,485.39	m ³ /d
Flujo de lodo deshidratado	Q _{LD}	ec. 97	3,906.87	Kg/h
Flujo agua filtrada	Q _a	ec. 98	58,603.14	Kg/h
Polielectrolito	P		262.5	Kg/d
Area de la banda	A _b		19.35	m ²

FOSA DE AGUA TRATADA FE-001 AB

Volumen	Vol	ec. 103	1,586.90	m ³
Profundidad	h		3.50	m
Bordo libre	h _b		0.50	m
Altura total	H _{tot}	ec. 106	4.00	m
DOS UNIDADES				
Area superficial	A	ec. 104	453.40	m ²
Lado	l	ec. 105	21.30	m

FOSA DE AGUA DE ENJUAGUE FE-002 AB

FLUJO ENJUAGUE/FILTRO	Q _{ej}	ec. 48	20.45	m ³ /h
Profundidad	h		3.50	m
Bordo libre	h _b		0.50	m
Altura total	H _{tot}	ec. 102	4.00	m
Tiempo de retención	Θ _r		15.00	min
DOS UNIDADES				
Volumen	Vol	ec. 99	35.10	m ³
Area superficial	A	ec. 100	10.03	m ²
Lado	l	ec. 101	3.20	m

SISTEMA DE AERACION LODOS ACTIVADOS SA-001 AH

Oxigeno requerido	O ₂	ec. 45	10,870.00	Kg/d
Requerimiento estándar	RSO	ec. 67	40,172.40	Kg/d

SISTEMA DE AERACION DIGESTOR AEROBIO SA-002 AH

Oxigeno requerido	O ₂		25,159.30	Kg/d
Requerimiento estándar	RSO	ec. 67	92,982.15	Kg/d

5.7 LISTA DE EQUIPO Y CARACTERISTICAS

SERVICIO	CLAVE	CARACTERISTICAS
Desarenador	BG-001 AB	$\Theta_r = 60$ s $H_{real} = 2.15$ m $l = 24.90$ m $a = 1.05$ m Material = concreto armado
Sedimentador 1°	BG-002 AB	$\Theta_r = 1.80$ h $H_{tot} = 3.50$ m $D = 31.54$ m Material = concreto armado
Sedimentador 2°	BG-003 AB	$\Theta_r = 1.80$ h $H_{tot} = 6.0$ m $D = 31.54$ m Material = acero al carbón
Digestor aerobio	BG-004 AD	$\Theta_r = 11$ días $H_{tot} = 7.0$ m $l = 44.70$ m $a = 27.95$ m Material = acero al carbón
Sedimentador de agua de retrolavado	BG-006	$\Theta_r = 1.0$ h $H_{tot} = 2.50$ m $D = 12.80$ m Material = concreto armado
Reactor de Lodos Activados	DC-001 AB	$\Theta_r = 4.30$ h $H_{tot} = 7.0$ m $D = 38.60$ m Material = acero al carbón
Tanque de cloración	FB-001 AB	$H_{tot} = 2.50$ m $l = 17.60$ m $a = 8.80$ m $\Theta_{Cl} = 30.00$ min Material = concreto armado

SERVICIO	CLAVE	CARACTERISTICAS
Reja de desbaste limpieza mecánica	FD-001 AB	$H_{tot} = 0.75 \text{ m}$ $l = 0.76 \text{ m}$ $a = 1.0 \text{ m}$ $\theta_i = 80^\circ$ Claro = 0.06 m Material = acero
Reja de desbaste limpieza manual	FD-001/R	$H_{tot} = 1.09 \text{ m}$ $l = 1.10 \text{ m}$ $a = 1.00 \text{ m}$ $\theta_i = 80^\circ$ Claro = 0.06 m Material = acero
Filtro de arena	FD-002 AD	$H_{tot} = 3.0 \text{ m}$ $l = 7.20 \text{ m}$ Material = concreto armado
Filtro de banda	FD-003 AH	$A_b = 19.35 \text{ m}^2$ Carga = $371.35 \text{ m}^3/\text{d}$ Material banda = poliester
Fosa de agua filtrada	FE-001 AB	$H_{tot} = 4.0 \text{ m}$ $l = 21.30 \text{ m}$ Material = concreto armado
Fosa de agua de enjuague	FE-002 AB	$H_{tot} = 4.0 \text{ m}$ $l = 3.20 \text{ m}$ Material = concreto armado
Bomba del sedimentador primario	GA-001 AB/R	Tipo = centrífuga Pot = 50 HP Flujo = 21,702.4 lpm $\Delta P = 0.2862 \text{ bar}$ Material = acero al carbón
Bomba de recirculación de LA	GA-002 AB/R	Tipo = centrífuga Pot = 20 HP Flujo = 15,669.8 lpm $\Delta P = 0.2925 \text{ bar}$ Material = acero al carbón

