

01177 

**DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO
FACULTAD DE INGENIERIA**

**EVALUACION DE LA DIGESTION AEROBIA PARA LA
ESTABILIZACION DE LOS LODOS DE EXCESO DE LA
PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES
DE CIUDAD UNIVERSITARIA**

ALBERTO LOPEZ LOPEZ

TESIS

**PRESENTADA A LA DIVISION DE ESTUDIOS
DE POSGRADO DE LA
FACULTAD DE INGENIERIA
DE LA
UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO**

**COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN INGENIERIA
(AMBIENTAL)**

**DIRECTOR
DR. PEDRO MARTINEZ PEREDA**

CIUDAD UNIVERSITARIA

1997

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**



Universidad Nacional
Autónoma de México



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 esta 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.

... A MIS PADRES:

PEDRO LOPEZ CRUZ y QUIRINA LOPEZ MORALES
Por darme las riquezas más grandes que los padres pueden
heredar para sus hijos, principios y educación.

A MIS HERMANOS

Por su apoyo y comprensión.

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Pedro Martínez Pereda, por sus consejos y comentarios técnicos muy acertados, para el desarrollo y culminación de la presente tesis.

Al honorable jurado, formado por los sinodales:

***Dra. Georgina Fernández Villagomez
M. en C. Constantino Gutiérrez Palacios
M. en I. Ana Elisa Silva Martínez
M. en I. José Luis Torrescano España***

por su supervisión, comentarios y aportaciones a este trabajo de tesis.

Al Instituto Mexicano del Petróleo (IMP), Área de Catálisis y Petroquímica Ambiental, en particular al M. en C. Heladio Ramírez, por los análisis de absorción atómica.

Al CONACYT por su apoyo económico.

A todas aquellas personas que con su colaboración hicieron posible esta tesis.

Gracias

ÍNDICE

	Página
Índice	iv
Lista de tablas	vii
Lista de figuras	ix
Lista de gráficas	x
Nomenclatura	xi
CAPITULO I. INTRODUCCIÓN	
1.1 Objetivos	3
1.2 Alcances	3
CAPITULO II. PROBLEMÁTICA DE LA GESTIÓN DE LODOS	
2.1 Potencial de generación de lodos	4
2.2 Marco legal	6
2.3 Impacto al ambiente e implicaciones sanitarias	8
2.4 Aspectos técnicos	11
2.5 Aspectos económicos	11
CAPITULO III. RECAPITULACIÓN Y ANÁLISIS DE LA LITERATURA SOBRE LA GESTIÓN DE LODOS	
3.1 Características y producción de lodos	12
3.1.1 Sólidos del pretratamiento	13
3.1.2 Lodos primarios	13
3.1.3 Lodos secundarios	15
3.1.4 Lodos químicos	17
3.2 Recopilación de los fundamentos de la metodología para el tratamiento de lodos.	19
3.2.1 Espesamiento	19
3.2.2 Estabilización	23
3.2.3 Desinfección	24
3.2.4 Acondicionamiento	25
3.2.5 Deshidratación	27
3.2.6 Secado y combustión	30
3.2.7 Disposición final	31
CAPITULO IV. MÉTODOS DE ESTABILIZACIÓN DE LODOS	
4.1 Definición de estabilización	35
4.2 Indicadores de estabilidad	36
4.3 Digestión aerobia	38

4.3.1 Descripción del proceso	38
4.3.2 Fundamentos bioquímicos del proceso	39
4.3.3 Digestión aerobia convencional	39
4.3.4 Factores que influyen en la digestión aerobia	40
4.3.4.1 Temperatura de operación	41
4.3.4.2 Requerimientos de oxígeno y de mezclado	41
4.3.4.3 Concentración inicial de sólidos en el lodo	42
4.3.4.4 Tiempo de retención celular	42
4.3.4.5 pH	43
4.3.4.6 Tipo de lodo	44
4.3.5 Principios para la selección de equipo	44
4.3.6 Operación y mantenimiento	46
4.4 Digestión anaerobia	47
4.4.1 Principios microbiológicos que rigen el proceso	47
4.4.2 Tipos de digestión anaerobia	48
4.4.3 Factores que influyen en la digestión anaerobia	49
4.4.4 Inhibidores tóxicos	51
4.4.5 Principios para la selección de equipo	52
4.4.6 Operación y mantenimiento	52
4.5 Estabilización química	54
4.5.1 Principio del proceso	54
4.5.2 Dosis de reactivo	54
4.5.3 Implicaciones del proceso	55
4.6 Características comparativas	55

CAPITULO V. DESCRIPCIÓN DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE CIUDAD UNIVERSITARIA

5.1 Características de diseño	58
5.2 Descripción de la operación de la planta	61
5.2.1 Características del influente	62
5.2.2 Descripción de la operación de los sistemas de tratamiento	63
5.2.3 Cuantificación de los lodos de exceso	67

CAPITULO VI. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

6.1 Sistema experimental	70
6.1.1 Descripción del diseño del sistema de digestión	72
6.1.2 Funcionamiento del sistema	72
6.1.3 Dispositivos de aireación y calentamiento	74
6.2 Modelo experimental	74
6.3 Pruebas preliminares	77
6.3.1 Desarrollo de las pruebas preliminares	78
6.4 Pruebas definitivas	83

6.4.1	Parámetros y frecuencia de análisis durante el tiempo de digestión	83
6.4.2	Muestreo de lodos	84
6.4.3	Tratamiento y caracterización de las muestras	85
6.4.4	Inicio de operación	86
6.4.5	Desarrollo experimental	87

CAPITULO VII. RESULTADOS EXPERIMENTALES

7.1	Presentación de los resultados obtenidos	90
7.2	Análisis y discusión de los resultados	105
7.2.1	Efecto de la concentración de sólidos totales en el lodo	105
7.2.2	Efecto de la temperatura	106
7.2.3	Efecto del pH	108
7.2.4	Evaluación de la estabilidad del lodo	108
7.3	Aplicación de los datos experimentales para el prediseño del sistema de digestión aerobia de lodos	114

CAPITULO VIII. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

8.1	Conclusiones	120
8.2	Recomendaciones	121

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

	Referencias bibliográficas por orden alfabético	124
--	---	-----

LISTA DE TABLAS

- **Tabla 2.1** Inventario nacional de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, Junio 1997.
- **Tabla 2.2** Organismos patógenos en la red de alcantarillado y en los sólidos del lodo
- **Tabla 2.3** Valor medio de microorganismos encontrados en las diferentes etapas del tratamiento de aguas y lodos.
- **Tabla 2.4** Concentración de metales en el suelo agua subterránea.
- **Tabla 3.1** Comparación de la propiedades fisicoquímicas de los lodos primarios de Estados Unidos y México.
- **Tabla 3.2** Comparación de la propiedades fisicoquímicas de los lodos secundarios de Estados Unidos y México.
- **Tabla 3.3** Producción total de lodos en las plantas que operan con sistemas de películas fijas.
- **Tabla 4.1** Parámetros de diseño para sistemas de digestión aerobia.
- **Tabla 4.2** Monitoreo sugerido en el proceso de digestión aerobia.
- **Tabla 4.3** Tiempo de retención celular recomendado para digestores de alta tasa a diferentes temperaturas.
- **Tabla 4.4** Producción específica de gas para diferentes compuestos presentes en el lodo.
- **Tabla 4.5** Concentración de sustancias que inhiben el proceso de digestión anaerobia.
- **Tabla 4.6** requerimiento de cal para alcanzar un valor de pH de 12 y mantenerlo durante 30 min.
- **Tabla 4.7** Características comparativas de los tres principales métodos de estabilización.
- **Tabla 5.1** Valores mensuales promedio de las características del influente de la PT-CU.
- **Tabla 5.2** Valores mensuales promedio de los parámetros de operación del sistema de lodos activados.
- **Tabla 5.3** Valores mensuales promedio de los parámetros de operación del sistema de biodiscos.
- **Tabla 5.4** Valores mensuales promedio de los parámetros de operación del sistema de biofiltro.
- **Tabla 5.5** Cuantificación promedio mensual de lodos de exceso en el biológico de lodos activados.
- **Tabla 5.6** Cuantificación promedio mensual de lodos de exceso en el biológico de biodiscos.
- **Tabla 5.7** Cuantificación promedio mensual de lodos de exceso en el biológico de biofiltro.
- **Tabla 5.8** Cuantificación total de lodos de exceso en la PT-CU, 1996.
- **Tabla 6.1a** Características de los lodos biológicos de la planta de tratamiento "Cerro de la Estrella" antes y después de la digestión.

- **Tabla 6.1b** Características de los lodos biológicos de la planta de tratamiento de "Ciudad Universitaria" antes y después de la digestión.
- **Tabla 6.2a** Reducción de SSV y TC-O₂ en función del tiempo de aireación de los lodos de la PT-CE.
- **Tabla 6.2b** Reducción de SSV y TC-O₂ en función del tiempo de aireación de los lodos de la PT-CU.
- **Tabla 6.3** Condiciones experimentales de las pruebas definitivas.
- **Tabla 6.4** Procedimientos analíticos utilizados en la caracterización de lodos.
- **Tabla 6.5** Caracterización de las muestras de lodo crudo de la PT-CU.
- **Tabla 6.6** Contaminantes químicos inorgánicos en las muestras de lodo de PT-CU
- **Tabla 7.1** Reducción de SSV y TC-O₂ en función del tiempo de aireación del experimento 1.
- **Tabla 7.2** Reducción de SSV y TC-O₂ en función del tiempo de aireación del experimento 2.
- **Tabla 7.3** Reducción de SSV y TC-O₂ en función del tiempo de aireación del experimento 3.
- **Tabla 7.4** Reducción de SSV y TC-O₂ en función del tiempo de aireación del experimento 4.
- **Tabla 7.5** Reducción de SSV y TC-O₂ en función del tiempo de aireación del experimento 5.
- **Tabla 7.6** Reducción de SSV y TC-O₂ en función del tiempo de aireación del experimento 6.
- **Tabla 7.7** Comparación de los valores de K_d obtenidas experimentalmente con las reportadas en la literatura, en función de la concentración de sólidos totales.
- **Tabla 7.8** Valores de K_d obtenidos experimentalmente.
- **Tabla 7.9** Características de los lodos de la PT-CU antes y después de la digestión, experimento 1.
- **Tabla 7.10** Características de los lodos de la PT-CU antes y después de la digestión, experimento 2.
- **Tabla 7.11** Características de los lodos de la PT-CU antes y después de la digestión, experimento 3.
- **Tabla 7.12** Características de los lodos de la PT-CU antes y después de la digestión, experimento 4.
- **Tabla 7.13** Características de los lodos de la PT-CU antes y después de la digestión, experimento 5.
- **Tabla 7.14** Características de los lodos de la PT-CU antes y después de la digestión, experimento 6.
- **Tabla 7.15** Valores de M₀, M_n, y % de SSV degradables.
- **Tabla 7.16** Valores de SSV degradables en el efluente y SSV totales en el efluente
- **Tabla 7.17** Valores para los parámetros de diseño de reactores continuos.
- **Tabla 7.18** Valores para los parámetros de diseño de reactores discontinuos.

LISTA DE FIGURAS

- **Figura 3.1** representación esquemática de sólidos y lodos generados en las diferentes etapas del tratamiento de agua residual..
- **Figura 3.2** Alternativas para el tratamiento y disposición final de lodos.
- **Figura 3.3** reducción de volumen con el espesamiento.
- **Figura 3.4** Perfil de concentración de lodos en un espesador por gravedad.
- **Figura 3.5** Espesamiento con lodos por flotación con aire disuelto.
- **Figura 3.6** Centrifugas empleadas para el espesamiento de lodos, a) centrifugas de discos, b) centrifugas de tazón.
- **Figura 3.7** Corte de un lecho de secado.
- **Figura 3.8** Filtro prensa de marco y placas.
- **Figura 3.9** Esquema de un filtro banda para deshidratación de lodos
- **Figura 4.1** Estabilización aerobia de lodos.
- **Figura 4.2** Relación entre K_d y T , según Arrhenius.
- **Figura 4.3** Reducción de sólidos volátiles en un proceso de digestión aerobia convencional como función del producto entre la temperatura y la edad del lodo.
- **Figura 4.4** Cinética de degradación de sólidos volátiles, a) lodos primarios b) lodos secundarios.
- **Figura 4.5** Esquema general del proceso de digestión anaerobia.
- **Figura 4.6** Esquema general de un sistema de digestión anaerobia.
- **Figura 5.1** Planta de tratamiento de aguas residuales de Ciudad Universitaria.
- **Figura 6.1** Sistema de laboratorio para digestión aerobia y equipo complementario utilizado durante el desarrollo experimental.
- **Figura 6.2** Dimensiones de las celdas y características del sistema de aireación utilizados en el desarrollo experimental.

LISTA DE GRÁFICAS

- **Gráfica 6.1** SSV degradables en función del tiempo de aireación.
- **Gráfica 6.2a** Cinética de degradación de los SSV en los lodos de la PT-CE.
- **Gráfica 6.2b** Cinética de degradación de los SSV en los lodos de la PT-CU.
- **Gráfica 6.3a** Variación del pH en los lodos de exceso de la PT-CE durante el periodo de aireación.
- **Gráfica 6.3b** Variación del pH en los lodos de exceso de la PT-CU durante el periodo de aireación.
- **Gráfica 7.1** Cinética de degradación de los SSV en el experimento 1.
- **Gráfica 7.2** Cinética de degradación de los SSV en el experimento 2.
- **Gráfica 7.3** Cinética de degradación de los SSV en el experimento 3.
- **Gráfica 7.4** Cinética de degradación de los SSV en el experimento 4.
- **Gráfica 7.5** Cinética de degradación de los SSV en el experimento 5.
- **Gráfica 7.6** Cinética de degradación de los SSV en el experimento 6.
- **Gráfica 7.7** SSV degradables en función del tiempo de aireación del experimento 1
- **Gráfica 7.8** SSV degradables en función del tiempo de aireación del experimento 2
- **Gráfica 7.9** SSV degradables en función del tiempo de aireación del experimento 3.
- **Gráfica 7.10** SSV degradables en función del tiempo de aireación del experimento 4
- **Gráfica 7.11** SSV degradables en función del tiempo de aireación del experimento 5
- **Gráfica 7.12** SSV degradables en función del tiempo de aireación del experimento 6
- **Gráfica 7.13** Variación del pH durante el periodo de aireación del experimento 1
- **Gráfica 7.14** Variación del pH durante el periodo de aireación del experimento 2
- **Gráfica 7.15** Variación del pH durante el periodo de aireación del experimento 3
- **Gráfica 7.16** Variación del pH durante el periodo de aireación del experimento 4
- **Gráfica 7.17** Variación del pH durante el periodo de aireación del experimento 5
- **Gráfica 7.18** Variación del pH durante el periodo de aireación del experimento 6
- **Gráfica 7.19** Comparación de las K_d experimentales con las obtenidas por la ecuación modificada de Arrhenius.

NOMENCLATURA

CFR	Code Federal of Regulations
DEPFI	División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DQO	Demanda Química de Oxígeno
DDF	Departamento del Distrito Federal
e	Efluente
EPA	Environmental Protection Agency
IMP	Instituto Mexicano del Petróleo
i	influyente
IVL	Índice Volumétrico de Lodo
K_d	Coefficiente de degradación de primer orden
K_1, K_2	Coefficientes de reacción a temperatura T_1 y T_2
LGEEPA	Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente
m	Pendiente de la línea
M_d	Concentración de sólidos degradables en el lodo
M_e	Concentración de SSV en el lodo del efluente
M_o	Concentración de SSV en el lodo del influente
NMP	Número Más Probable
NOM	Norma Oficial Mexicana
NTK	Nitrógeno Total Kjeldahl
OD	Oxígeno Disuelto
PCB's	Compuestos Bifenilos Policlorados
PT-CE	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "Cerro de la Estrella"
PT-CU	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de "Ciudad Universitaria"
Q_o	Caudal de entrada
ST	Sólidos Totales
SV	Sólidos Volátiles
SST	Sólidos Suspendedos Totales
SSV	Sólidos Suspendedos Volátiles
TC-O ₂	Tasa de Consumo de Oxígeno
SF	Sólidos Fijos
t	Tiempo
T	Temperatura
TLAP	Total de Lodo Activado Producido
TRC	Tiempo de Retención Celular
UPF	Unidades de Plaquetas Formadas
V	Volumen
θ	Coefficiente termal

CAPITULO I INTRODUCCION

Dentro de los graves problemas que afrontan los países en vías de desarrollo es, el crecimiento acelerado en demanda de bienes y servicios frente a la falta de recursos económicos, técnicos y humanos. En la última década, en México se ha hecho cada vez más necesario atender los problemas ambientales ocasionados principalmente por la falta de programas de desarrollo urbano donde se contemplen el crecimiento ordenado de la industria y de la población. Estas últimas han propiciado la demanda excesiva de recursos hídricos entre otros y la generación de residuos, muchos de ellos peligrosos para el medio.

La necesidad creciente de proteger el ambiente cada vez más deteriorado por las actividades del hombre en el afán de satisfacer sus necesidades, ha llevado a las autoridades a implementar programas de protección ambiental y emitir leyes y normas que regulen el equilibrio ecológico, así como apoyar la formación de recursos humanos especializados en el área.

Bajo este mismo contexto, el tratamiento de las aguas residuales se ha hecho una necesidad para poder satisfacer las necesidades de la industria y la población ante la inminente escasez de agua superficial y subterránea; de esta última, lo demuestran los grandes abatimientos de niveles que en los últimos años han tenido los acuíferos del Valle de México y la contaminación de los mismos, lo que hace más grave el problema; cabe señalar que en décadas pasadas la construcción de plantas de tratamiento de aguas residuales tenían como objetivo primordial la limpieza del recurso hídrico, sin considerar el manejo y tratamiento que debían tener los lodos generados en las diferentes etapas del tratamiento del agua para su disposición final.

Siguiendo este mismo marco, surge la necesidad de dar tratamiento al agua residual, así como el manejo adecuado de los lodos para poderlos disponer de tal manera que el impacto al ambiente sea lo menos posible. Lo anterior nos hace crear toda una corriente en pro del ambiente implementando técnicas y métodos que se adecuen a las necesidades y recursos propios de nuestro país, sin dejar de lado los principios universales en los que se fundamenta la ingeniería y en general cualquier disciplina.

Las plantas de tratamiento de agua residual que operan en México, tienen como práctica común la descarga de lodos sin previo tratamiento a los sistemas de alcantarillado municipal y finalmente a otros cuerpos mayores de agua. Esta situación ha generado condiciones ambientales peligrosas, además de violar la legislación vigente en materia de prevención y control de la contaminación.

importante. Es precisamente en esta etapa donde se lleva a cabo la reducción de las características que hacen al lodo un residuo peligroso y por consiguiente donde se reduce el riesgo ambiental. Por otra parte, la estabilización ayuda hacer que el lodo sea más fácil de manejar en las etapas siguientes, las cuales dependerán de sus características fisicoquímicas, así como del sistema tipo de disposición final que va a aplicarse.