SERVICIO	CLAVE	CARACTERISTICAS
Bomba de agua desinfectada	GA-003 AB/R	Tipo = centrífuga Pot = 20 HP Flujo = 20,676.5 lpm $\Delta P = 0.2236$ bar Material = acero al carbón
Bomba de retrolavado del filtro de arena	GA-004 AB/R	Tipo = centrífuga Pot = 500 HP Flujo = 103,453.3 lpm $\Delta P = 1.3209$ bar Material = acero al carbón
Bomba de agua de enjuague	GA-005 AB/R	Tipo = centrífuga Pot = 1/2 HP Flujo = 340.6 lpm $\Delta P = 0.182$ bar Material = acero al carbón
Bomba de agua filtrada del filtro prensa	GA-006 AB/R	Tipo = centrífuga Pot = 1/2 HP Flujo = 340.6 lpm $\Delta P = 0.203$ bar Material = acero al carbón
Bomba dosificadora	GA-007 AB/R	Tipo = dosificadora Pot = 1/8 HP Flujo = 182.32 lpm $\Delta P = 0.0392$ bar Material = acero al carbón
Bomba de agua del sedimentador	GA-008 AB/R	Tipo = centrífuga Pot = 15 HP Flujo = 20,689.3 lpm $\Delta P = 0.1941$ bar Material = acero al carbón
Paquete cloración	PA-001 AB	Cap = 238.20 Kg/d $\Theta_r = 30$ min Dosificación = 8 mg/l Flujo agua = 29,774.13 m ³ /d

SERVICIO	CLAVE	CARACTERISTICAS
Paquete de polielectrolito	PA-002 AB	Cap = 262.54 Kg/d Dosis = 3.67 Kg/ton MS Material = fibra de vidrio
Sistema de aeración del reactor de LA	SA-001 AH	Tipo = chimenea sumergido Pot = 75 HP O ₂ req = 10,870 Kg/d Material impulsor = acero
Sistema de aeración del digestor aerobio	SA-002 AB	Tipo = chimenea sumergido Pot = 100 HP O ₂ req = 25,160 Kg/d Material impulsor = acero

5.8 CUADROS DE BALANCE DE MATERIA

CUADRO DE BALANCE DE MATERIA

CORRIENTE PARAMETRO	1	2	3	4	5	6
FLUJO (m ³ /d)	31,259	31,259	31,251.5	8.0	85,067.5	85,067.5
DBO (ppm)	314	307.7	206.2	394,740	157	20.6
DQO (ppm)	859	841.8	564.2	1,079,890	420.5	56.4
Sólidos suspendidos (ppm)	283	277.3	119.4	615,260	95.7	30
SSV (ppm)	392	392	392	0	2,940.5	3,000
Grasas y aceites (ppm)	27	27	26.5	2,099.1	23.9	16.7
Cloro (Kg/d)	--	--	--	--	--	--
Poliectrolito (Kg/d)	--	--	--	--	--	--
Presión	atm	atm	atm	atm	atm	atm
Densidad (g/cm ³)	1.0	1.0	1.0	1.04	1.0	1.0

CUADRO DE BALANCE DE MATERIA

(Continuación)

CORRIENTE PARAMETRO	7	8	9	10	11	12*
FLUJO (m ³ /d)	29,774.1	22,564.6	2,954.7	29,774.1	29,774.1	148,972.8
DBO (ppm)	20.6	20.6	20.6	18.6	16.7	4.4
DQO (ppm)	56.4	56.4	56.4	50.7	48.2	11.6
Sólidos suspendidos (ppm)	30	30	30	30	3	129.6
SSV (ppm)	0	10,000	10,000	0	0	0
Grasas y aceites (ppm)	16.7	16.7	16.7	3.3	3	1.6
Cloro (Kg/d)	--	--	--	--	--	--
Poliectrolito (Kg/d)	--	--	--	--	--	--
Presión	atm	atm	atm	atm	atm	atm
Densidad (g/cm ³)	1.0	1.04	1.04	1.0	1.0	1.0

CUADRO DE BALANCE DE MATERIA

(Continuación)

CORRIENTE PARAMETRO	13	14	15	16	17*	18
FLUJO (m ³ /d)	490.5	1,485.4	1,485.4	92.9	218.9	--
DBO (ppm)	19.6	2,157.6	1,294.5	20,712.5	--	--
DQO (ppm)	53.6	5,901.8	3,541.1	56,657.1	-	-
Sólidos suspendidos (ppm)	3	3,360.7	2,016.4	32,262.4	--	--
SSV (ppm)	0	9,945.9	5,967.5	5,983.5	--	--
Grasas y aceites (ppm)	3	27.9	16.8	268.2	-	-
Cloro (Kg/d)	--	--	--	--	--	-
Polielectrolito (Kg/d)	--	--	--	--	--	262.5
Presión	atm	atm	atm	atm	atm	atm
Densidad (g/cm ³)	1.0	1.04	1.04	1.8	--	1.1

CUADRO DE BALANCE DE MATERIA

(Continuación)

CORRIENTE PARAMETRO	◇19	◇20*	◇21*	◇	◇	◇
FLUJO (m ³ /d)	-	148,962.8	178,736.9			
DBO (ppm)	-	2.9	5.2			
DQO (ppm)	-	7.8	14.5			
Sólidos suspendidos (ppm)	-	59.6	50.2			
SSV (ppm)	-	0	0			
Grasas y aceites (ppm)	-	1.6	1.8			
Cloro (Kg/d)	238.2	-	-			
Polielectrolito (Kg/d)	-	-	-			
Presión	atm	atm	atm			
Densidad (g/cm ³)		1.0	1.0			

5.9 SERVICIOS AUXILIARES Y AGENTES QUIMICOS

De acuerdo con el diagrama de flujo de proceso de esta planta de tratamiento, no se requiere de servicios auxiliares (vapor o aire presurizado).

En cuanto a los agentes químicos necesarios para la buena operación del proceso, se requiere, para la sección de desinfección, cloro gaseoso. La dosis empleada será de 8 mg/l con un tiempo de contacto de 30 min para asegurar una concentración de cloro residual óptima. De esta manera, el consumo diario para el flujo de agua estimado (29,774 m³/d), será de 238.2 Kg/d.

Por otro lado, previo a la deshidratación del lodo digerido y con la finalidad de facilitar la floculación de las partículas sólidas y lograr mejores resultados en la deshidratación del lodo, se adiciona una dosis de polielectrolito catiónico de 3.64 Kg/ton de materia sólida. Así, para el flujo total de lodo digerido estimado de 1,485.39 kg/d, se requiere un suministro de polielectrolito de 262.54 Kg/d. La adición de este polielectrolito será en forma diluida con una concentración de la solución a dosificar de 0.5 %, la cual se preparará en el Paquete de Polielectrolito PA-002 AB.

CONCLUSIONES

Nuestra civilización perecerá a menos que el hombre regenere el medio ambiente a la misma velocidad con que su ciencia lo altera.

Carl Rogers

El problema ocasionado por la generación de aguas residuales es milenario y su estudio ha sido materia de numerosas investigaciones. A partir de éstas, se ha visto que los parámetros básicos para el diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales de origen municipal son muy parecidos y sobre esta base se han establecido criterios y parámetros de diseño típicos. De esta manera, se concluye que el empleo de valores bibliográficos típicos para el diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales urbanas es apropiado y bastante confiable.

No obstante, para el caso de las aguas de distinto origen (p.e. industrial), es fundamental contar con los resultados de las pruebas de tratabilidad, ya que la composición no es constante y por lo tanto es difícil establecer parámetros típicos.

Por otro lado, de acuerdo con la reglamentación vigente hasta ahora en cuanto a descargas de agua en cuerpos receptores, el sistema de tratamiento de Lodos Activados resultó ser el más viable para aplicar a efluentes domésticos pudiéndose obtener agua tratada con menor concentración de contaminantes que el establecido por la norma correspondiente.

Como consecuencia de la crisis económica mundial que se ha presentado, cualquier estudio tecnológico y de desarrollo carece de significado en tanto no se involucren aspectos económicos.

El presente trabajo no es la excepción, así pues, a continuación se presenta una lista del costo del equipo necesario para la operación de la planta por sección de tratamiento.

Las bases para determinar el costo del equipo fueron obtenidas del texto "Rapid System", Vol. 4 de Richardson.

BASES ECONOMICAS

Se considerarán tres turnos para lograr el factor de servicio indicado en las bases de diseño.

El personal requerido estará constituido por catorce personas con la siguiente distribución:

- 1 Jefe de Planta (15 salarios mínimos)
- 3 Jefes de Cuadrilla (10 salarios mínimos)
- 3 Empleados Especializados (5 salarios mínimos)
- 7 Empleados (3 salarios mínimos)

Los costos de mantenimiento se considerarán como el 3 % de la inversión total en equipo.

La depreciación del equipo será por un periodo de 10 años.