El presente trabajo de investigación, contiene en el Capítulo II, la problemática y justificación del tratamiento de lodos que se generan en las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales en México, bajo el contexto de: potencial de generación, marco legal, impacto ambiental y aspectos técnicos y económicos. En el capítulo siguiente, se retoman los tres principales métodos de estabilización de lodos, haciendo un análisis comparativo de sus características de proceso y parámetros de operación. En el Capítulo IV, se hace una descripción general de las características de diseño y operación de la planta de tratamiento de aguas residuales de Ciudad Universitaria; además se cuantifican los lodos generados, con base a las características de calidad de agua que llega a la planta. En Capítulo V, se presenta equipo, materiales, condiciones de operación; así como, la metodología que se siguió para desarrollar el presente trabajo de investigación. Como siguiente capítulo se presenta de forma tabular y gráfica, los resultados obtenidos durante el desarrollo experimental. En el Capítulo VII se hace una discusión de los resultados obtenidos, con base en los factores que determinaron el proceso de digestión aerobia en las diferentes corridas experimentales tales como: concentración inicial de sólidos en el lodo, pH, temperatura; además, se hace una evaluación final de la estabilidad del lodo, analizando sus características fisicoquímicas antes y después del periodo de digestión. En este mismo capítulo, se presenta la aplicación de los resultados experimentales para determinar las características básicas de prediseño del sistema de digestión aerobia para la planta de tratamiento de Ciudad Universitaria. Como capítulo final, se presenta las conclusiones y recomendaciones del presente trabajo de investigación.

1.1 Objetivos

1o. Evaluar la digestión aerobia a nivel laboratorio para la estabilización de los lodos de exceso de la planta de tratamiento de aguas residuales de Ciudad Universitaria para su aprovechamiento y/o disposición adecuada. 2o. Establecer los parámetros básicos para el prediseño del sistema de digestión aerobia y 3o. La investigación pretende además, resaltar las ventajas y desventajas de este proceso para aplicarse a los lodos que se generan del tratamiento las aguas residuales domésticas y de laboratorio que llegan a la planta.

1.2 Alcances

Para lograr el objetivo se establecen las siguientes metas en la investigación:

- Plantear la problemática y justificar el tratamiento de los lodos que se generan en las plantas de tratamiento de agua residual municipal en México, como parte integral en el diseño y construcción de las plantas de tratamiento de agua residual.
- Realizar un análisis comparativo de los diferentes métodos de estabilización de lodos, destacando las ventajas y desventajas que presenta cada método en función de su aplicabilidad a la solución de problemas reales.
- Realizar una serie de experimentos de digestión aerobia a nivel laboratorio, a diferente temperatura y concentración inicial de sólidos totales, utilizando los lodos de exceso de la Planta de Tratamiento de Ciudad Universitaria.
- Evaluar la cinética de degradación, monitoreando sólidos suspendidos volátiles y tasa de consumo de oxígeno en función del tiempo de aireación.
- Obtener las constantes de degradación para cada uno de los experimentos.
- Evaluar la estabilidad de los lodos, por medio de una caracterización antes y después del periodo de aireación.
- Aplicar los resultados experimentales, para establecer los parámetros básicos y características de prediseño del sistema de estabilización aerobia, para los lodos de exceso de la planta de tratamiento de aguas residuales de Ciudad Universitaria.

CAPITULO II PROBLEMATICA DE LA GESTION DE LODOS

Los crecientes volúmenes de aguas residuales originados por el acelerado crecimiento de la población y del sector industrial, así como la reglamentación de la calidad de las descargas de aguas residuales al ambiente, han obligado a instalar cada vez más plantas para el tratamiento de aguas residuales, las cuales se han construido bajo las necesidades y recursos que privan al país. Lo anterior lo demuestran las acciones y programas de saneamiento de la cuenca Lerma-Chapala por ejemplo, y en diferentes municipios; así como, la rehabilitación de diferentes ríos y fuentes de abastecimiento de agua.

El tratamiento de lodos en nuestro país ha sido prácticamente inexistente. Esto, necesariamente se traduce en muy poca experiencia por parte de los planeadores y diseñadores de plantas de tratamiento de agua residual.

2.1 Potencial de generación de lodos

En el año de 1988 sólo se contaba con 223 Plantas de Tratamiento de agua Residual Municipal (PTARM), las cuales trataban $14 \text{ m}^3/\text{s}$, 14 % del total de agua residual generada por la población nacional. Para Junio de 1997 se habían contabilizado 808 PTARM con una capacidad instalada de $54.98 \text{ m}^3/\text{s}$, de las cuales sólo 615 se encontraban en operación, tratando un caudal de $35.34 \text{ m}^3/\text{s}$. Estas últimas plantas alcanzaban a remover 764 Ton DBO/día. En la tabla 2.1 se presenta el inventario de las PTARM hasta junio de 1997. Para esta fecha, se tenían 105 y 257 PTARM en proceso de construcción y proyecto respectivamente, que en conjunto tratarán un caudal de $96.73 \text{ m}^3/\text{s}$ de agua residual, (CNA, 1997)

Rehabilitando y mejorando la eficiencia de las plantas que no operan, o que operan con deficiencias y con las 362 nuevas plantas, se tendrá a corto plazo una capacidad de tratamiento superior a $132 \text{ m}^3/\text{s}$, lo que representará el saneamiento del 75 % del caudal total de aguas residuales generadas por las poblaciones estimado en $160 \text{ m}^3/\text{s}$.

Cabe recalcar que el tratamiento de las aguas residuales producen invariablemente desechos secundarios como producto del tratamiento, los cuales deben ser tratados y dispuestos de manera adecuada. Sin duda, el residuo de mayor volumen y cuyo tratamiento y disposición es más complejo, lo constituye los sólidos sedimentables y biológicos de exceso en suspensión que se generan durante las diferentes etapas del tratamiento del agua residual y son conocidos comúnmente como **lodos**.

Tabla 2.1 Inventario Nacional de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales, Junio de 1997				
Estado	No. de plantas construidas	Capacidad instalada, (lps)	No. de plantas operando	Gasto tratado (lps)
Aguascalientes	94	2462.00	79	1968.10
Baja California	10	2495.00	10	2755.00
Baja California Sur	18	1028.40	17	586.80
Campeche	11	123.36	11	36.61
Coahuila	13	912.50	7	675.00
Colima	23	487.00	16	304.20
Chiapas	6	108.72	0	0.00
Chihuahua	18	1404.00	18	642.20
Distrito Federal	24	5978.00	22	3379.00
Durango	43	2704.40	39	2047.00
Guanajuato	9	1665.00	2	790.00
Guerrero	13	1829.00	13	1443.00
Hidalgo	5	148.36	1	14.88
Jalisco	69	3222.98	51	1726.01
Estado de México	17	2580.00	17	1225.00
Michoacán	13	1224.00	10	531.00
Morelos	30	1314.90	20	810.00
Nayarit	48	1806.80	32	986.70
Nuevo León	28	8821.00	27	6002.00
Oaxaca	22	755.74	17	313.10
Puebla	11	339.40	8	173.90
Querétaro	13	834.20	12	298.20
Quintana Roo	14	1188.00	12	790.91
San Luis Potosí	12	423.00	4	265.00
Sinaloa	15	1031.00	10	1030.00
Sonora	64	2394.70	46	1432.70
Tabasco	23	1068.20	19	843.50
Tamaulipas	14	2148.00	11	1719.00
Tlaxcala	33	878.80	23	679.22
Veracruz	61	3331.00	43	1694.00
Yucatán	8	29.3	8	14.50
Zacatecas	26	247.00	10	164.00
NACIONAL	808	54983.76	615	35340.63

FUENTE: CNA, Gerencia de saneamiento y calidad del agua, 1997

En general, si se considera que durante el tratamiento de agua residual municipal se generan un promedio de 0.25 kg de sólidos secos por cada m³ de agua tratada, (Metcalf y Eddy 1996). Para el año de 1994 cuando el número de plantas de tratamiento de agua residual con sistema de tratamiento para lodos era mínimo, el potencial de generación diaria de lodos se estimó en 764.0 ton/día. La mayor parte de los lodos tenían una disposición final inadecuada; la práctica común era la descarga al drenaje municipal y una pequeña se disponía en el suelo sin el menor sentido del mejoramiento de los mismos, o bien eran llevados juntos con los residuos a los tiraderos municipales. Sólo una fracción mínima se disponía en forma adecuada.

Siguiendo la estimación de producción de lodos se espera que para cuando se concluyan las obras y proyectos en proceso de construcción de las aproximadamente 362 plantas de tratamiento de agua residual, más las 808 existentes hasta 1997, se estima que la generación de lodos se elevara a 2,853 ton/día de lodo. Esta cuantificación es con base en los sólidos secos; por lo tanto, si se considera que el lodo presenta una concentración de 1% de sólidos totales, el volumen correspondiente a manejar será de 285,300 m³/día.

Es claro que una parte de estos lodos (los generados en las plantas más recientes) recibirá algún tipo de tratamiento, pero es necesario establecer técnicas o métodos de aprovechamiento o disposición final de los mismos. Por lo que se refiere al lodo que no recibe tratamiento, ya sea porque la planta no cuenta con sistema de tratamiento, o bien si cuenta, éste no funciona, será necesario implementar propuestas de tratamientos y disposición para cada uno de los casos en particular.

En conclusión, la gran cantidad de lodos generados en las plantas de tratamiento de aguas residuales, justifica estudios de investigación como el presente, con el fin de conocer de primera mano técnicas de tratamiento y aprovechamiento de los lodos. Estas técnicas deben ser parte integral del diseño y construcción de cualquier planta de tratamiento de agua residual, pues no se puede hablar de saneamiento integral o de protección ambiental cuando los contaminantes extraídos del agua residual y concentrados en los lodos se descargan al ambiente sin el tratamiento adecuado.

2.2 Marco legal

Varios factores han contribuido al escaso desarrollo de sistemas integrales para el tratamiento y disposición de lodos. Entre ellos se encuentra la falta de una normatividad adecuada para su descarga y disposición al ambiente, así como para la evaluación de métodos adecuados de tratamiento que garanticen el mínimo riesgo al ambiente y que sean económicamente atractivos. Por otro lado, la escasa experiencia en el país al respecto, y los pocos recursos económicos destinados al tratamiento de agua residual, han limitado seriamente el tratamiento integral agua-lodos.

Con respecto a la reglamentación, en México es escasa y no específica respecto al tratamiento y características que deben reunir los lodos de las plantas depuradoras de agua residual para su aprovechamiento o, en todo caso, para su disposición al medio.

Es claro que, La Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA) en su Capítulo I artículos 1o, 5o y 7o. establece las disposiciones para la preservación y restauración del equilibrio ecológico,

formulación de políticas ambientales, así como la regulación de obras y servicios que de algún modo provocan un impacto adverso al ambiente. En el Capítulo III Artículos 134o. y 136o. de la LGEEPA establece criterios para prevención y control de la contaminación del suelo.

Por otro lado, en la LGEEPA se prevé la necesidad de regular las actividades relacionadas con residuos peligrosos y deja claro que es el gobierno federal al que le corresponde por conducto de la SEMARNAP, evaluar el impacto al ambiente ocasionado por las instalaciones de tratamiento, confinamiento y eliminación de residuos peligrosos (Diario Oficial 1996 a). Además la LGEEPA define a un residuo peligroso como todo aquel residuo en cualquier estado físico que por sus características corrosivas, tóxicas, venenosas, reactivos, inflamables explosivos, biológicas infecciosas o irritantes representen un peligro para el equilibrio ecológico (Diario oficial 1996 b). Dentro de las atribuciones que se le confiere a la secretaría es la de determinar y publicar el listado de aquellos materiales que se consideren peligrosos; así como las normas técnicas para su manejo.

En respuesta a lo anterior, la Secretaría expidió un reglamento en materia de residuos peligrosos (Diario oficial 1996 c) y siete Normas Oficiales Mexicanas respecto a la contaminación ambiental por residuos peligrosos, (Diario oficial 1993 d). En la primera de estas normas (NOM CRT -001/1993 actualmente NOM 052 ECOL/1993) Anexo 3, Tabla 2, Clasificación de Residuos por Fuente no Específica, se encuentra un listado de residuos peligrosos en la cual se menciona por primera vez a los "lodos de desecho del tratamiento biológico de aguas residuales que contengan cualquier sustancia tóxica al ambiente en concentraciones mayores a los límites señalados en la presente norma".

Por su parte, el reglamento en materia de residuos peligrosos establece entre otras cosas, que corresponde al generador de residuos determinar si éstos son peligrosos o no, en caso afirmativo, en cuyo caso deberán manejarlos y tratados si es necesario, de acuerdo a normas que para el efecto se expidan (Diario oficial 1996 e).

En resumen, con base en la legislación actual, los lodos provenientes de la oxidación biológica del agua residual, se pueden considerar potencialmente un residuo peligroso. Sin embargo cabe hacer la observación que la reglamentación al respecto es limitada y no muy clara, ya que no hace referencia específica a la gestión de lodos de plantas de tratamiento de agua residual municipal, aunque es evidente el riesgo de los lodos cuando la concentración en metales pesados y otros compuestos tóxicos es alta, así como por la gran variedad de organismos patógenos que puedan tener.

En Estados Unidos de América (EUA), la EPA establece en el "Code of Federal Regulations" (CFR 40) apartado 257 y 503 los límites numéricos

permisibles de contaminantes en el lodo, así como los métodos de tratamiento para su manejo y aprovechamiento : 1) Aplicación en terrenos agrícolas como los no agrícolas; 2) Distribución y comercialización; 3) Disposición en el suelo y 4) Incineración. Las mayores restricciones respecto a la concentración de contaminantes se refiere los metales pesados y compuestos orgánicos tóxicos tales como Bifenilopoliclorados y plaguicidas que no son degradados por tratamientos biológicos.

2.3 Impacto al ambiente e implicaciones sanitarias

Los contaminantes del agua residual quedan contenidos en su mayor parte en los lodos de los sedimentadores primarios y secundarios. Estos contaminantes hacen que los lodos sean un material con características potenciales de residuo peligroso para el medio natural y la salud pública; por tanto es necesario su tratamiento para facilitar su manejo y evitar en lo posible el peligro de infecciones y que cause impactos al ambiente.

Los problemas de contaminantes más importantes en el lodo son: presencia potencial de organismos patógenos, principales causantes de un sin número de enfermedades en el hombre y la concentración de metales pesados, los cuales son acumulables y fitotóxicos. En la tabla 2.2 se presentan algunos de los patógenos que comúnmente se encuentran en las aguas residuales y lodos de las mismas y las enfermedades que provocan.

Las condiciones que se deben dar para crear una infección por lodo son: 1) que el agente infeccioso este presente, 2) Este debe encontrarse en concentraciones suficientes y 3) que el individuo susceptible de infección entre en contacto con el agente infectante.

Las concentraciones de organismos patógenos se reducen según el tipo de tratamiento que reciben tanto el agua como el lodo. La tabla 2.3 indica la disminución en la concentración de organismos en cada etapa de tratamiento del agua y del lodo.

Si bien es cierto que el lodo es un material rico en materia orgánica y mejora las condiciones físicas del suelo, cuando es utilizado junto con fertilizantes complementarios para satisfacer la deficiencia de algún nutriente, puede causar la concentración excesiva de otros nutrientes. Esto es, la adición excesiva al suelo de nitrógeno, tanto por el lodo como por los fertilizantes, causa una lixiviación de especies de nitrógeno soluble bajo la superficie. El transporte de nitratos de la zona vadosa al agua subterránea incrementa la concentración de nitratos en los acuíferos, produciendo un peligro potencial para los consumidores de esta agua, cuando el nivel de $\text{NO}_3^-/\text{N/O}$ son mayores de 10 mg. A niños menores de 3 años produce Metahemoglobinemia.

Org. Patógeno	Ejemplos	Enfermedades
Bacteria	Shigella sp. Salmonella sp. Salmonella typhi Vibrio cholerae Enteropathogenic Escherichia coli Yersinia sp. Campylobacter jejuni	Disenteria Salmonelosis (gastroenteritis) Fiebre tifoidea Cólera Enfermedades gastrointestinales Yersiniosis (gastroenteritis) Campilobacterosis(gastroenteritis)
Virus	Hepatitis virus A Norwalk Virus Rotavirus Polivirus Coxsackie virus Echovirus	Hepatitis infecciosa Gastroenteritis aguda Gastroenteritis aguda Poliomielitis Dolores de cabeza y musculares Hepatitis, diarrea
Protozoarios	Entamoeba histolitica Giardia Lamblia Cryptosporidium sp. Balantidium coli	Amibiasis (disenteria amoebica) Giardiasis (Gastroenteritis) Cryptosporidiosis (gastroenteritis) Balantidiasis (gastroenteritis)
Helminfos	Ascaris sp. Taenia sp. Necator americanus Trichuris trichuria	Ascaris Taeniasis Anquilostomiasis Trichuriasis

Microorganismos	Numero de microorganismos por 100 ml de agua del efluente				No. de microorg./gr lodo	
	Red de alcantarillado	Tratamiento primario	Tratamiento secundario	Tratamiento terciario ^a	Crudo	Digerido
Coliformes fecales NMP ^c	1.0 x10 ⁹	1.0x10 ⁷	1.0x10 ⁶	<2	1.0x10 ⁷	1.0x10 ⁶
Salmonella NMP	8,000	800	8	<2	1,800	18
Shigella NMP	1,000	100	1	<2	220	3
Virus UPF ^d	50,000	15000	1,500	0.002	1,400	210
Huevos de helminto	800	80	0.08	<0.08	30	10
Giardia Lamblia	10,000	5,000	2,500	3	140	43

^a Incluye coagulación, sedimentación, filtración y desinfección
^b Digestión anaerobia mesofílica
^c NMP = Número más probable
^d UPF = Unidades de plaquetas formadas

La presencia de metales pesados en el lodo, como las sales de cadmio , cobre , níquel y zinc pueden ser fitotóxicos y acumularse en el suelo a niveles críticos. Estos elementos traza y PCB's pueden causar serios problemas al suelo, ya que inhiben la actividad biológica, además de perjudicar la salud de quienes consumen productos que han sido cosechados en tierras que utilizan este tipo de lodo. Si estos constituyentes no son inmovilizados en la superficie del suelo, estos pueden llegar por diferentes mecanismos de transporte a zonas profundas lixiviándose, y llegando a contaminar el suelo y el agua subterránea. En la tabla 2.4 se presentan valores de concentración de metales para determinar el grado de contaminación de suelo y agua subterránea.

Tabla 2.4 Concentración de metales en el suelo y agua subterránea						
Metales	Suelo (mg/kg peso seco)			Agua subterránea (µg/l)		
	A	B	C	A	B	C
Cr	*	250	800	*	50	200
Co	20	50	300	20	50	200
Ni	*	100	500	*	50	200
Cu	*	100	500	*	50	200
Zn	*	500	3 000	*	200	800
As	*	30	50	*	30	100
Mo	10	40	200	5	20	100
Cd	*	5	20	*	2.5	10
Sn	20	50	300	10	30	150
Ba	200	400	2 000	50	100	500
Hg	*	2	10	*	0.5	2
Pb	*	150	600	*	50	200

Fuente: Floss, R. y Hellerer, H.O., Untersuchungen bei Verdacht auf Kontaminierten Baugrund. 15. Mültechnisches Seminar Sanierung Kontaminierten Böden Berichte aus Wassergüte and Abfallwirtschaft, Technische Universität München, No. 108, 1991.

A: Valor de referencia
 B: Valor de prueba (más cercano) por analizar
 C: Valor de prueba por analizar para restaurar
 *: valor de referencia de calidad del suelo

Colln (1986) encontró en los lodos residuales de la planta de tratamiento de aguas residuales de Lerma estado de México, Niveles de Cromo VI, Zinc, Níquel Y Plomo, de 1235, 552, 26 y 753 ppm respectivamente. En estudios recientes en las misma planta los resultados fueron significativamente más bajos para el Plomo (0.078 ppm), el Cromo (0.224 ppm) y el Níquel (0.094).

En general, el potencial de riesgo ambiental de lodo se puede disminuir, dándole un tratamiento de estabilización antes de ser dispuesto al medio, además de que facilita su manejo para las etapas posteriores de tratamiento. Por otro lado cuando la concentración de metales pesados en el lodo es alta, éste debe manejarse como un residuo peligroso, ya que ningún tratamiento de estabilización garantiza la reducción de estos constituyentes y son necesarios confinamientos especiales para su disposición final.

2.4 Aspectos técnicos

Otro de los aspectos más importantes en la problemática de la gestión de lodos es la carencia de tecnología propia y falta de recursos humanos altamente calificados en el área que puedan adaptar, desarrollar técnicas y paquetes tecnológicos ya existente a la solución de problemas reales.

La poca tecnología que actualmente se utiliza en México para el control de la contaminación ambiental, en su mayoría es importada. Con los medios de que se disponen en México es difícil y prácticamente poco rentable competir con los países desarrollados en la generación y aplicación de tecnologías para el control de la contaminación. Ante esta situación se plantea la necesidad de controlar eficientemente las fuentes de contaminación, más que invertir en tecnologías extranjeras que poco obedecen a las condiciones de nuestro país.

En general, es necesario que en México se adopten y desarrollen tecnologías que el extranjero han dado buenos resultados, pero que deben incorporarse bajo las condiciones climáticas y económicas de México.

2.5 Aspectos económicos

Por otro lado la falta de recurso económicos municipales y federales destinados a proyectos y programas de saneamiento ambiental, incrementa la problemática de la gestión de lodos. En el caso de los municipios, la mayor parte de su partida financiera se destinan a proyectos y actividades que considera más prioritarias (seguridad, bacheo, limpia entre otras). Esta problemática se ve influenciada por la política nacional y por grupos de industriales que ven al desarrollo de tecnología como una competencia, ya que siguen pensando que los gastos en programas de saneamiento ambiental son más bien gastos y no una inversión.

La situación actual, sin embargo es que muchos municipios están considerando como una necesidad impostergable, la construcción de plantas de tratamiento de agua residual, muchas otras ya tienen pero, no operan eficientemente, o bien se encuentran fuera de operación debido a varios factores, la falta de recurso económico y conciencia entre otras.

Por último, la reorientación del diseño y construcción de plantas de tratamiento hoy en día en la cual se contempla un tren de tratamiento de lodos como parte integral de la misma, hace que los costos de construcción y operación se incrementaron hasta en un 50 %, (CNA, 1996). Por otro lado, es necesario aumentar las partidas económicas destinadas a la construcción de plantas de tratamiento de agua residual y de los lodos; así como programas y políticas para su aprovechamiento.

CAPITULO III RECOPIACION Y ANALISIS DE LA LITERATURA SOBRE LA GESTION DE LODOS

La mayor parte de las plantas de tratamiento de agua residual en México contemplan tratamiento preliminar, primario y secundario, y sólo en pocas de ellas se tiene un tratamiento terciario, que muchas veces resulta poco eficiente. Es claro que en estas plantas de tratamiento es continua la producción de desechos secundarios como producto de la separación de los contaminantes, los cuales deben ser dispuestos de manera adecuada. Como se menciono anteriormente, el residuo de mayor volumen y cuyo tratamiento es más complejo, lo constituye los sólidos en suspensión que se generan durante el tratamiento y son comúnmente conocidos como lodos, ver figura 3.1

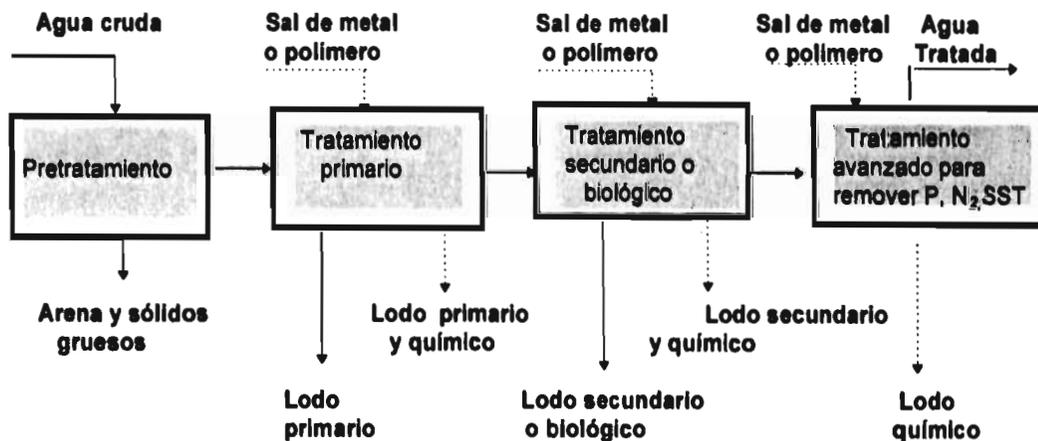


Figura 3.1 Representación esquemática de sólidos y lodos generados en los diferentes etapas del tratamiento de agua residual (Adaptado del Metcalf & Eddy, 1996)

3.1 Características y producción de lodos

Los lodos están formados en su mayor parte por agua (95 -99.5 %) y contienen la mayor parte de la materia indeseable que es separada del agua residual, ya sea durante los procesos de separación físicos, biológicos o por efecto de precipitación química. Los lodos se clasifican de acuerdo a su origen en lodos primarios secundarios y químicos y de acuerdo con su estado o tratamiento recibido, en lodos crudos o frescos, lodos digeridos, húmedos y secos. Dependiendo de esto, las características y concentraciones de sólidos suspendidos varían, afectando de una u otra forma su tratamiento y manejo.

3.1.1 Sólidos del pretratamiento

Es común que un tratamiento preliminar incluya el cribado y la remoción de arena. Durante la etapa de cribado se remueven sólidos de gran volumen tales como plásticos, latas, madera, trapos entre otros, los cuales interfieren en la operación de los equipos mecánicos; por otro lado esta etapa prepara al agua para las etapas siguientes. El desarenador por gravedad separa sólidos en canales, o bien las cámaras por medio de fuerza centrífuga haciendo sedimentar a estos materiales a altas velocidades, los materiales separados son inorgánicos así como arena, grava fina, escoria acompañados muchas veces de grasas y aceites, Todos estos sólidos una vez retirados alcanzan un peso específico de 1.3 a 2.7 con un rango de humedad de 13 - 65 % . El tamaño de las arenas removidas son retenidas en una malla No. 100 (0.15 mm), (Metcalf & Eddy 1996).

Todos estos sólidos separados durante esta etapa no se incorporan con los lodos para un tratamiento común, por el contrario, se almacenan separadamente teniendo como destino final el relleno sanitario, es recomendable no almacenarlos durante largo tiempo (más de 24 hrs.), ya que presentan características putrecibles lo que ocasiona plagas nocivas de insectos y roedores. El tratamiento y manejo de este tipo de sólidos no será discutido en el presente trabajo.

3.1.2 Lodos primarios

Durante el tratamiento primario de agua residual muchos sólidos suspendidos se separan mediante una operación física denominada, sedimentación por gravedad. La eliminación de estos sólidos por sedimentación se basa en la diferencia de peso específico entre las partículas sólidas y el líquido donde se encuentran, que acaban en el depósito de las materias en suspensión. Existen casos particulares donde la separación de estos materiales se lleva a cabo por flotación, (Ramalho, 1991).

En el tratamiento primario, aproximadamente más de la mitad de los sólidos suspendidos del agua residual se eliminan, la demanda bioquímica de oxígeno transformada se calcula en una tercera parte, la cual está representada por la misma cantidad de sólidos removibles en este primer tratamiento.

Algunos de los efectos del tratamiento primario en su efluente, es la reducción en la concentración de nutrientes, organismos patógenos, elementos traza y compuestos orgánicos potencialmente tóxicos, el efluente también contiene algo de arena que no fue retenida en las cámaras desarenadoras. Todos estos materiales producto del tratamiento primario, es una suspensión concentrada de partículas en agua denominada lodo primario (National Research Council 1996). Los lodos primarios son generalmente de color grisáceo y despiden olores desagradables.

Las características y composición de los lodos primarios varían principalmente de acuerdo con las características del agua residual Tabla 3.1. Es claro observar que la concentración de sólidos en lodos mexicanos es menor; aunque el pH, poder calorífico y densidad son muy semejantes con los lodos generados en las plantas de tratamiento de los Estados Unidos.

La producción de los lodos primarios en las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales típicas se encuentra entre 100 y 300 gramos de sólido seco por metro cubico de agua residual tratada (Cheremisinoff, 1988). Para su estimación más precisa debe determinarse la carga total de sólidos suspendidos en el influente del sedimentador primario y suponer un por ciento de remoción, el cual generalmente se encuentra entre 50 y 65 % para agua residual sin contaminantes industriales, floculantes o cuagulantes químicos ni corrientes secundarias de los sistemas para tratamiento de lodos (EPA; 1987).

TABLA 3.1 Comparación de la propiedades fisicoquímicas de los lodos primarios de Estados Unidos y México				
Características	Estados Unidos^a		México^b	
	Rango	Promedio	Rango	Promedio
Sólidos secos, % en peso	2 - 8	5	0.1 - 0.7	0.5
Sólidos volátiles, % peso	64 - 93	77	39 - 96	78
Densidad relativa de los sólidos	---	1.4	---	1.2
Densidad relativa del lodo húmedo	---	1.02	---	1.004
Color típico	---	gris obscuro	---	gris obscuro
Contenido térmico, cal/gr	5555-- 6666	6111	4010 - 4942	4424
pH	5 - 8	6	5.3 - 6.6	6.2
Alcalinidad, mg/l CaCO₃	500 - 1500	600	192 - 392	292
Nitrógeno, % ST	1.5 - 6.0	4.0	0.62 - 3.0 ^c	1.8 ^c
Fósforo, P₂O₅, % ST	0.8 - 3.0	2.0	0.6 - 1.32	0.96
Acidos volátiles, mg/l ac. acético	200 - 2000	500	---	---
Grasas y aceites, % base seca	6.0 - 30.0	---	---	---
Proteínas, %	20 - 30	25	---	---
DQO/SSV	1.2 - 1.6	---	---	2.2

a: Metcalf y Eddy, 1996
b: Lodos de la planta de tratamiento de agua residual "Chapultepec", México, D.F.
c: Como nitrógeno orgánico

Si un agua residual doméstica contiene en promedio 220 mg/l de SS y la eficiencia de remoción de sólidos sedimentables en el sedimentador primario es de 60% (Metcalf & Eddy, 1991); además si consideramos el caudal de 132 m³/s de agua, que a corto plazo será tratada en México; la cantidad de lodos primarios producidos será de 1505.43 ton/día como sólidos secos. Regularmente los lodos se generan con una concentración de 1%, por consiguiente el volumen a manejar de este tipo de lodo será de 150,543 m³/día .

3.1.3 Lodos secundarios

En el tratamiento secundario o biológico de las aguas residuales, parte de la materia orgánica es oxidada por los microorganismos para producir bióxido de carbono y otros productos finales, y el resto proporciona la energía y materiales necesarios para mantener a la comunidad microbiana. Los microorganismos de exceso flocculan y se aglomeran para formar partículas sedimentables, el exceso de biomasa formada es separada en tanques de sedimentación como una suspensión concentrada llamada lodo secundario o mejor conocido como lodo biológico (National Research Council, 1996)

Las características y composición de los lodos biológicos depende básicamente del sistema para tratamiento biológico empleado (lodos activados, filtro percolador, biodisco, etc.) y de la velocidad de crecimiento y metabolismo de los microorganismos. En general son más difíciles de espesar y deshidratar que los lodos primario y que la mayoría de los químicos, su olor es menos desagradable que el de los lodos primarios; sin embargo, si se dejan sin aireación más de un día adquieren un color negro, aspecto y olor desagradable. Generalmente son de color café dorado y de apariencia floculenta, contienen mayores cantidades de fósforo, nitrógeno y proteínas que los lodos primarios, pero menos grasa y celulosa. La tabla 3.2 presenta datos sobre la composición y característica de los lodos activados producidos en las plantas de tratamiento de agua residual de los Estados Unidos y México.

Característica	Estados Unidos ^a		México ^b	
	Rango	media	Rango	media
Sólidos secos, % en peso	0.5 - 1.2	1.0	0.1 - 0.7	0.4
Sólidos volátiles, % peso	61 - 75	63	27 - 96	81
Densidad relativa de los sólidos	---	1.08	---	1.04
Densidad relativa del lodo húmedo	---	$1+7X10^{-3} \times SST$	---	1.003
Color típico	---	café dorado	---	café dorado
Contenido térmico, cal/gr	4444- 5555	5000	3525 - 4211	3964
pH	6.5 - 8.0	---	7.0 - 8.0	7.4
Alcalinidad, mg/l CaCO ₃	580- 1100	---	120 - 156	136
Nitrógeno, % ST	3.0 - 6.7	5.6	0.20 - 0.70 ^c	0.30 ^c
Fósforo, P ₂ O ₅ , % ST	3.0 - 7.0	---	0.35 - 0.65	0.40
Potasio, K ₂ O, % en peso ST	---	0.56	---	trazas
Grasas y aceites, % base seca	5 - 12	---	---	---
Proteínas, %	20 - 30	25	---	---
Celulosa, % peso de sólidos secos	32 - 41	37	---	---
DQO/SSV	---	2.7	---	1.5

a: Metcalf y Eddy , 1996
b: Lodos de la planta de tratamiento de agua residual "Chapultepec", México, D.F.
c: como nitrógeno orgánico

Las variables más importantes para predecir la producción de lodos en sistema de lodos activados son: la cantidad de materia orgánica eliminada durante el proceso, la masa de microorganismos en el sistema, los sólidos biológicamente inertes en el influente del proceso y los sólidos suspendidos en el efluente entre otras.

Todas estas variables se relacionan de acuerdo con las siguientes ecuaciones, (Vesilind, 1986).

$$TLAP = (1-k) X_i - X_f + \Delta X \quad (3.1)$$

donde:

$$\Delta X = \Delta S(Y) \quad \text{y} \quad \Delta S = hS_o - iS_o \quad (3.2), (3.3)$$

para esta ecuaciones se tiene la siguiente nomenclatura:

- TLAP: Total de lodo activado producido, Kg/día
- S_o : DBO en el influente, kg/día
- X_i : Sólidos suspendidos en el influente, kg/día
- h: Fracción de DBO no removida en el clarificador primario
- i: fracción de DBO no removida en sistema biológico
- X_f : Sólidos suspendidos en el efluente, Kg/día
- k: Fracción de X_o removidos en el sedimentador primario
- ΔX : Producción neta de sólidos por acción biológica, Kg/día
- Y: productividad de lodos, en kg SST/kg DBO removida

El lodo formado en el filtro percolador, es similar al de los lodos activados, sin embargo se han desarrollado modelos matemáticos específicos para predecir su producción. Los lodos en biodiscos aún no han sido tan estudiados como los de los sistemas biológicos antes mencionados; sin embargo, se sabe que es similar en concentraciones de sólidos, contenido de nutrientes y otras características al lodo formado en el filtro percolador (EPA, 1979). La Tabla 3.3 presenta algunos valores de la producción de lodos de aguas residuales, generalmente aceptados en plantas que operan con filtro percolador y biodiscos.

TABLA 3.3 Producción total de lodos en las plantas que operan con sistemas biológicos de película fija		
	Filtro percolador g SST/ Kg DBO eliminada	Biodiscos g SST /Kg DBO eliminada
Promedio anual	600 - 800	400- 500
Meses pico	1000 - 1500	900 - 1000
Valor máximo	2000 - 3000	2000 - 3000

Fuente: WEF/ASC, Design of Municipal Wastewater Treatment Plants, 1992

En general, los lodos primarios son más concentrados, tienen mayor poder calorífico, mayor contenido de grasas y aceites, aunque sus propiedades nutritivas son más pobres que los lodos secundarios.

Retomando el caudal de $121 \text{ m}^3/\text{s}$ de agua residual que a corto plazo será tratado en México y considerando que las características de esta agua es de 220, 500 y 220 mg/l para DBO_5 , DQO y SS respectivamente, (Metcalf & Eddy, 1996); se hará la estimación con las ecuaciones 3.1, 3.2 y 3.3 la cantidad de lodo activado producido.

Los sólidos suspendidos en el influente,

$$X_i = (220 \text{ mg/l})(121,000 \text{ l/s})$$

$$X_i = 104,544 \text{ Kg/hr}$$

DBO transformada en el sedimentador secundario

$$\Delta S = hS_o - i h S_o$$

Considerando $h = 0.7$, $i = 0.1$ (Metcalf & Eddy, 1996); y $S_o = 104,544 \text{ Kg/hr}$ tenemos:

$$\Delta S = 65,862.72 \text{ Kg/hr}$$

Si $Y = 0.5$ (Metcalf & Eddy, 1991); y $\Delta X = \Delta S(Y)$, temos que:

$$\Delta X = 32,931.36 \text{ kg/hr}$$

Los sólidos suspendidos en el efluente

$$X_r = (20 \text{ mg/l})(121,000 \text{ l/s})$$

$$X_r = 9504 \text{ Kg/hr}$$

Por tanto, la cantidad de lodo activado que se generará en el tratamiento de los $121 \text{ m}^3/\text{s}$ de agua residual es:

$$\text{TLAP} = (1-k) X_i - X_r + \Delta X$$

$$\text{TLAP} = 65244.36 \text{ Kg/hr} \text{ o } 1565.9 \text{ ton/día como sólidos secos}$$

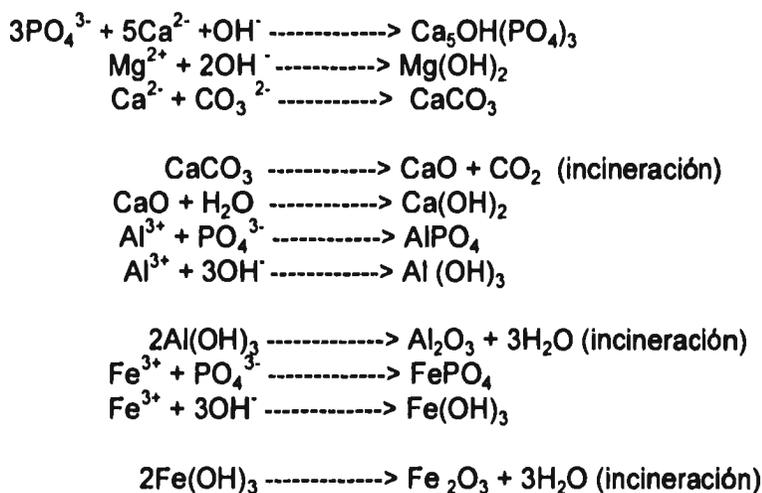
Si se consideran que el lodo presenta una concentración de 1%, el volumen total a manejar será de $156,590 \text{ m}^3/\text{día}$

3.1.3 Lodos químicos

Los lodos químicos se generan cuando durante el tratamiento de aguas residuales se aplican productos químicos para remover sólidos suspendidos y fósforo, en la remoción de nitrógeno no se generan cantidades significativas. Entre los más comúnmente empleados se encuentran el hidróxido de calcio, sulfato de aluminio, sales de hierro y algunos polímeros (Culp et al, 1978). Cabe mencionar que el potencial de generación de este tipo de lodos es muy característico de las diferentes industrias que utilizan tratamientos fisicoquímicos para el tratamiento de sus aguas residuales

La aplicación de cal produce un lodo que en general espesa y deshidrata mejor que el mismo lodo sin la aplicación de productos químicos, mientras la aplicación de coagulantes de sales de hierro y aluminio producen floculos gelatinosos difíciles de deshidratar. Otro factor importante que determina las características de los lodos químicos es la cantidad de material orgánico presente en la mezcla; por ejemplo, la presencia de grandes cantidades de sólidos procedentes del sistema de lodos activados puede hacer que los lodos producidos por tratamiento con cal deshidraten con más dificultad (Culp et al, 1978).