TRATAMIENTO PRELIMINAR

EQUIPO	COSTO N\$
Reja de desbaste de limpieza mecánica	552,087.21
Reja de desbaste de limpieza manual	57,112.47
Desarenador	380,749.80
TOTAL	989,949.48

TRATAMIENTO PRIMARIO

EQUIPO	COSTO N\$
Sedimentador primario	1,426,986.10
Bomba del sedimentador primario	353,366.69
TOTAL	1,780,352.79

TRATAMIENTO SECUNDARIO

EQUIPO	COSTO N\$
Reactor de Lodos Activados	3,824,867.20
Sedimentador secundario	6,062,856.20
Bomba de recirculación de LA	93,792.68
Sistema de aeración	5,193,427.30
TOTAL	25,174,943.38

TRATAMIENTO TERCARIO

EQUIPO	COSTO N\$
Tanque de cloración	1,878,078.50
Bomba de agua desinfectada	172,318.61
Filtro de arena	230,342.73
Sedimentador de agua de retrolavado	190,374.90
Fosa de agua filtrada	791,803.13
Bomba retrolavado filtro de arena	563,509.70
Bomba del sedimentador de retrolavado	11,422.50
TOTAL	3,967,461.46

TRATAMIENTO DE LODOS

EQUIPO	COSTO N\$
Digestor aerobio	19,068,163.00
Filtro de banda presurizada	3,062,511.30
Fosa de agua de enjuague	791,803.13
Sistema de aeración	3,895,070.50
Bomba de agua de enjuague	11,422.50
Bomba agua filtrada del filtro prensa	11,422.50
TOTAL	26,840,392.93

EQUIPOS AUXILIARES

EQUIPO	COSTO N\$
Paquete de Cloración	2,120,200.10
Paquete de Polielectrolito	268,296.93
Bomba Dosificadora	3,271.90
TOTAL	2,391,768.93

COSTO DE INVERSION	61,144,860.97
--------------------	---------------

Además de la inversión en equipos debe considerarse el costo de operación de la planta, que en este caso se resumen en:

CONCEPTO	N\$/AÑO
Energía eléctrica	3,655,550.41
Polielectrolito	528,007.32
Mano de obra	384,345.00
Mantenimiento	1,834,345.80
Cloro gaseoso	85,056.53
Depreciación (10 años)	6,114,486.97
COSTO DE OPERACION	12,601,792.03

Así, el costo unitario de agua tratada se obtiene del cociente entre el costo anual de operación y el volumen anual de agua a tratar (11,409,535 m³/año), resultando de:

N\$ 1.11/m³

Con base en este resultado, pudiera pensarse que la inversión requerida para el tratamiento de las aguas residuales de la Ciudad de Salamanca, es muy elevado.

Sin embargo, de acuerdo con los objetivos de este proyecto, los cuales están enfocados al beneficio social, no debe considerarse exclusivamente el aspecto del costo. El beneficio de las ventajas logradas al contar con este tipo de proyectos no puede evaluarse directamente desde el punto de vista económico, pues su mayor impacto se traducirá en una población aledaña más sana, así como cultivos agrícolas libres de gérmenes patógenos que pudieran diseminarse ocasionando graves daños.

BIBLIOGRAFIA

No hay libro tan malo que no tenga algo bueno.

Cervantes

1. Anaya Durand, A. y Gómez Noguera, O.,
Recordando Algunos Aspectos de Filtración,
IMIQ, julio-agosto 1992, pp. 12-13.
2. Azebedo y Acosta,
Manual de Hidráulica, Harla, México, 1976.
3. Barnes, D., Bliss J.P., Gould & Vallentine,
Waste and Wastewater Engineering, Pitman, Great
Britain, 1981.
4. Benefield, Larry D., Randall, Clifford, W.,
Biological Process Design for Wastewater Treatment
Prentice Hall, Inc., USA, 1980.
5. Blas, Sole Mañe.,
La dosificación de reactivos utilizados para la
desodorización del agua, Ingeniería Química,
1991, pp. 139-143.
6. Bolaños, F.,
El impacto biológico: problema ambiental
contemporáneo, Colección Posgrado 7, Dirección
General de Publicaciones, UNAM, México 1990.
7. Bowerman, F. R.,
Solid Waste Disposal, Chem. Eng., Apr. 27, 1970.
8. Crane,
Flujo de fluidos, McGraw-Hill, México, 1989.
9. Degremont, G.,
Manual técnico del agua, Pelletier, México, 1973.
10. Dahlstrom, D.,
Sludge Disposal, Chem. Eng., Oct. 14, 1968,
pp. 103-107.
11. Deskbook Issue,
Water Pollution Control, Chem. Eng., Jun. 21,
1971, pp. 65-75.