La producción de lodos químicos depende del agente químico y del punto de aplicación; puede estimarse con base a la estequiometría de las reacciones químicas involucradas y a partir de resultados experimentales obtenidos mediante prueba de jarras (Culp et al, 1978). Las ecuaciones básicas para estimar la producción de lodos son las siguientes:



$$\Sigma \text{ coagulante en la entrada} = \Sigma \text{ coagulante a la salida}$$

De acuerdo con los cálculos efectuados para estimar la producción de lodos químicos, Culp et al (1978) presentan la cantidad total de lodos generados por la aplicación de algunos productos químicos:

400 mg/l de cal {Ca(OH)₂} producen 754 g/m³ de lodos

200 mg/l de sulfato de aluminio {Al₂(SO₄)₃} produce 247 g/m³ de lodo

80 mg/l de cloruro férrico {FeCl₃} produce 249 g/m³ de lodo

A manera de ejemplo, si se trataran los 121 m³/s de agua residual, por medio de un tratamiento primario avanzado utilizando Al₂(SO₄)₃ como coagulante, la producción de lodos químicos sería de 2560.89 Ton/día.

3.2. Recapitulación de los fundamentos de la metodología para el tratamiento de lodos.

Los objetivos principales del tratamiento de los lodos son: reducir su contenido de agua para hacer más económico su manejo, reducir la cantidad de organismos patógenos, reducir los malos olores causados por las condiciones anaerobias y eliminar otros constituyentes indeseables. De esta manera, un sistema de tratamiento de lodos debe incluir procesos para reducir su contenido de agua y material orgánico.

La selección de un sistema de tratamiento adecuado se basa fundamentalmente en las características del lodo por tratar, en su aprovechamiento o disposición final que va a tener y en todas aquellas restricciones bajo las cuales va a funcionar, tales como instalaciones existentes, limitaciones económicas, limitaciones de espacio, condiciones ambientales, seguridad, sencillez de operación y manejo entre otras.

En el presente capítulo se presentan las diferentes opciones de tratamiento y disposición de lodos, cabe mencionar que no se hablará en detalle de cada una de éstas, ya que el presente trabajo no persigue tal fin; sin embargo hay que considerar que el mejor sistema de tratamiento para lodos es aquel cuya operación y manejo es sencillo, requiere menos equipo y sus costos iniciales, así como los de operación y mantenimiento se mantienen dentro de ciertas limitaciones económicas, pero sobre todo soluciona con eficiencia los problemas ocasionados por la generación de estos residuos. Cabe mencionar que un tren de tratamiento y disposición de lodos no necesariamente debe contemplar todas las etapas de tratamiento, éstas últimas van a estar definidas por las características antes mencionadas, así como de la disposición final que va a tener el lodo, ver figura 3.2.

3.2.1. Espesamiento

El espesamiento de los lodos se lleva a cabo para incrementar la concentración de sólidos, logrando por consiguiente reducir de forma considerable su volumen, el sobrenadante se regresa al sistema de tratamiento de agua. La figura 3.3 muestra como un lodo cuya concentración inicial de sólidos es de 1% y es espesando hasta 2 y 5% reduce su volumen del 100% al 50 y 20% respectivamente (Vesilind, 1979). El material resultante, aún debe ser fluido; muy raras veces se desean obtener concentraciones de sólidos mayores a 10 o 12 %, ya que estos lodos son viscosos y difíciles de bombear (Metcalf y Eddy, 1996).

ESPEZAMIENTO	ESTABILIZACION	DESINFECCION	ACONDICIONAMIENTO	DESHIDRACION	SECADO	OXIDACIÓN DE MATERIAL ORGANICO	DISPOSICION FINAL
--------------	----------------	--------------	-------------------	--------------	--------	--------------------------------	-------------------

ELIMINACION DE LIQUIDO HASTA HUMEDAD DE 90 - 95%	REDUCCION DE MATERIA VOLATIL, ORGANISMOS PATOGENOS Y MALOS OLORES	INHIBICIÓN Y/O DESTRUCCION DE PATOGENOS	PRETRATAMIENTO QUE FACILITA LA DESHIDRACIÓN	ELIMINACION DE LIQUIDO HASTA HUMEDAD DE 40 - 50 %	ELIMINACION DE LIQUIDO HASTA HUMEDAD 10 %	REDUCCION DE L CONTENIDO ORGANICO A CENIZAS	OPCIONES PARA SU UTILIZACION O DISPOSICION FINAL
--	---	---	---	---	---	---	--

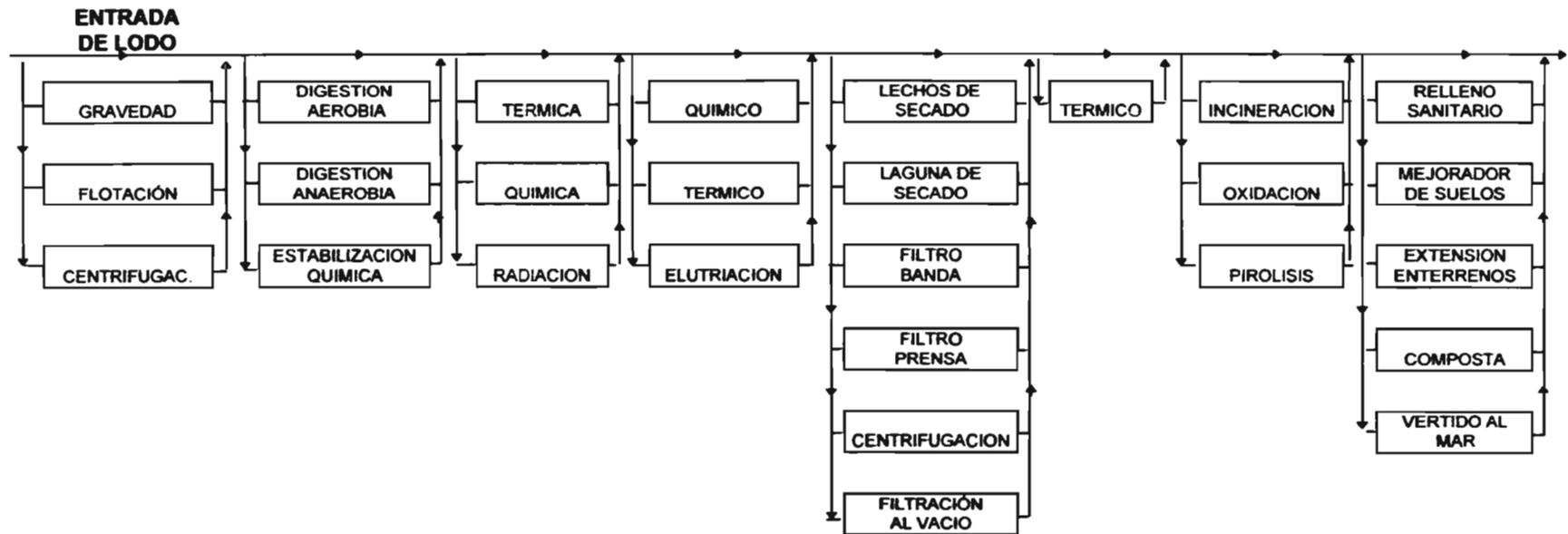


Figura 3.2 Alternativas para tratamiento y disposición final de lodo (Adaptada de Metcalf & Eddy, 1996)

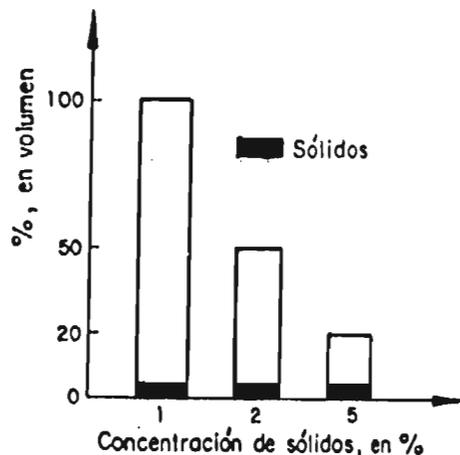


Fig. 3.3 Reducción de volumen con el espesamiento, (Vesilind, 1986).

Los métodos más comunes de espesamiento son:

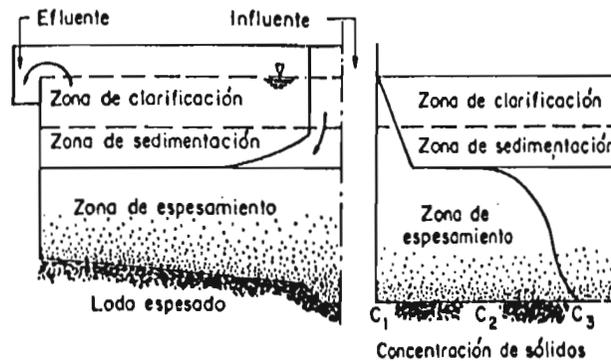
- Por gravedad
- Por flotación
- Por centrifugación

En general, el espesamiento por gravedad se usa para lodos primarios o mezcla de lodos primarios y secundarios mientras que por flotación y por centrifugación se aplican regularmente a lodos secundarios.

Espesamiento por gravedad

El espesamiento por gravedad puede llevarse a cabo en el tanque de sedimentación primario o en el secundario o en un espesador por separado. Tomando en cuenta que el objetivo principal de la sedimentación es la eliminación de los sólidos suspendidos, el mejor efecto se alcanza cuando los lodos se extraen rápidamente del tanque. Por otro lado, la finalidad de espesar los lodos es producir un lodo tan concentrado como sea posible y, el espesamiento por separado ofrece la ventaja de apartar físicamente un proceso de tal modo que ambos puedan operar en condiciones óptimas.

La figura 3.4 muestra el perfil de concentraciones de sólidos en un espesador por gravedad de operación continua. Funciona de manera similar a un tanque circular de sedimentación; los lodos se alimentan por el centro, se distribuyen radialmente en la zona de sedimentación y fluyen parcialmente hacia el fondo del tanque donde se encuentran y espesan por efecto de la presión hidrostática y por el peso de los sólidos que se acumulan. El sobrenadante sale por los vertederos a nivel de superficie y generalmente se regresa a la sección de tratamiento secundario de agua.



C_1 = Concentración de sólidos en el influente
 C_2 = Concentración de sólidos al iniciar el espesamiento
 C_3 = Concentración de sólidos en el lodo espesado

Fig. 3.4. Perfil de concentraciones de lodos en un espesador por gravedad (Cheremisinoff, 1994).

Algunas de las ventajas del espesamiento por gravedad, comparado con otras formas de espesar son las siguientes:

- Proporciona mayor capacidad para almacenamiento de lodos
- Su operación es muy sencilla
- Requiere menos personal capacitado
- Sus costos de operación y mantenimiento son inferiores

Entre las desventajas principales se consideran las siguientes

- Requiere mayor extensión de terreno
- Puede producir malos olores
- En caso de los lodos muy diluidos, puede resultar poco eficiente.

Espesamiento por flotación con aire disuelto:

En los casos en que el espesamiento por gravedad resulta poco eficiente, la flotación de lodos se ha empleado exitosamente para el espesamiento de lodos, aunque con mayores problemas técnicos y de operación.

El aire bajo presión de varias atmósferas se mezclan con el lodo ya sea con la corriente de alimentación o con la recirculación, manteniéndolo durante varios minutos en un tanque de retención para dar tiempo a que el aire se disuelva, se hace pasar entonces a través de una válvula reductora de presión para ser descargado al tanque de flotación que opera a presión atmosférica, el aire deja de estar en solución y se desprende en forma de burbujas, ver fig. 3.5.

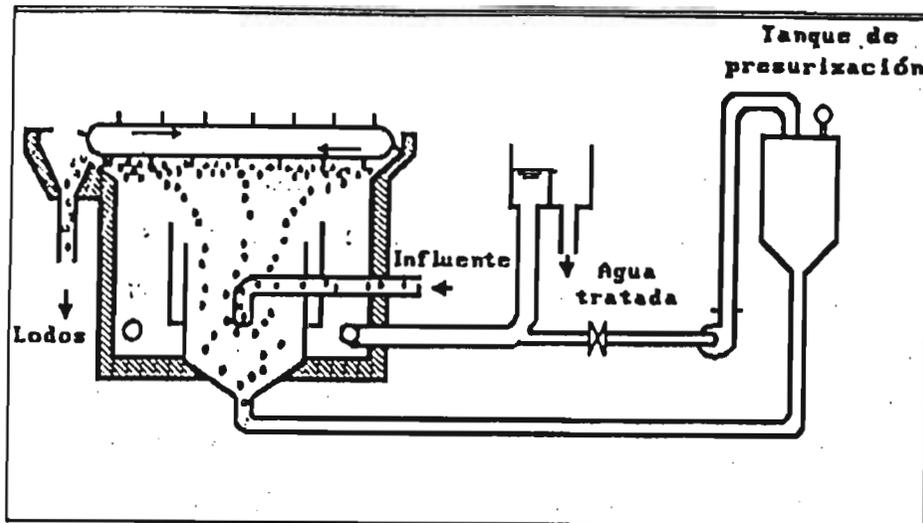


Fig. 3.5 Espesamiento de lodos por flotación con aire disuelto, (Vesilind, 1986).

La principal ventaja de la flotación sobre el espesamiento por gravedad, es la facilidad para remover más rápida y completamente aquellas partículas que sedimentan lentamente. Sin embargo, los gastos en la aplicación de este método se incrementan considerablemente por el aire comprimido y la utilización de productos químicos como coadyuvantes de la flotación.

Espesamiento de lodos por centrifugación

La centrifugación un medio eficiente para complementar la sedimentación y sustituir el espesamiento por gravedad se emplea tanto para el espesamiento, como para la deshidratación de lodos. En el primer caso, su uso está prácticamente restringido al espesamiento de lodos provenientes del sistema de lodos activados. Existen dos tipos de centrifugas apropiadas para espesar lodos: centrifuga horizontal de transportador helicoidal o de tornillo y centrifuga de tazón (Metcalf y Eddy, 1996)

La centrifuga de discos opera en forma continua, consiste de una unidad formada por una serie de discos, actúan como una centrifuga de baja capacidad. El líquido se va clarificando gradualmente al pasar entre los discos. Los sólidos se encuentran en la periferia del tambor y se descargan a través de pequeños orificios, Figura 3.6 a.

La centrifuga de tazón opera intermitentemente; en este sistema, el lodo se alimenta a un recipiente rotatorio montado verticalmente sobre una flecha, al girar

éste los sólidos se acumulan en las paredes del recipiente y el agua sale por el centro. Cuando el equipo completa la operación, el tazón se detiene gradualmente y se procede a descargar la torta de lodo, figura 3.6.b.

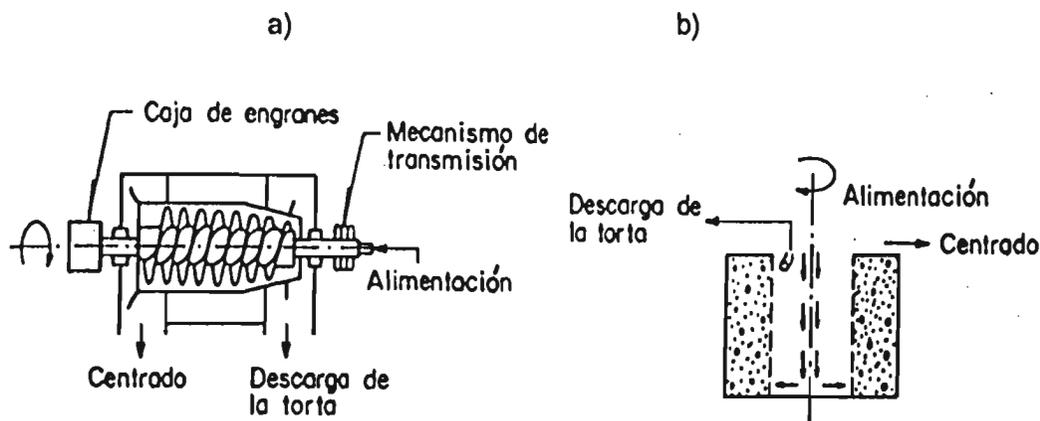


Figura 3.6. Centrifugas empleadas para el espesamiento de lodos a) centrifuga de discos , b) centrifuga de tazón, (Metcalf y Eddy,1996).

3.2.2 Estabilización

En el presente punto sólo mencionaremos los principales tipos de estabilización, ya que como tema principal del presente trabajo se le ha dedicado el capítulo siguiente para su análisis y discusión más en detalle.

La estabilización de lodos es aquel proceso o serie de procesos que producen un lodo con características tales que su disposición final no dañe el medio ambiente ni cause cualquier tipo de desequilibrio ecológico (Vesilind, 1986). Fundamentalmente existen dos tipos de estabilización de lodo: biológica y química, la primera se refiere a la degradación y reducción de materia orgánica por medio de microorganismos; este tipo de estabilización se llama digestión aerobia si los microorganismos que interviene requieren de oxígeno molecular para la degradación, de lo contrario se denomina digestión anaerobia. La estabilización química se fundamenta en la adición de una sustancia química al lodo en cantidades suficientes para elevar el pH hasta 12 y conseguir la inhibición biológica.

La estabilización de lodos es fundamental en la gestión de lodos, ya que facilita su manejo en las etapas siguientes, además de que su potencial de riesgo al medio y en particular a la salud pública se ve reducida.

3.2.3 Desinfección

El proceso de desinfección de lodos se hace con el objeto de destruir los organismos patógenos, que no pudieron ser destruidos durante la etapa de estabilización. El proceso de desinfección de lodos se considera muy importante cuando el lodo residual va a ser aprovechado para mejoramiento de suelos o para la aplicación en tierras agrícolas y en general en los medios donde los organismos patógenos pueden entrar en contacto directo con el hombre (National Research Council, 1996)

Generalmente la desinfección de lodos en México se lleva a cabo a bajos niveles debido al alto costo que esto representa dentro del tratamiento de lodos, además de que no existe normatividad específica que haga necesario su aplicación. Los tres tipos de desinfección de lodos son: mediante la aplicación de productos químicos, tratamiento térmico o por medio de radiación de alta energía.

Desinfección química

El agente químico comúnmente empleado y quizás el más conveniente debido a su bajo costo y fácil manejo es la cal. La mayoría de las bacterias presentes en los lodos son destruidas rápidamente a valores de pH mayores de 12, además de tener un buen mezclado de los mismos. La dosis adecuada de cal está en función de la concentración de sólidos, la WEF/ASCE, (1991) recomienda entre 0.12 y 0.30 Kg de CaO/Kg de sólidos secos en el lodo.

Desinfección mediante radiación

La desinfección de esta técnica, es mediante la aplicación de radiación de alta energía en forma de rayos beta y gama a los lodos. Por razones económicas y de seguridad, el empleo de esta técnica no es comúnmente utilizada, a esto se debe su poca aparición en la literatura. Lo que se recomienda es radiar al lodo cuando se encuentra en su mayor concentración de sólidos, ya que la radiación que se absorbe en el agua se considera una pérdida.

3.2.4. Acondicionamiento de lodo

Los procesos de deshidratación de lodo requieren de un proceso previo de acondicionamiento, este proceso de acondicionamiento le da al lodo características de drenabilidad para poder alcanzar concentraciones altas en sólidos. El acondicionamiento proporciona al lodo una estructura densa que permite con facilidad la salida del agua. Algunos métodos para el acondicionamiento de lodo son: adición de productos químicos, tratamiento térmico y elutriación (Metcalf y Eddy, 1996).

Acondicionamiento químico:

Los compuestos inorgánicos se emplean generalmente cuando se desea espesar o deshidratar lodos crudos o digeridos en filtros prensa, banda o al vacío. Normalmente se utilizan una mezcla de cal y sales de hierro o aluminio por ejemplo, sulfato ferroso, sulfato férrico, cloruro férrico o sulfato de aluminio, las cuales producen iones cargados positivamente que reaccionan con los iones negativos en el lodo, neutralizándolos fácilmente y pueden ser rápidamente deshidratadas.

Los polielectrolitos son compuestos orgánicos de cadenas largas y altos pesos moleculares, almidón, celulosa, materiales proteicos y muchos otros que se producen en forma sintética. A lo largo de sus cadenas tienen grupos cargados positiva o negativamente. Estos compuestos se usan en el acondicionamiento de lodos para desorber agua de la superficie de las partículas sólidas, neutralizar cargas y para actuar como un puente entre partículas, facilitando su aglomeración.

Acondicionamiento térmico

El acondicionamiento térmico es un proceso de estabilización y acondicionamiento, el proceso involucra el calentamiento del lodo por periodos cortos de tiempo bajo presión. Este proceso se lleva a cabo calentando el lodo a temperatura entre 175 y 230 °C durante 15 a 40 minutos, en recipientes que soportan presiones de 17.5 a 28 kg /cm². (WEF/ASCE, 1991)

El acondicionamiento térmico mejora considerablemente el espesamiento y deshidratación, reduce organismos patógenos estabilizando el lodo además de ser poco sensible respecto a la composición del lodo. El proceso es poco atractivo ya que presenta las siguientes desventajas:: tiene altos costos de capital, produce malos olores, el sobrenadante es de muy mala calidad (Metcalf y Eddy, 1996).

Elutriación

La elutriación es un proceso físico por medio del cual los lodos digeridos de forma anaerobia se lavan para eliminar compuestos amínicos o amoniacales que se encuentran en cantidades excesivas. Este proceso no mejora las características del lodo para ser deshidratado pero reduce la demanda de productos químicos para neutralizar las cargas negativas en el lodo y por tanto facilita su coagulación y sedimentación; se clasifica como pretratamiento de la coagulación química. Se lleva a cabo mezclando los lodos con el agua o con el efluente de la planta durante un periodo de tiempo corto, a menudo inferior a 20 segundos, por medio de agitación mecánica o por medio de aire disuelto, posteriormente se deja sedimentar y el sobrenadante se regresa a la sección de tratamiento de líquido. Los costos de la elutriación deben justificarse con la economía resultante de la disminución de los costos por acondicionamiento con productos químicos.

3.2.5 Deshidratación de lodo

El proceso de lodos se efectúa principalmente para reducir la cantidad de lodo que requiere disposición final y para facilitar su manejo. Puede llevarse a cabo mediante lechos de secado y sistemas mecánicos, entre los sistemas mecánicos empleados se encuentran los filtros rotatorios al vacío, centrifugas, filtros prensa y filtros banda. El proceso adecuado se selecciona principalmente por los requisitos de las etapas siguientes del tratamiento o disposición

Lechos de secado

Los lechos de secado, principalmente lechos de arena, son el sistema más común y antiguo de los métodos no mecánicos para la deshidratación de lodos. El proceso se lleva a cabo permitiendo el drenado del agua por gravedad y su evaporación hasta alcanzar la concentración de sólidos deseado. Las paredes laterales pueden construirse de concreto reforzado, cemento, placas de concreto o mampostería, ver fig. 3.7. Se recomienda una profundidad mínima de arena entre 25 y 30 cm, aunque en algunos casos se puede elevar a 45 cm para prolongar la vida del lecho, (EPA, 1987).

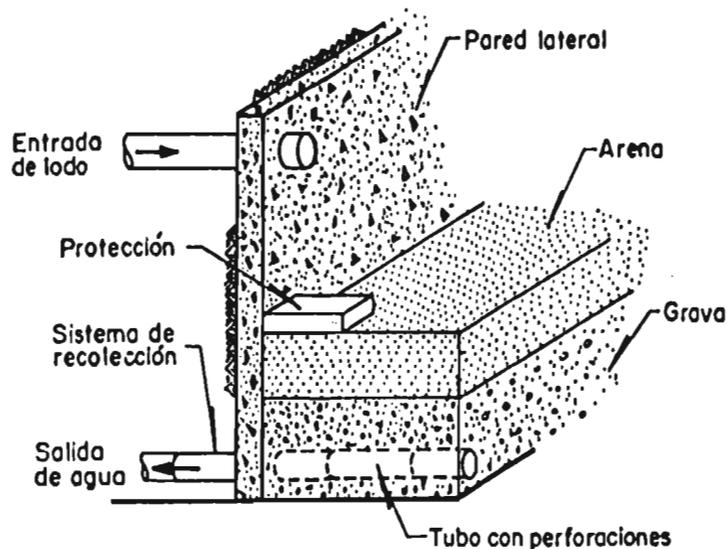


Figura 3.7 Corte de un lecho de arena típico, (EPA, 1987).

Sobre la cama de arena limpia se permite la entrada del lodo hasta alcanzar un espesor entre 20 y 30 cm. El periodo de tiempo entre su aplicación y su remoción varía entre 20 y 30 días, dependiendo principalmente de las velocidades de drenado y evaporación y de la naturaleza del lodo; es decir, si fuese previamente acondicionado, el tiempo se puede reducir hasta en un 50% y se podrá aplicar en una capa más gruesa, (Ramalho, 1991).

Lagunas de secado

Las lagunas de secado consisten de un estanque poco profundo, limitado por diques de tierra de 0.7 a 1.4 m de altura, que se llenan con el lodo permitiendo su sedimentación. El sobrenadante es decantado y puede regresarse a la planta. El tiempo de secado del lodo depende de las condiciones ambientales y de la profundidad del lodo aplicado, generalmente se requieren de 3 a 6 meses para alcanzar una concentración entre 20 y 40 % de sólidos en la torta de lodo. La duración de un ciclo completo, que incluye desde bombear el lodo a la laguna hasta las operaciones de mantenimiento una vez que ésta ha sido vaciada, tarda entre uno y tres años. La torta de lodo se levanta por medio de un equipo mecánico.

Filtros prensa

Los filtro prensa constituyen uno de los sistemas mecánicos, para la deshidratación de lodos de aguas residuales y recomendado para plantas que tratan un caudal superior a 1.1 m³/s. El proceso produce una torta con una concentración de sólidos muy alta, probablemente la más alta que se puede tener por medios mecánicos, aproximadamente concentración de humedad de 55-70 %, ver fig. 3.

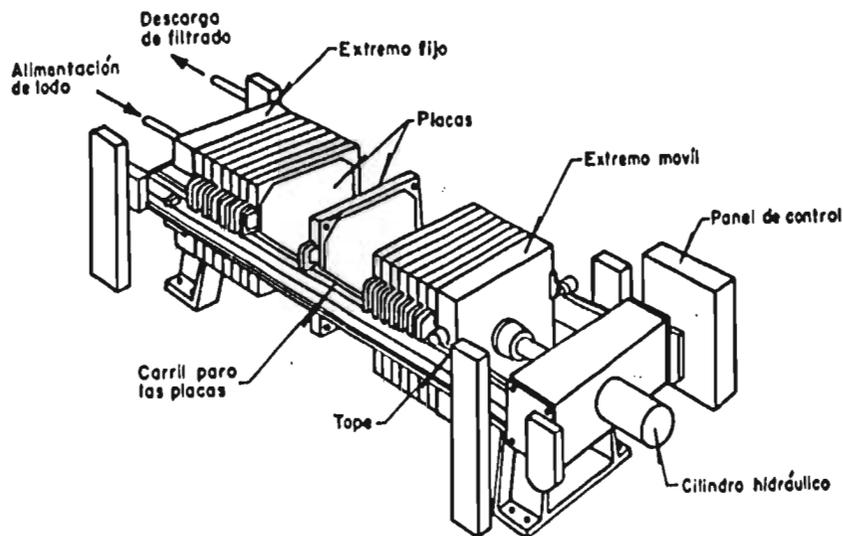


Figura 3.8 Filtro prensa de marco y placas, (Metcalf y Eddy, 1996).

La deshidratación en filtros prensa se lleva a cabo de forma intermitente. El lodo previamente acondicionado, se alimenta al espacio formado entre las placas. Se aplica una presión entre 4 y 14 kg/cm² durante un periodo de tiempo de 1 a 3 hrs., forzando el paso del líquido a través de la tela filtrante y de los orificios de salida de las placas. El espesor de la torta de lodo varía entre 2.5 y 3.5 cm. con aproximadamente 35 % de sólidos. (Metcalf y Eddy, 1996).

Filtros banda

En este tipo de sistemas el lodo es prensado entre dos bandas porosas que pasan tensadas alrededor de rodillos de diferente diámetro. La presión sobre la masa de lodo aumenta conforme el diámetro de los rodillos disminuye.

Este tipo de proceso se lleva a cabo en cuatro etapas: 1) Acondicionamiento con polímero, 2) drenado por gravedad, 3) zona de baja presión y 4) zona de alta presión, ver fig. 3.9

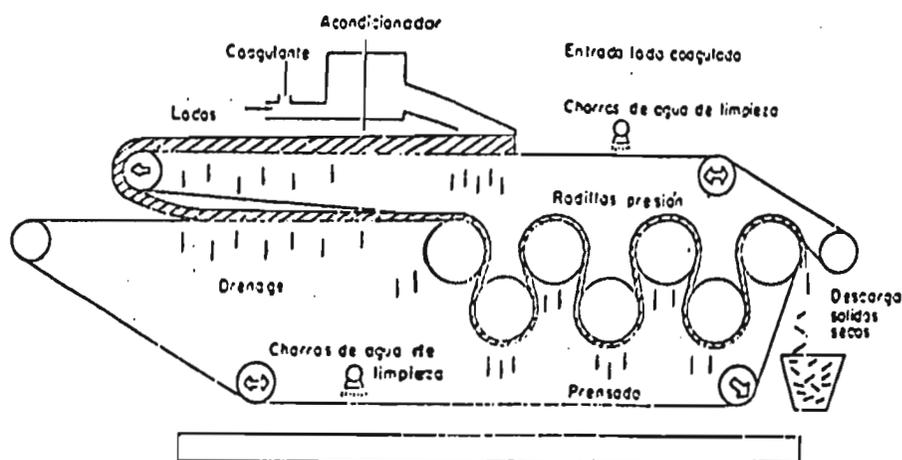


Fig. 3.9 Esquema de un filtro banda para deshidratación de lodo, (EPA, 1987).

El lodo previamente acondicionado se descarga sobre la banda superior en la zona de drenado por gravedad. En esta sección, el agua libre en el lodo drena a través de la banda por efecto de la gravedad alcanzándose una concentración de sólidos entre 5 y 10 % con respecto a la alimentación. En esta fase el volumen de lodo se reduce hasta un 60%. La zona de baja presión es el área donde las bandas superior e inferior se juntan, prensando entre ellas al lodo. Esta zona es muy importante porque se comienza a formar una torta de lodo firme que debe resistir la fuerte presión en la etapa siguiente. En la última etapa las bandas pasan alrededor de una serie de rodillos, generalmente de diámetro decreciente, comprimiendo y deshidratando el lodo.

La operación continua, el bajo consumo de energía y la producción de una torta deshidratada con aproximadamente 30 % de sólidos, son las principales ventajas, (WEF/ASCE, 1991).

3.2.6 Secado térmico y combustión

El secado térmico tiene como objeto eliminar la humedad del lodo de tal manera que se facilite su incineración o puede utilizarse en la fabricación de fertilizantes, en este último caso, el secado es necesario para poder triturar el lodo, reducir su peso y evitar su continua acción biológica. Un buen secado térmico del lodo sólo contiene éste último menos del 10 % de sólidos. el secado térmico se lleva a cabo a temperaturas de aproximadamente 370 °C (Metcalf y Eddy, 1996)

Los procesos de oxidación comprenden: la incineración, oxidación húmeda y pirólisis. Todos ellos son procesos complejos que se llevan a cabo en equipos sofisticado, por lo cual son generalmente costosos y requieren para su operación personal altamente capacitado. Este tipo de procesos son regularmente utilizados en el tratamiento de residuos peligrosos, en México su aplicación es escasa, debido a los altos costos (Gutiérrez M., 1996)

Incineración:

Es el método más eficiente de estabilización ya que destruye totalmente los organismos patógenos presentes en el lodo, elimina los malos olores y transforma todo el material orgánico a bióxido de carbono, agua y cenizas.

En la incineración de lodos, juega un papel importante el poder calorífico de los mismos, aunque en la mayoría de los casos haya que añadir un combustible auxiliar que será definido por la eficiencia del proceso de combustión . El poder calorífico de los lodos primarios y secundarios es de 4,420 y 3,964 Cal/gr respectivamente (Lucero et al, 1986).

El lodo crudo tiene un contenido calorífico que oscila entre 3,600 y 5,300 cal/gr de sólidos secos , dependiendo el contenido de sólidos volátiles, mientras el digerido oscila entre 1,400 y 3,00 cal/gr (Ramalho, 1991). Con una deshidratación previa adecuada (aproximadamente 30 % de sólidos) el proceso puede reducir el volumen del lodo hasta un 90% sin la necesidad de combustible suplementario, excepto para el calentamiento inicial y control térmico (Vesilind et al, 1986).

Oxidación húmeda

El proceso de oxidación o combustión húmeda se lleva a cabo a presión y temperaturas elevadas en presencia de agua líquida. Ha sido patentada y comercializado con el nombre de proceso Zimpro (EPA, 1974). A temperatura y presión menores se emplea como acondicionamiento para la deshidratación. A diferencia de los procesos convencionales de combustión, este proceso realiza la oxidación de lodo crudo húmedo. Si se aplica la temperatura, presión y tiempo de reacción adecuados y se proporciona al sistema el aire y oxígeno suficiente, se alcanza el grado de oxidación deseada (Metcalf y Eddy 1996).

3.2.7 Disposición final

Un aspecto muy importante al establecer un tren de tratamiento de lodos es la selección del método de disposición final o aprovechamiento que tendrán los lodos, ya que influye de manera importante en la determinación de las condiciones y características que deben presentar el lodo para poder disponerlo adecuadamente, y por consiguiente el tratamiento que requiere.

Los métodos más comunes de disposición final son los siguientes:

- Uso como mejorador de suelos
- composta
- relleno sanitario
- disposición sobre terrenos
- vertido al mar

Cabe mencionar que los más comunes y con mucha posibilidad de aplicarse en México son los tres primeros, en el caso de relleno sanitario, el lodo debe mezclarse junto con los residuos sólidos municipales, a excepción de que la concentración de sustancias tóxicas sea alta.

Uso como mejorador de suelos

Edafologicamente los suelos son una mezcla de material orgánico, microorganismos, soluciones y espacios libres. La fracción inorgánica consiste principalmente de minerales arcillosos, silicatos, óxidos y carbonatos, La relación en el suelo de materia orgánica e inorgánica es una función de factores tales como, tiempo, clima topografía, vegetación y material que dio origen al suelo, entre otros.

El lodo de plantas de tratamiento municipales es una fuente complementaria de nitrógeno y fósforo en la producción agrícola, El lodo también contiene la mayor parte de los elementos esenciales para las plantas, siendo el potasio un elemento que no satisface la demanda requerida por las plantas. En el caso de los elementos tóxicos o metales pesados esto existen en cantidades pequeñas, aunque hay que analizar las características particulares de cada lodo, y verificar si cumplen con la normatividad establecida, de lo contrario no puede ser aplicado a tierras de cultivo. Los que comúnmente se encuentran en los lodos son: Zinc, Cobre, Níquel, Cadmio y Plomo, los dos primeros aplicados en cantidades apropiadas son micronutrientes que mejoran la calidad del cultivo (National Research Council, 1996). Se ha establecido que concentraciones de nitratos en fuentes de suministro de agua mayores de 10 mg NO₃-N/O pueden ser tóxicas para niños y el ganado (EPA, 1983). En general la cantidad de metales pesado y compuestos tóxicos es una función del número de descargas de aguas residuales industriales.

Es importante aclarar que aproximadamente la mitad del nitrógeno potasio en un lodo digerido se encuentra en fase líquida; por tanto, es conveniente analizar el uso que que pueda tener el sobrenadante.

Cuando se desea utilizar lodo en tierras cultivables, es recomendable hacer una buena caracterización de nutrientes y metales pesados del lodo, así como también del suelo, todos estos datos nos permiten llevar a cabo una evaluación para determinar la tasa anual de aplicación del lodo y vida útil del sitio. La aplicación de lodos a suelos agrícolas normalmente se llevan cada año y puede ser uno de los métodos de disposición final más simples y económicos.

Otra forma de incorporar el lodo al suelo es mediante la composta, método que poco auge ha tenido, a pesar de que es muy económico y técnicamente sencillo de operar. La composta tiene las mismas características de las tierras orgánicas disponible en el mercado, y en general al suelo. (Ramírez et al, 1988)

En conclusión la aplicación del lodo al mejoramiento de suelo y tierras de cultivo resulta una alternativa atractiva de disposición final debido a las características nutritivas antes mencionadas. Esta incorporación al suelo debe llevarse bajo ciertos estudios de caracterización tanto del suelo como del lodo. Lo anterior queda demostrado con las grandes cantidades que la Comunidad Económica Europea destina para el mejoramiento de suelos y aplicación a tierras de cultivo. Aproximadamente 77% del total de lodo producido es empleado en estas actividades, el resto tiene como destino final la incineración y el vertido al mar (Monro, 1986).

Composteo

Una alternativa más de aprovechamiento de los lodos residuales es la composta. este proceso se refiere a la descomposición termofílica de la materia orgánica en condiciones aerobias controladas, que da como resultado un abono orgánico muy semejante al humus, puede aplicarse en forma controlada en cultivos agrícolas, ornamentales y forestales (National Research Council, 1996). Para lograr este proceso es indispensable proveer de suficiente oxígeno al material, por medio de agitación mecánica continua cuando el composteo se lleva a cabo en un recipiente cerrado o por medio de sopladores de aire o agitación con palas o trascabos cuando se efectúa en pilas abiertas.

Durante el proceso de composteo se logra estabilizar y obtener un buen producto para la agricultura, dentro de las grandes desventajas que presenta este tipo de proceso, es la necesidad de grandes extensiones de terreno; por otro lado, el producto final tiene un escaso mercado, por lo que se recomienda hacer un estudio de mercado antes de montar un proceso de este tipo.