12. Diario Oficial de la Federación,
Reglamento para la Prevención y Control de la
Contaminación de Aguas, 29 de marzo de 1971.
13. Diario Oficial de la Federación,
Ley General del Equilibrio Ecológico y la
Protección al Ambiente, 28 de enero de 1988.
14. Diario Oficial de la Federación,
Norma Técnica Ecológica NTE-CCA-029/91, Norma
Técnica Ecológica NTE-CCA-031/91, 20 de septiembre
de 1991.
15. División de Educación Continua,
Tratamiento de aguas residuales municipales,
industriales y reusos, Fac. Ingeniería, UNAM,
1984.
16. Eckenfelder, W., Argaman, Y. & Mille, E.,
Process Selection Criteria for the Biological
Treatment of Industrial Wastewaters, Env. Prog.,
vol. 8, #1, 1989, pp. 40-45.
17. Eckenfelder, W. Jr., Patoczka, J. & Watkin, A.,
Wastewater Treatment, Chem. Eng., Sept. 2, 1985,
16. 60-74.
18. González, J., Rojas, A., et. al.
¿Cómo abordar el tratamiento de efluentes
petroquímicos?. Petróleo Internacional, Nov.,
1980, pp. 94-103.
19. Hammer, Mark J.,
Waste & Wastewater Technology, 2nd. Edition,
Academic Press Inc., New York, 1983.
20. Hernández, M.A.,
Depuración de Aguas Residuales, Colegio de
Ingeniería de Caminos, Canales y Puertos,
España, 1990, (Scinor #9).
21. Hilleboe, H. E.,
Manual de tratamiento de aguas negras, Limusa,
México, 1984.

22. INEGI, **Anuario estadístico del Estado de Guanajuato, edición 1990.**
23. INEGI, **Los municipios de Guanajuato, Colección Enciclopedia de los municipios de México, 1987.**
24. Instituto Mexicano del Petróleo, Ingeniería de Proyectos, **Manual de servicios auxiliares. Parte I, Tratamiento de aguas.**
25. Kano, G., T., y Muñoz, R. G., **Dimensionamiento y selección técnico-económica de procesos de tratamiento de aguas residuales: ejemplo de aplicación utilizando computadoras personales, Tesis, UNAM, 1991.**
26. Kaup., E. C., **Design Factors in Reverse Osmosis, Chem., Eng., Apr. 2, 1973, pp. 46-55.**
27. Kemmer, F., Mc Callion, J., Nalco Chemical Company, **Manual del agua. Su naturaleza, tratamiento y aplicaciones, McGraw-Hill, USA, 1982.**
28. Kenneth, B., **Industrial Wastewater & Solid Waste, Chem. Eng., Apr. 12, 1976.**
29. Lankford, P., Eckenfelder, W. Jr., Torrens, K., **Reducing Wastewater Toxicity, Chem. Eng., Nov. 3, 1988, pp 72-82**
30. López, Mercado V., **Prospectiva de la biotecnología en México, Conacyt, 1985.**
31. Mc Junkin, F. E., **Ultimate Disposal of Wastewaters and their Residuals,**

32. Metcalf & Eddy,
Tratamiento y depuración de aguas residuales,
Ed. Labor, España, 1977.
33. Murguía, E.,
Contaminación de aguas, UNAM, Fac. Ingeniería,
Depto. de Ingeniería Sanitaria, 1981.
34. Ramalho, R. S.,
Introduction to Wastewater Treatment Processes,
2nd. Edition, SI Version, John Wiley & Sons, USA,
1986.
35. Reynolds, T. D.,
Unit Operations and Processes in Environmental
Engineering, Brooks/Cole Engineering Division,
USA, 1982.
36. Sría. de Programación y Presupuesto,
Síntesis Geográfica de Guanajuato, México, 1980.
37. Subsecretaría de Mejoramiento del Ambiente,
Programa de acción y gestión contra la degradación
ambiental del Lago de Chapala, Jalisco, Oct.,
1981.
38. Tamayo, J. L.,
Hidrología de la República Mexicana, Instituto
Panamericano de Geografía e Historia, México,
1978.
39. Thomson, S.J.,
How to Design Activated Sludge Units, HP, Ag.
1975, pp. 99-103
40. Vesilind, P. A., Hartman, G. C., Skene, E. T.,
Sludge Management and Disposal for the Practical
Engineer, Lewis Publisher Inc., USA, 1986.
41. Winkler, M.,
Tratamiento biológico de aguas de desecho, Limusa,
México, 1986.