El proceso de composteo se lleva a cabo en diferentes etapas:

- **Mezclado o preparación**, el lodo se mezcla con un material acondicionador o de soporte, bagazo, viruta de madera, etc., con el fin de dar cuerpo y porosidad, esto permite la correcta aeración y difusión del aire, aumentando el contenido de sólidos hasta un 40 %.
- **Digestión**, En esta etapa se realiza la descomposición de la materia orgánica por medio de microorganismos termofílicos que elevan la temperatura hasta 55 °C, provocando la destrucción de gran cantidad de organismos patógenos. Esta etapa dura aproximadamente 21 días.
- **Curado**, esta etapa por lo general de 30 días asegura la completa estabilización de la composta y la remoción de olores
- **Cribado**, se realiza cuando se quiere reciclar el material acondicionador y obtener un producto homogéneo.

Las técnicas de composteo se clasifican en: a) Procesos a cielo abierto, dentro de los que se encuentran las técnicas de las hileras y pilas estáticas aeradas, b) Procesos cerrados.

a) **Procesos a cielo abierto**: aunque el proceso de hileras y el de pilas estáticas aeradas las etapas básicas del composteo tienen una gran diferencia; en el método de hileras, el oxígeno se suministra por convección y volteado natural del material con la ayuda de maquinaria o equipo mecánico móvil, mientras que en el método de pilas, el oxígeno se induce mediante la circulación forzada de aire en ductos.

b) **Procesos cerrados**, este tipo de composteo se realiza en contenedores o en tanques cerrados. Los sistemas cerrados también llamados mecánicos se diseñan para minimizar los olores desagradables y los tiempos del proceso mediante el control de factores ambientales como: el flujo de aire, la temperatura y la concentración de oxígeno. Su gran desventaja está representada por sus altos costos de capital.

c) **Otras opciones**, co-composteo del lodo y residuos sólidos municipales generalmente no requiere de la deshidratación previa del lodo. Éste puede contener de 5 a 12 por ciento de sólidos y la mezcla recomendada se hará en una proporción de dos partes de lodo por una de residuos sólidos. En realidad cualquier cantidad de lodos puede ser mezclada con residuos sólidos aún cuando los lodos se hayan deshidratado; siempre y cuando, los residuos sólidos se clasifiquen y triturén antes de mezclarse.

Relleno sanitario

Otro método de disposición final de lodos es el relleno sanitario, en este espacio superficial el lodo una vez tratado es mezclado con los residuos sólidos municipales o bien son ocupados como material de cubierta, (Dervis y Garvey, 1986)

Para disponer lodos de aguas residuales municipales en rellenos sanitarios se requiere de su estabilización previa y de preferencia su deshidratación para minimizar el agua que pueda filtrarse; por el contrario el agua de los lodos resulta benéfico para acelerar la estabilización de los residuos sólidos (Sánchez, 1996). El lodo tratado es utilizado como cubierta final en los rellenos sanitarios, el lodo se extiende en capas uniformes de no más de 60 cm de espesor, compactándolo y cubriéndolo cuando menos con 15 cm de tierra al final de cada día de trabajo. Una vez que se llena el área excavada, se cubre con una capa de tierra compacta con una profundidad mínima de 60 cm (EPA, 1974)

Las consideraciones más importantes cuando se planea la disposición de lodos en relleno sanitario, principalmente para establecer el tratamiento previo que requieren son : aspectos físicos y bioquímicos del lodo, aspectos legales, las relaciones con el medio ambiente y la estabilidad del lodo en el deposito. La experiencia indica que es recomendable manejar el lodo con una concentración de sólidos superior a 30 %, lo que hace necesaria su deshidratación mecánica, después de su acondicionamiento con cal y sales de hierro o con polielectrolitos orgánicos. El peso excesivo debido al contenido de líquido puede duplicar o triplicar el peso total del relleno, generando una posible contaminación de corrientes subterráneas.

Vertido al mar

El vertido al mar ha sido una buena alternativa en ciudades ubicadas en áreas costeras; sin embargo, esta opción esta siendo cada vez menos utilizada en vista del deterioro a la ecología marina (Vesilind et al , 1986).

Lo anterior lo demuestra las aproximadamente 400 000 ton de lodo seco por año que el Reino Unido deposita al mar, a pesar de que también destina gran cantidad de lodo producido al mejoramiento de suelos y tierras de cultivo (Monro , 1986)

De preferencia, el lugar de descarga de lodos debe ubicarse a varios kilómetros de la costa donde haya fuertes corrientes que faciliten la rápida dispersión del lodo, evitando que regrese a la playa. La descarga puede efectuarse mediante barcazas o botes especialmente diseñados para transportar lodos o bombearse hacia aguas profundas mediante ductos submarinos.

CAPITULO IV METODOS DE ESTABILIZACIÓN DE LODOS

Los procesos para la estabilización de lodo se llevan a cabo para reducir el material orgánico presente y por consiguiente para disminuir el contenido y la actividad de microorganismos patógenos; además, minimiza las condiciones favorables para la descomposición biológica del residuo y la producción de malos olores, pero sobre todo facilita su manejo.

4.1 Definición de estabilización

A pesar de que la estabilización ha sido practicada años atrás, aún no se ha podido establecer una definición universal.

Vesilind (1986), define la estabilización de lodos como aquel proceso o serie de procesos que producen un lodo con características tales que su disposición final pueda ser aceptable en términos de impacto ambiental y salud pública.

La estabilización de un lodo, es la reducción de la actividad biológica mediante procesos térmicos, químicos y biológicos, que facilitan su manejo en las etapas subsecuentes; o bien, que no causa efectos adversos al ambiente y salud pública (National Research Council, 1996).

En Francia, se considera al lodo estabilizado, cuando sometido a una aireación prolongada durante 120 hrs. con una concentración de 2 mg/l en el licor de mezcla, la pérdida en peso de la materia seca es inferior al 10 %, efectuándose el ensayo a 20 °C, (Hernández M., A., 1990)

Por su parte la WEF/ASCE, (1991) establece parámetros para medir la estabilidad, un mínimo de 40 % en pérdida de sólidos volátiles; o bien, una tasa máxima de consumo específica de oxígeno de 1.5 mg/g hr.

De lo anterior se puede concluir que un lodo estabilizado es aquél, que presenta características biológicas que no afecta negativamente los ecosistemas y sobre todo durante su manejo y disposición no pone en riesgo la salud humana.

4.2. Indicadores de estabilidad

Olor:

El olor es un aspecto indicativo del estado en que se encuentra el lodo, en general olores desagradables representan un lodo en mal estado, el grave problema que se tiene con este parámetro es la dificultad para medirlo. Anteriormente se utilizaban patrones de dilución para hacer pruebas comparativas de olores, principalmente de ácido sulfhídrico, esta técnica presentó muchos problemas, ya que los seres humanos presentan diferente sensibilidad de olfato, además de que el número de diluciones en el patrón de referencia es difícil de establecer.

Reducción de material volátil:

El contenido de sólidos suspendidos volátiles (SSV), es un parámetro comúnmente usado para medir la cantidad de material orgánico en el lodo. Por lo tanto la reducción de SSV en los procesos de digestión de lodos, puede usarse para medir el grado de estabilización de los compuestos orgánicos (WEF/ASCE, 1991). Este parámetro es muy usado para medir el desarrollo de la digestión aerobia y anaerobia, y poco común en los procesos de composta, ya que con la adición de material complementario, se hace difícil cuantificar la reducción del material volátil.

Hay investigadores en la materia que hacen equivalente la reducción de los SSV con la estabilidad, planteando que la fracción orgánica en el lodo es la causa principal de malos olores; sin embargo un lodo con alto contenido de SSV, no necesariamente es inestable.

Al respecto, no hay norma universal que establezca el por ciento de destrucción de material volátil en lodo para ser considerado estable; pero en general, estudios anteriores, señalan que una buena estabilización comprende una destrucción mínima del 40 % del material volátil.

Tasa de consumo de oxígeno:

Este parámetro es directamente proporcional a la actividad biológica existente en el lodo. Esto indica que un alto consumo de oxígeno por unidad de masa de lodo, presenta una alta actividad biológica y viceversa. Cabe hacer mención que del 75 al 80 % del material celular puede ser oxidado por medios bioquímicos, ya que el material restante lo constituye el material no biodegradable (Metcalf y Eddy, 1996).

KEHR define el grado de estabilización aerobia por un límite máximo del valor de respiración del lodo (respiración endógena), establecido en 0.10 - 0.15 kg O₂/kg M.O./día. Obviamente diferentes organismos no tienen el mismo

consumo de oxígeno, por ejemplo, los protozoarios en el lodo aerobio demandan una alta cantidad de oxígeno; sin embargo su presencia indica una digestión completa y por lo tanto un lodo estable.

Por otro lado, se ha calculado que para degradar 1 kg de material celular es necesario de 1 a 4 kg de oxígeno. Esta demanda disminuye cuando la cantidad de materia orgánica biodegradable se reduce (Ramalho, 1991).

Densidad de organismos patógenos:

Normalmente, la E. Coli se usa como indicador de la presencia de organismos patógenos, aunque es conocido que este tipo de microorganismo no indica mucho sobre la estabilidad del lodo, existen otros organismos patógenos adecuados para medir la estabilidad del lodo tal como la Salmonella, Ascaris summ entre otros; por lo tanto la densidad de huevos Ascaris summ puede tomarse como referencia para determinar el grado de estabilidad del lodo. Estudios recientes sobre digestión aerobia señalan que aproximadamente el 75 % de huevos de Ascaris suum son destruidos bajo condiciones mesofílicas (Plachy P. et al 1995) y aproximadamente el 100 % de estos organismos patógenos se inhiben en condiciones termofílicas (Plachy P. et al, 1993).

DQO Y DBO:

Tanto la DQO como la DBO del sobrenadante del lodo digerido son buenos indicadores del proceso de digestión aerobia y anaerobia; los valores de estos parámetros se reducen considerablemente cuando la digestión es eficiente. Estos indicadores nos muestran como la cantidad de material orgánico es oxidado y mineralizado a tal grado que la demanda de oxígeno se reduce.

Producción de gas:

Este parámetro es principalmente utilizado en digestores anaerobios para medir la cantidad de gases producidos durante la digestión. La cantidad de metano producido es directamente proporcional a la actividad metabólica de las bacterias para degradar la materia orgánica.

La estabilidad biológica está indicada por la ausencia de gas. Existen casos en que la producción de gas se reduce debido a que existen compuestos químicos tóxicos, que pueden inhibir la actividad biológica de las bacterias formadoras de metano, esto se ve reflejado en un alto contenido de material volátil en el lodo.

ATP Y DNA :

Altos niveles de ATP y DNA indican altas concentraciones de biomasa y este último es indicador de microorganismos patógenos y principalmente de la producción de olores desagradables.

La actividad enzimática, especialmente de las enzimas dehidrogenasa tienen correlación con la drenabilidad del lodo (Randall, 1979). Sin embargo un lodo bajo en actividad de hidrogenasas crea serios problemas y por consiguiente baja estabilidad. Este parámetro es poco usado ya que tiene no tiene mucho valor para medir la estabilidad.

Existen otros parámetros para medir la estabilidad de un lodo , tales como: el pH, la nitrificación, viscosidad, cantidad de ácidos volátiles y grado de drenabilidad. Estos parámetros dan información de las características fisicoquímicas y biológicas del lodo y de su estabilidad.

4.3 Digestión aerobia

La digestión aerobia es la oxidación de materia orgánica mediante la acción de microorganismos que utilizan oxígeno molecular para llevarla a cabo. Durante esta digestión se generan como productos finales, bióxido de carbono, agua y productos inorgánicos solubles. se genera un lodo estable, se reducen los sólidos volátiles y por consiguiente el volumen de lodo.

Se conocen tres tipos de digestiones aerobias, la más común es la convencional la cual opera a condiciones mesofílicas, por otro lado la digestión termofílica y criofílica que operan a temperaturas mayores de 30°C y menores de 10°C respectivamente.

4.3.1 Descripción del proceso

La digestión aerobia es un proceso en el cual se produce una aireación por un periodo significativo de tiempo, de una mezcla de lodo digerible procedente del clarificador primario y del tratamiento biológico, con el resultado de una destrucción de células y una disminución de sólidos suspendidos totales. Esta reducción es el resultado de la oxidación de una parte sustancial de lodo en productos volátiles.

La velocidad de destrucción de las células disminuye cuando la relación alimento/microorganismo (A/M) aumenta. En consecuencia a mayor proporción de lodos primarios en el proceso, más lenta es la digestión, ya que los lodos del sedimentador primario tienen una DBO relativamente alta (alta A) y bajo SSV (bajo M), significando altos valores de la relación A/M.

4.3.2 Fundamentos bioquímicos del proceso

La digestión aerobia, es un proceso que se efectúa en dos etapas. La oxidación directa de sustratos exógenos (materia orgánica contaminante) y la respiración endógena de los microorganismos aerobios; estos microorganismos que actúan en el proceso de estabilización son los mismos que han sido extraídos del proceso de tratamiento en sus diferentes etapas, pero principalmente los del proceso biológico aerobio. Durante la segunda etapa, se llevan a cabo la estabilización real del lodo; esto ocurre cuando no hay suficientes sustratos exógenos y los microorganismos comienzan a consumir sus propias reservas internas para poder obtener energía suficiente para el metabolismo de las células. De esta manera, si se permite el tiempo suficiente de retención celular, la cantidad de biomasa disminuye. Generalmente se degrada del 75 al 80% del material celular, el resto es materia no biodegradable que presenta un estado estable listo para manejarse y disponerse.

Las ecuaciones 4.1 y 4.2 representan la estequiometría del proceso de digestión aerobia, $C_5H_7NO_2$ representan la materia celular de los microorganismos. Estas reacciones se caracterizan por la liberación de energía, ya que son exotérmicas.



La diferencia de estas ecuaciones es que en la ecuación 4.1 se inhibe la nitrificación, por lo consiguiente el nitrógeno aparece en forma amoniacal; en la ecuación 4.2 se lleva a cabo la nitrificación durante la digestión, lo que hace que se incremente la concentración de iones hidrógeno y por lo tanto, el pH baja si el lodo no tiene la suficiente capacidad de amortiguamiento.

4.3.3. Digestión aerobia convencional

Para propósito del presente trabajo de investigación sólo se analizará la digestión aerobia convencional, dado que es la que más responde a las necesidades y condiciones del país.

El proceso de digestión aerobia convencional se lleva a cabo a temperaturas de 10 a 30 °C (WEF/ASC, 1991). Originalmente fue diseñada para operar intermitentemente y en plantas pequeñas (menores de 225 l/s); en la actualidad los digestores aerobios se diseñan para operar en continuo y en plantas con caudal mayor al antes mencionado. En ambos métodos regularmente

el lodo de los sedimentadores primarios y secundarios se bombea directamente al digestor; o bien, con un previo espesado de aproximadamente 3%, lo que hace reducir considerablemente el volumen del digestor (Aguilar, 1996).

En los reactores intermitentes, el lodo se mantiene bajo aireación durante el llenado del tanque, una vez que está lleno, la aireación continua de dos a tres semanas para asegurar la estabilidad completa del residuo; una vez extraído el lodo digerido y el sobrenadante, se repite el ciclo. Es recomendable que entre ciclo y ciclo se deje algo de lodo digerido en el reactor para mantener una población microbiana necesaria para la degradación.

Cuando el proceso de digestión es continuo, su funcionamiento es muy semejante a un sistema de lodos activados. Este sistema opera a nivel fijo, requiere de un sedimentador en el que se separe el sobrenadante y el lodo digerido, una parte de este lodo digerido se recircula y la otra parte se extrae para su tratamiento posterior o disposición, Fig. 4.1

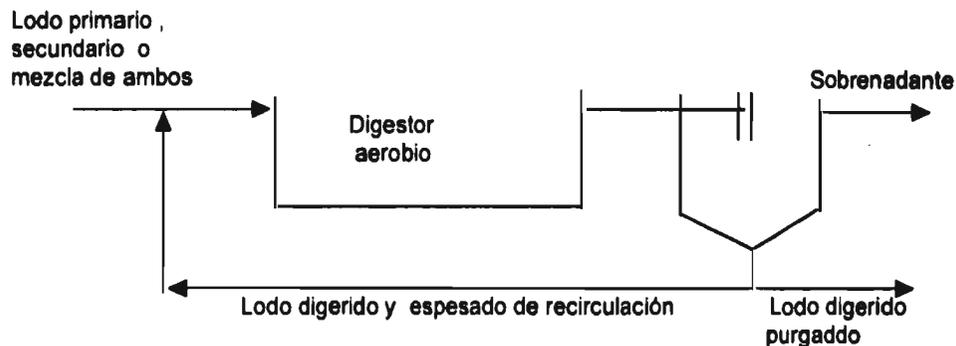


Figura 4.1 Estabilización aerobia de lodos (Adaptado Cheremisinoff, 1995)

4.3.4 Factores que influyen en la digestión aerobia

Durante la digestión aerobia de lodo, la biodegradación de la materia orgánica es estabilizada hasta el grado que el lodo pueda disponerse al medio sin problema alguno. Existen diferentes factores que afectan la velocidad de degradación de la materia orgánica, de cuales se describirán los más importantes.

4.3.4.1 Temperatura de operación

En la digestión aerobia, al igual que en la mayor parte de los procesos biológicos, las altas temperaturas incrementan la actividad biológica; por lo consiguiente, la velocidad de degradación de materia orgánica en digestión aerobia se incrementa, de lo contrario retardan el proceso. El efecto de la temperatura es representado por la ecuación de Arrhenius modificada 4.3, ver figura 4.2.

$$k_1 = k_2 \theta^{(t_1 - t_2)} \quad (4.3)$$

k_1, k_2 : coeficiente de la velocidad de reacción a t_1 y t_2

θ : coeficiente termal, regularmente se considera con un valor de 1.05

La anterior relación sólo es válida para temperaturas de 10 a 30°C rango de temperatura mesofílica (Krishnamoorthy, 1989),

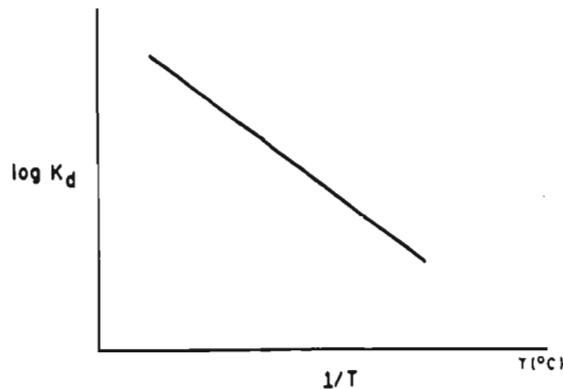


Figura 4.2 Relación entre K_d y T , según Arrhenius (Krishnamoorthy, 1989)

4.3.4.2. Requerimientos de oxígeno y de mezclado

Teóricamente las ecuaciones 4.1 y 4.2 indican que se requieren 1.4 y 1.98 kg de oxígeno para degradar un kilogramo de biomasa, dependiendo si el proceso nitrifica o no. Es recomendable mantener una concentración de oxígeno en el reactor de 2 mg/l para una concentración de 1.5% (ST), lo que equivale a una tasa de consumo específico de oxígeno de 1.0 mg/lh (WEF/ASCE, 1991), Abramov (1975) reporta que la concentración de oxígeno de 1.0 a 8.5 mg/l no afecta el valor del coeficiente de degradación.

Por experiencia se sabe que el consumo de oxígeno es de 2 kg por kg de biomasa para estabilizar lodos biológicos y cuando se trata de lodos primarios es necesario 1.6 kg de oxígeno adicional por kilogramo de biomasa destruida,

(WEF/ASCE, 1991). Con visitas de campo a las plantas de tratamiento toluca Norte y Oriente en el estado de México que cuentan con digestión de lodos aerobia, se confirmó que efectivamente es necesario mantener el oxígeno disuelto en el reactor arriba de 1.0 mg/l, para estabilizar el lodo en aproximadamente 15 días.

El mezclado es determinante para mantener una buena transferencia de oxígeno en el digestor y un régimen de mezcla completa. Los requerimientos típicos de mezclado en la digestión aerobia convencional fluctúan en 10 y 100 W/m³ (0.5 a 4.0 hp ft³) del volumen del digestor, este valor depende del sistema de aireación, Los sistemas de aireación mecánicos requieren de 20 a 40 W/m³ para mezclado, los sistemas de aireación por difusión requieren de 20 a 40 m³/min. de aire para un tanque de 1000 m³ (WEF/ASCE, 1991).

4.3.4.3. Concentración inicial de sólidos en el lodo

Ganczarzyk et al (1980) reportó una relación log-lineal inversa entre el coeficiente de decaimiento y la concentración de sólidos en el lodo, este efecto se puede deber a la baja eficiencia en la transferencia de oxígeno en el medio cuando la concentración aumenta. d'Antonio y Gigliani (1984) observaron que el coeficiente de decaimiento decrece cuando la concentración de sólidos aumenta. Sin embargo, Abramov (1975) reportó que la concentración de lodo de 7500 a 20000 mg/l no afecta el coeficiente de decaimiento de primer orden. Krishnamoorthy et al (1989) estableció que el coeficiente decrece cuando la concentración inicial de lodo aumenta.

En general se establece que la concentración de sólidos en el lodo es determinante del proceso. Si se alimenta el lodo previamente espesado, la demanda de oxígeno será mayor por unidad de volumen del digestor, sin embargo el volumen de este último será menor.

4.3.4.4. Tiempo de retención celular , TRC

Para conseguir reducciones entre 40 y 50 % del material orgánico en condiciones normales, se requiere proporcionar al sistema un tiempo de retención celular de 10 a 12 días a una temperatura aproximada de 20 °C (Metcalf y Eddy, 1996). En general la reducción de materia orgánica aumenta con el TRC; sin embargo, después de cierto tiempo la tasa de consumo de oxígeno disminuye considerablemente, de manera que no es costeable continuar el proceso de digestión después de dicho tiempo.

Otro factor que se relaciona con el porcentaje de reducción de material orgánico, es el producto de la temperatura y la edad del lodo, fig. 4.3, mediante

esta relación puede estimarse el tiempo de retención celular en el sistema, utilizando el porcentaje deseado de reducción de materia orgánica y la temperatura de operación aproximada (WEF/ASCE, 1991).

Por otro lado Ramalho(19991) , apartir de un balance de masa determina el TRC, $t = (X_o - X_e) / K_d (X_e - X_n)$, donde: (4.4)

$t = \text{TRC}$

X_e : SSV en el efluente

X_o : SSV en el influente combinado

X_n : SSV no degradables

K_d : constante de degradación

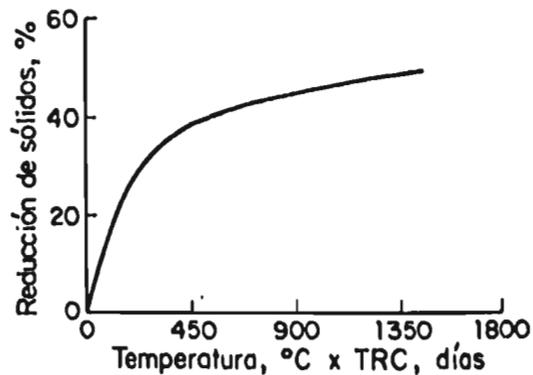


Figura 4.3. Reducción de sólidos volátiles en un proceso de digestión aerobia convencional como función del producto entre la temperatura y la edad del lodo (Metcalf y Eddy, 1996).

4.3.4.5. pH

Cuando la digestión aerobia se lleva a cabo con suficiente oxígeno y TRC, el nitrógeno amoniacal contenido en el lodo seguirá el proceso de nitrificación para formar nitratos y se liberan iones hidronios ecuación 4.2, lo anterior ocasiona que el pH baje así como la alcalinidad. Aproximadamente 7.1 gr de alcalinidad es consumida por gramo de amonio oxidado.

Krishnamoorthy (1989), encontró que la constante de degradación es relativamente mayor cuando se controló el pH a valores mayores de 6.5 que cuando éste decrece por debajo de 4.

Es recomendable controlar el pH y la capacidad amortiguadora del sistema dentro de intervalos normales de operación. Se ha comprobado que los microorganismos son capaces de aclimatarse a valores de pH bajos, siempre y

cuando no disminuya repentinamente o el descenso no exceda valores por debajo de 5.5 (WEF/ASCE, 1991)

4.3.4.5. Tipo de lodo

Ganczarzyk (1980), encontró que el coeficiente de decadencia en la digestión de lodo residual activado es comúnmente mayor que cuando se digiere lodo primario. Por su parte, Krishnamoorthy (1989), estableció: 1. que la síntesis de células y la degradación que el lodo pueda sufrir durante la estabilización esta en función de la fracción bidegradable del lodo utilizado, la cual afecta la cinética del proceso y 2. la síntesis de microorganismos durante la estabilización retarda la velocidad de degradación de los sólidos. Krishnamoorthy (1989), demostró experimentalmente que la constante de decaimiento en la digestión de lodo primarios es menor que cuando se digieren mezcla de lodos primarios y secundarios y aún más cuando sólo se digieren lodos activados residuales.

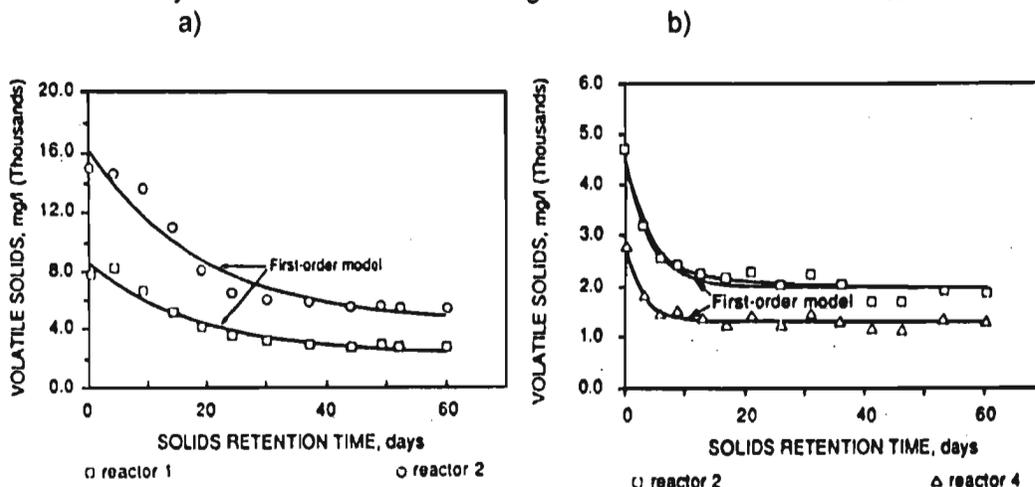


Figura 4.4. Cinética de degradación de sólidos volátiles, a) lodos primarios b) lodos secundarios, (según Krishnamoorthy, 1989).

4.3.5 Principios para la selección de equipo

El diseño de equipo esta prácticamente enfocado al dimensionamiento del tanque y sistema de aireación.

Los tanques de los digestores aerobios son cilíndricos o rectangulares, ambos descubiertos. En la mayoría de los sistemas de digestión aerobia se sugiere incluir cuando menos dos tanques de aireación para dar suficiente flexibilidad al proceso y permitir el mantenimiento y/o reparación del equipo.

Se recomienda que el fondo del tanque tenga una pendiente de 1:12 a 3:12 hacia el centro para facilitar la acumulación y extracción del lodo digerido (WEF/ASCE, 1991). La profundidad del tanque es similar al de lodos activados; sin embargo de este caso debe proporcionarse mayor altura en el borde libre considerando la formación de natas y espumas que es muy común en este tipo de proceso. La profundidad sugerida va de 3 a 7.5 para conservar buen calor de la biomasa.

El tipo de aireación y la eficiencia de mezclado que produce éste, es otro factor importante, los sistemas de aireación más empleados son: difusores de aire, aireadores mecánicos superficiales y aireadores sumergidos de turbina.

En el caso, en que los difusores de aire se localizan cerca del fondo del tanque, la circulación del lodo en el digester sigue una trayectoria en espiral, otras veces este tipo de difusores se localizan hasta el fondo del tanque. Para cubrir las necesidades de oxígeno y asegurar un buen mezclado se recomienda aplicar un flujo de aire entre 0.33 a 0.67 l/m³s, de tal manera que se conserve un remanente en el tanque no menor de 1mg/l (WEF/ASCE, 1991). Este tipo de difusores de aire presentan las siguientes ventajas:

- La transferencia de oxígeno es controlada por la velocidad de flujo de aire
- El comprimido generalmente adiciona calor al sistema
- La baja turbulencia que ocasiona, minimiza la pérdida de calor

La principal desventaja es el taponamiento de los difusores, para lo cual es necesario contar con líneas de aire a presión para la limpieza de los mismos.

Respecto a los aireadores mecánicos, éstos ofrecen una transferencia de oxígeno relativamente alta. Su principal ventaja es el mínimo mantenimiento que requieren. Son unidades de alta y baja velocidad, éste último es el más empleado en digestores aerobios. las desventajas que se tienen con este tipo de sistemas es la falta de control sobre la tasa de oxígeno, fallas de funcionamiento debido a la gran cantidad de natas y espumas que produce, pérdidas de calor debido a la alta turbulencia en la superficie .

En los aireadores mecánicos la tasa de transferencia de oxígeno puede ser controlada variando el caudal de aire al impulsor, produce poca espuma debido a que el impulsor se mantiene sumergido, se reduce la disipación de calor, respecto a los aireadores superficiales.

La tabla 4.1 se presentan algunos valores típicos para el diseño de digestores aerobios

TABLA 4.1 Parámetros de diseño para sistemas de digestión aerobia	
Parámetro	Valor
Tiempo de retención celular a 20 °, días	
Exceso de lodos activados	10 -15
Exceso de lodos activados sin tratamiento primario	12 - 18
Mezcla de lodos primarios y secundarios	15 - 20
Sólidos suspendidos volátiles, kg/m ³ d	1.6 - 4.8
Requerimientos de oxígeno, kg/kg de sólidos destruidos	
Material celular ^a	2.3
DBO ₅	1.6 - 1.9
Requerimientos de energía para mezclado	
Equipo mecánico de oxigenación, W/m ³	20 - 40
sistema de difusión de aire, l/m ³ s	0.33 - 0.67
Oxígeno disuelto en el digestor, mg/l	1 - 2
Reducción en sólidos suspendidos volátiles, %	40 - 60
a: suponiendo que ocurre nitrificación	
Fuente : WEF/ASCE, <i>Desing of Municipal Treatment Plants</i> , 1991	

4.3.6. Operación y mantenimiento

La principal ventaja de la digestión aerobia, comparada con la anaerobia, es que su operación es relativamente sencilla. En el proceso de operación intermitente la frecuencia de extracción está determinada por la tasa de alimentación de lodo y por el tiempo de retención celular deseado. Para dar flexibilidad al equipo es recomendable equipar el digestor con varias salidas para el sobrenadante.

La operación continua permite regular la alimentación y extracción del lodo y sobrenadante, sin necesidad de detener la aireación. En este método el llenado del tanque, la aireación y el decantado son operaciones continuas que pueden producir un TRC mayor para un determinado volumen de tanque.

El principal problema durante la operación es la excesiva formación de natas y espumas, especialmente en sistemas que utilizan airadores superficiales. Las cargas orgánicas altas, son la principal causa de estos problemas asociadas a elevadas temperaturas de operación, o por crecimiento excesivo de bacterias en forma de filamentos. Esto se controla mediante sistemas rociadores, de no ser suficiente se aplica algún agente químico antiespumante.

Para una buena operación del proceso de digestión aerobia es recomendable un monitoreo continuo de variables claves y bitácora de los mismos. Los parámetros sugeridos se presentan en la tabla 4.2

TABLA 4.2 Monitoreo sugerido en el proceso de digestión aerobia		
Variable	Modo ^a	Funciones de alarma
pH	I/C	bajo
Oxígeno disuelto	I/C	bajo
Temperatura	I/C	----
Sólidos suspendidos volátiles	I	----
Nivel del líquido en el tanque	C	alto

a: C= continuo, I = intermitente y I/C intermitente o continuo

4.4. Digestión anaerobia

La digestión anaerobia es la degradación biológica de sustancias orgánicas complejas en ausencia de oxígeno molecular. Durante estas reacciones se libera energía y gran parte de la materia orgánica es convertida a metano, bióxido de carbono y agua. La producción de metano ha hecho que este tipo de proceso de estabilización de lodos sea muy atractivo en países donde los energéticos tienen un valor elevado.

4.4.1. Principios microbiológicos que rigen el proceso

Los microorganismos causantes de la descomposición anaerobia de material orgánico se dividen en dos grupos: El primer grupo hidroliza y fermenta compuestos orgánicos complejos (proteínas, lípidos, celulosa, etc.) a ácidos orgánicos simples, principalmente ácido acético, ácido propiónico y ácido láctico. Se compone de bacterias facultativas y bacterias anaerobias, que en conjunto son llamadas formadoras de ácido o acidogénicas.

El segundo grupo de microorganismos convierte los ácidos orgánicos formados por el primero en gas metano sumamente insoluble, bióxido de carbono, agua y trazas de otros gases. Las bacterias responsables de esta conversión son estrictamente anaerobias y se le conoce como bacterias formadoras de metano o metanogénicas. Dentro de este grupo existen varios subgrupos, cada uno de los cuales degrada un sustrato específico. Las bacterias más importantes son aquellas que degradan el ácido acético y ácido propiónico. Para asegurar su sobrevivencia de este segundo grupo de microorganismos deben controlarse rigurosamente parámetros tales como la temperatura, alcalinidad, pH y compuestos tóxicos, y asegurar un tiempo de retención suficiente para que la digestión se lleve a cabo. La figura 4.5 muestra de forma simplificada el proceso de digestión anaerobia.

Además de la formación de metano, durante el proceso de digestión anaerobia actúan muchos otros grupos de bacterias facultativas y anaerobias que utilizan como sustrato distintos iones orgánicos presentes en el lodo; por ejemplo, se lleva a cabo la reducción de ión SO_4^{2-} a ión S^{2-} y la reducción de nitratos a N_2 .

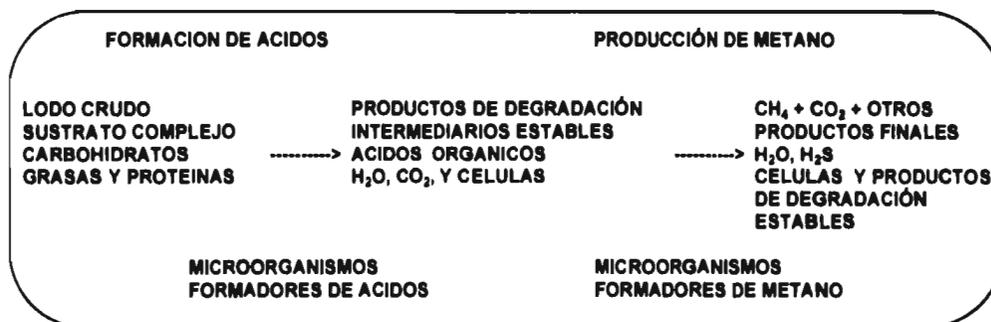


Figura 4.5 Esquema general del proceso de digestión anaerobia

4.4.2. Tipos de digestión anaerobia

Digestión anaerobia convencional

Esta forma de digestión anaerobia se caracteriza porque los residuos se alimentan de forma discontinua, por la ausencia de mezclado y por las bajas cargas orgánicas del digestor, requiere tanques de gran volumen debido a que la estratificación disminuye el volumen neto utilizado y a los tiempos de retención elevados (de 30 a 60 días), (Metcalf & Eddy, 1996).

Digestión anaerobia de alta tasa

Se caracteriza por proporcionar al sistema calentamiento y mezclado adicional, por el espesamiento previo y por la alimentación uniforme de los residuos. El calentamiento incrementa la tasa de crecimiento de los microorganismos, por consiguiente la velocidad de digestión y producción de gas. Este fenómeno se intensifica: entre 30 y 40°C (mesofílica) y entre 50 y 60°C (termofílica), (Metcalf & Eddy, 1996).

A pesar de que la digestión termofílica ofrece mayores ventajas, debido a la velocidad de reacción en el digestor, suele ser menos estable que la mesofílica, debido a que los microorganismos termofílicos son más sensibles a las variaciones ambientales, además de que la calidad del sobrenadante es de mala calidad.

Digestión anaerobia en dos etapas

Se lleva a cabo en dos reactores operando en serie, el primero totalmente mezclado y un segundo estático que permite la separación del lodo digerido y el gas. En el segundo digestor la degradación del material orgánico y por consiguiente la producción de metano se reduce a valores despreciable. La digestión anaerobia en dos etapas funciona exitosamente para la digestión de lodos primarios; sin embargo, en ocasiones la compactación del lodo en el

segundo digestor es poco eficiente, por consiguiente, el sobrenadante es de mala calidad.

Digestión anaerobia en reactores de lecho fluidizado

En los últimos años se han desarrollado un sin número de reactores de lecho fluidizado para la estabilización de lodos y tratamiento agua residual de alta carga, aunque su buen funcionamiento sólo se ha dado a nivel laboratorio y escala piloto, ya que a gran escala se tiene poca experiencia.

Dentro de las grandes ventajas que han presentado este tipo de reactores sobre los antes mencionados, es la alta remoción de carga orgánica del 70 al 90% ,aproximadamente 36 % de reducción de SSV, los tiempos de retención hidráulica se ha reducido considerablemente (2 a 3 días) y por consiguiente el volumen del reactor se reducido hasta un 20 % del convencional. La producción de metano es de 60 a 70 % del biogás generado, su arranque y estabilización es sencillo y estable, (WEF/ASCE, 1991).

4.4.3 Factores que intervienen en la digestión anaerobia

La eficiencia y la estabilidad de la digestión anaerobia, son marcadas por diversos factores que afectan la sensibilidad del medio.

Tiempo de retención celular

Este factor determina el volumen del reactor. En sistemas sin recirculación el tiempo de retención celular es igual al tiempo de retención hidráulica, en caso de haber recirculación (digestión en dos etapas) de lodos digeridos y/o espesados el tiempo de retención celular se hace mayor que el hidráulico. Se recomienda que para reactores mesofílicos (aproximadamente 35°C) de alta tasa tiempos de retención celular mayores de 10 para asegurar la estabilidad (WEF/ASCE, 1991).

Cuando se desea operar digestores a otras temperaturas se recomiendan los tiempos de retención celular señalados en la tabla 4.3.

TABLA 4.3. Tiempo de retención celular recomendado para digestores de alta tasa a diferente temperatura		
Temperatura de operación °C	Tiempo de retención celular, días	
	Mínimo	Sugerido para el diseño
18	11	28
24	8	20
29	6	14
35	4	10
40.5	4	10

Calor requerido

el calor requerido por un digestor anaerobio comprende el calor necesario para precalentar la corriente de alimentación de lodo hasta la temperatura de operación y el calor necesario para compensar la pérdida por conducción a través de las paredes del reactor.

El calor necesario para calentar la alimentación se puede calcular por la ecuación 4.5. Este calor es proporcionado por intercambiadores de calor donde se utiliza como combustible los gases del mismo sistema o cuando el combustible auxiliar no es suficiente.

$$Q_1 = WC_p(T_2 - T_1) \quad (4.5)$$

donde:

Q_1 : Calor requerido, kJ/d

W: Flujo másico de lodo, Kg/d

C_p : Capacidad calorífica del agua, 4.2 KJ/Kg°C

T_1, T_2 : Temperatura del lodo y digestor respectivamente, °C

Para estimar si la producción de gas por el sistema proporciona energía suficiente para mantener estable la temperatura de operación, es conveniente comparar , la energía total requerida con el valor esperado en el gas considerando una eficiencia de combustión del 60% (WEF/ASCE, 1991).

La producción de gas es un factor directamente proporcional a la degradación de materia orgánica. Normalmente se expresa como producción de gas específica, en términos de volumen de gas producido por unidad de sólidos volátiles degradados. Este valor se encuentra en el rango de 0.75 a 1.1. m³/kg de sólidos volátiles eliminados.. La tabla 4.4 presenta algunos factores para diferentes compuestos en el lodo.

TABLA 4.4 Producción específica de gas para diferentes compuestos presentes en el lodo (EPA, 1979)		
Compuestos	Prod. esp. de gas, m ³ /kg	Contenido de metano
Compuestos grasos	1.12 - 1.43	62 - 72
Espumas	0.87 - 1.0	70 - 75
grasas	1.06	68
Fibras crudas	0.81	45 - 50
proteínas	0.75	73

La producción total de metano se puede estimar mediante la relación entre la producción específica y la cantidad de material orgánico eliminado (DQO) de acuerdo con la ecuación 4.6.

$$G = G_o(\Delta S - 1.42X) \quad (4.6)$$

donde.

G = Producción total de metano, m³/día

G_o = Producción específica de metano, m³/kg de DQO eliminada

ΔS = DQO eliminada, kg/día

X = Biomasa producida, kg/día

El factor 1.42 representa el equivalente de oxígeno por unidad de biomasa oxidada que al multiplicarse por la biomasa generada en el digestor proporciona la fracción de DBO que no contribuye a la producción de metano, de la ecuación anterior se puede calcular el total de gas generado, $G_1 = G/0.67$ y viceversa.

Mezclado

Este factor es determinante para la alta degradación de material volátil en sistemas de digestión de alta carga, en los casos prácticos el mezclado se basa fundamentalmente en el bombeo del lodo, bombeo del gas a través del licor de mezcla del digestor y en pocas ocasiones con agitación mecánica. Son varias las razones, por las que se considera al mezclado como factor de importancia:

- Un contacto continuo entre microorganismos y el sustrato .
- Un sustrato uniformemente distribuido, disponible para todos los microorganismos
- Se mantiene a niveles mínimos las concentraciones de productos finales, intermedios e inhibidores.
- Se mantiene una homogeneización térmica, evitando la estratificación del sistema.
- Por último se reduce la producción de espumas y nata.

Alcalinidad y pH

Es cierto que el pH depende de las reacciones ácido base. Dentro del proceso de digestión anaerobia ocurren un sin número de estas reacciones, por esta razón al pH se le considera un índice global de lo que ocurre en el digestor, ya que las bacterias son sensibles a cambios de pH. En diferentes trabajos de investigación se ha demostrado que la bacterias formadoras de metano tienen un pH óptimo comprendido entre 6.8 - 7.4, inhibiéndose totalmente a valores de 6.2.

Se ha demostrado que la medida cualitativa más común de la capacidad amortiguadora de las aguas residuales y lodos es el contenido de alcalinidad; a mayor alcalinidad más resistencia a cambios de pH. En digestores anaerobios el contenido de alcalinidad (CaCO_3) varía normalmente entre 1500 y 50 000mg/l, y si la relación entre ácidos volátiles y alcalinidad permanece por debajo de 0.25, la capacidad amortiguadora del sistema se mantiene en un nivel adecuado.

4.4.4 Inhibidores tóxicos

Se ha demostrado que la mayor parte de los problemas de inhibición de los procesos anaerobios, se debe principalmente a las altas concentraciones de metales pesados y otras sustancias tóxicas. La tabla 4.5 menciona algunos de los más comunes.

**TABLA 4.5 Concentración de sustancias que inhiben el proceso de digestión anaerobia
(Adaptada de Metcalf & Eddy, 1991)**

Sustancia	Fuerte inhibición concentración, mg/l	Reduce al 50 % la actividad mM
Na ⁺	8 000	----
K ⁺	12 000	----
Ca ⁺⁺	8 000	----
Mg ⁺⁺	3 000	----
Nitrógeno amoniacal	3 000	----
Sulfuros	200	----
Cobre	0.5 (soluble), 50 - 70 (total)	----
Cromo (VI)	3.0 (soluble), 200 - 250 (total)	----
Cromo (II)	180 - 420 (total)	----
Niquel	2.0 (soluble), 30.0 (total)	----
Zinc	1.0 (soluble)	----
Acrolein	----	0.2
formaldehído	----	2.4
Fenol	----	26

4.4.5 Principios para la selección de equipo

Para el diseño de reactores anaerobios es necesario contar con la mayor información acerca de las características y cantidades de lodos generado, caudal promedio y máximo, concentración de sólidos volátiles y fijos entre otros, así como también es necesario contar con las características climatológicas del lugar. Por otro lado, los principales equipos que requieren mayor dedicación y que son determinantes en el proceso de digestión son tanques y cubiertas de los mismos, así como el sistema de calentamiento.

Los tanques de los digestores son generalmente cilíndricos, ovoides, y rectangulares en raras ocasiones. Se construyen generalmente de concreto reforzado aunque se han construido de acero para su menor costo. Su diámetro varía entre 8 y 40 m., y su profundidad lateral en 6 y 12, tratando de mantener la relación entre radio del tanque y la profundidad del líquido entre 0.7 y 2.0, con pendientes en el fondo 1:6 mínimas. Las cubiertas son muy útiles para evitar la propagación de malos olores, además sirven para acondicionar los sistemas de recolección de gases. Las cubiertas las hay fijas y flotantes. Las primeras tienden a tener fracturas debido a la presión que genera la formación de mezclas explosivas. Qasin (1985) informa que basta una proporción entre 5 y 20 % en volumen de aire con los gases generados para originar una explosión. Las flotantes proporcionan más flexibilidad (2.5 aproximadamente) en el lapso de alimentación y descarga del lodo.

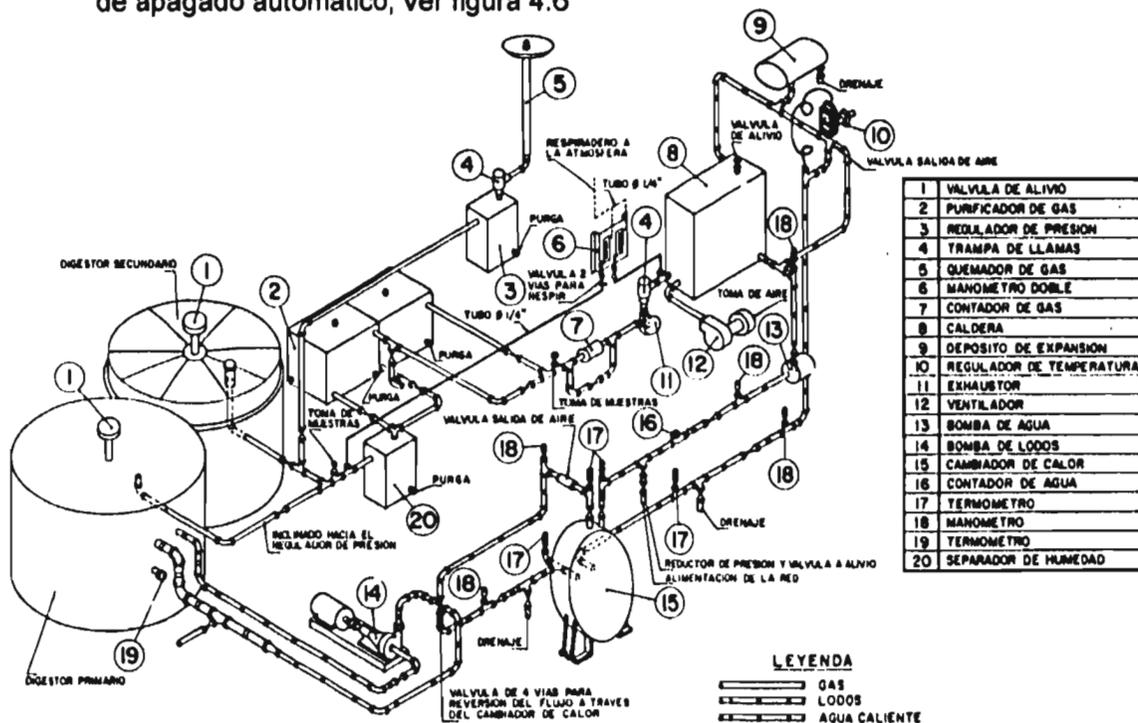
En cuanto al sistema de mezclado, éste se fundamenta en el bombeo de la corriente de recirculación de lodo digerido, método que por su elevado costo de bombeo es poco empleado. El mezclado mecánico por propulsores, turbinas y similares es muy eficiente, pero se han tenido graves problemas, ya que la

materia fibrosa del lodo daña el equipo. La recirculación de gas, actualmente es el método más empleado, ya que proporciona un mezclado efectivo con relativa sencillez (Hernández M., 1990).

4.4.5 Sobre la operación y mantenimiento

El modo más sencillo de poner en funcionamiento un digestor anaerobio, es con lodo de reserva de otro digestor (lodo muy activo). Debido a que el digestor es un tanque cerrado, es necesario, que las corrientes del sistema estén disponibles para los muestreo y análisis correspondiente, los resultados de estos deben ser tabulados de tal manera que se pueda predecir y corregir los factores discutidos en el punto anterior que modifican el proceso, ya que no hay que olvidar que la digestión anaerobia es un proceso muy sensible ante cambios del medio.

Los tanques y equipos complementarios deben diseñarse de tal manera que su limpieza y mantenimiento sea fácil, además debe preverse la utilización de equipo de seguridad al personal de mantenimiento. Del mismo modo se recomienda que el sistema de recolección y manejo de gas cuente con válvulas de desahogo para presión y vacío, con trampas de llamas, y con un mecanismo de apagado automático, ver figura 4.6



NOTAS:

1. COLOCAR LAS VALVULAS DE SALIDA DE AIRE EN LOS PUNTOS MAS ELEVADOS DE LAS TUBERIAS DE LODOS Y DE AGUA CALIENTE.
2. ESTE ESQUEMA MUESTRA LA INSTALACION TIPICA DE UN SISTEMA DE CALEFACCION DE LODOS DEBERA SER REVISADO Y APROBADO DE ACUERDO CON LAS CONDICIONES Y NECESIDADES LOCALES

4.6 Esquema general de un sistema de digestión anaerobia (Hernández M., 1990)

4.5. Estabilización química

La estabilización con cal es la más común, es muy recomendada para lodos provenientes de plantas relativamente pequeñas o que tienen terreno suficiente para su almacenamiento; o bien, puede ser utilizado en plantas grandes como un método provisional o temporal de estabilización cuando existen horas pico de generación de lodos o cuando los sistemas de digestión se encuentran en mantenimiento.

4.5.1. Principio del proceso

Este tipo de proceso es esencialmente sencillo ya que sólo consiste en agregar cal al lodo (CaO) directamente o como Ca(OH)_2 en cantidades suficientes hasta alcanzar un pH de 12, manteniéndolo durante dos horas por lo menos. La reacción que se lleva a cabo tiene como objetivo principal inhibir la actividad biológica, dado que la reacción es exotérmica el lodo puede alcanzar una temperatura de 40 a 70 °C, por consiguiente ayuda a reducir el contenido de agua en el lodo, concentrándolo hasta en un 35% en sólidos secos (Paulsrud y Eikum, 1984)

4.5.2. Dosis de reactivo

Se recomienda de 200 a 500 Kg de CaO /ton de sólidos secos para alcanzar un pH entre 10.0 y 12.5; o bien, en forma general hay que agregar suficientes dosis de cal hasta alcanzar el pH de 12. La dosis de cal puede variar de acuerdo al tipo y características de lodo que se desea estabilizar Tabla 4.6

Tipo de lodo	Concentración de sólidos, %		Dosis de cal, kg Ca(OH)_2 /kg ss		pH promedio	
	Intervalo	Promedio	Intervalo	Promedio	inicial	Final
Primario	3 - 6	4.3	0.06 - 0.17	0.12	6.7	12.7
Activado	1 - 1.5	1.3	0.21 - 0.43	0.30	7.1	12.6
Mezcla	5 - 7	5.5	0.14 - 0.25	0.19	7.2	12.4
Séptico	1 - 4.5	2.7	0.09 - 0.51	0.20	7.3	12.7

5.5.3. Implicaciones del proceso

En este tipo de proceso relativamente sencillo, se han alcanzado eficiencia de destrucción de organismos patógenos (Coliformes fecales, totales, estreptococos fecales, salmonela sp., etc.) por arriba del 99 % (Paulsrud y Eikum, 1985). Recientes estudios, realizados con lodos de exceso de la planta de tratamiento de aguas negras Chapultepec del DDF, se ha confirmado esta eficiencia de remoción de organismos patógenos (López R., 1997).

Cabe aclarar que este tipo de remoción de organismos patógenos no establece que el lodo sea estable, ya que si bien es cierto que la gran cantidad de microorganismos ha sido removida, el lodo sigue conservando las características de un medio de cultivo para el desarrollo y activación de microorganismos una vez que el pH haya bajado; esto suele suceder en tiempos de lluvia. Por lo consiguiente este método debe considerarse un sistema de desinfección, más que de estabilización.

Evidentemente, el pH y el tiempo de contacto o exposición son determinantes en el proceso, ambos se relacionan directamente entre sí, debido a que el pH necesario debe mantenerse durante suficiente tiempo de contacto para lograr la estabilización. Normalmente se recomienda mantener el pH sobre un valor de 12 durante aproximadamente 2 hrs. y no permitir que descienda de 11 durante varios días, ya que éste desciende gradualmente a lo largo del proceso de estabilización (WEF/ASCE, 1991).

El pH desciende de acuerdo con la secuencia siguiente: primero se absorbe bióxido de carbono del aire (que forma un ácido débil cuando se disuelve en agua) que reacciona con la alcalinidad residual de la mezcla, conforme se consume la alcalinidad, el pH comienza a disminuir. Eventualmente, se alcanza un pH en el cual vuelve a desarrollarse la actividad de los microorganismos y el pH continúa su descenso debido a la producción de ácidos orgánicos, de manera similar a lo ocurrido durante las transformaciones que se llevan a cabo durante el proceso de digestión anaerobia.

La adición de cal al lodo favorece la deshidratación, y por lo consiguiente la cantidad de lodos a disponer será menor en volumen, aunque en cantidad de sólidos aumenta relativamente, ya que la reducción de sólidos volátiles es mínima (no más del 10 %). Por otro lado, se reduce la concentración de fósforo disuelto debido a la reacción de los ortofosfatos para formar un precipitado de fosfato de calcio, el nitrógeno también disminuye por la liberación de amoníaco.

Por último, la cal a la intemperie reacciona con CO_2 y forma carbonato de calcio sobre el lodo, haciendo menos efectivo el proceso de estabilización.

4.6. Características comparativas

Las características de los tres principales tipos de estabilización, anteriormente analizados, se resumen en la tabla 4.7. Como puede observarse, los tres métodos garantizan buenos resultados; por consiguiente, el tipo de estabilización que debe seleccionarse, es aquél que satisfaga las necesidades de tratamiento, de manejo y de disposición final entre otras propias de cada caso en particular.

TABLA 4.7 Conclusiones comparativas de los tres principales métodos de estabilización			
Parámetro comparativo	Tipo de estabilización		
	Aerobia	Anaerobia	Con cal
Olor	No produce olores ofensivos	Produce olores ofensivos generados del proceso	Se reducen considerablemente los olores
Patógenos	Alto porcentaje de destrucción de patógenos	Alto porcentaje de destrucción de patógenos	Se inhibe totalmente la actividad biológica durante el tiempo que dura el lodo con un pH de 12
Remoción de tóxicos	No alcanza a remover todos	Remueve principalmente los del supernadante	reduce la solubilidad de los metales pesados
Tiempo de retención celular	Corto, de 10 a 15 días	largo, mayor de 15 días	—
Reducción de SSV	Comparable con la digestión anaerobia	Del 40 al 60 %	Muy baja menor del 10 %
Facilidad para desaguar	No muy efectiva	Efectiva , más cuando se utilizan lechos de arena	Muy efectiva
Reducción de la masa total del lodo	Se reduce considerablemente, comparable con la D. anaerobia	Alta reducción de los sólidos	Aumenta, por la adición de la cal
Procesos biológicos en marcha	Sencillos	Complicados, lenta adaptación y sensibilidad de los organismos	—
Tipo de lodo adecuado	Muy efectivo para lodos biológicos	Efectivo para lodos primarios	Primarios y secundarios
Sensibilidad del proceso ante cambios del medio	Mayor flexibilidad del proceso	Muy sensible a cambios de T, pH y [] de compuestos tóxicos	Es afectado en tiempos de lluvia
Calidad del supernadante	Buena, se trata con facilidad en la misma planta	Mala, difícil de tratar, causa problemas a la planta cuando es incorporado para su tratamiento	—

Continuación Tabla 4.7

producción de natas y espumas	Se produce gran cantidad al igual que la digestión anaerobia	Se genera gran cantidad	No se producen
Recuperación de gases	Actualmente no se recupera ninguno	Se recuperan grandes cantidades de metano	Ninguno
Problemas para manejar los gases generados	Ninguna	Alto riesgo sino se cuenta con las instalaciones necesarias	—
Grado de estabilidad de los lodos	Alto	Alto	Alto, mientras se mantiene el pH en 12
Nitrificación	parcial o completa	No se lleva a cabo	No se lleva a cabo
Facilidad de manejo del proceso	Sencillo	Complicado	Sencillo
Actividades de limpieza	Sencillo	Se complica, con las incrustaciones	—
Tiempo de puesta en marcha	Corto	Largo	Corto
Costo iniciales	Bajos, menor que en la digestión anaerobia	altos, debido a los sistemas de recuperación de gases y calentamiento de lodo	bajos
Costos de operación	Altos, debido al consumo de energía	Bajos, si es que se utiliza el gas para precalentamiento del lodo	Relativamente bajos
Costos de mantenimiento	Bajos	Altos	—

CAPITULO V DESCRIPCIÓN DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE CIUDAD UNIVERSITARIA (PT-CU)

La planta de tratamiento de ciudad universitaria fue construida con el objetivo de tratar las aguas residuales generadas en la Universidad Nacional y la colonia Copilco el Alto para su reutilización como agua de riego de las áreas verdes de la propia universidad. Por otro lado la PT-CU ha sido esencial en la realización de diferentes estudios de investigación de ingeniería ambiental como el presente, así como demostraciones académicas al respecto.

La PT-CU fue diseñada para tratar un gasto de agua residual de 40 l/s; ésta, como la mayor parte de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales del país no cuenta con sistema para el tratamiento de lodos residuales. Estos últimos son descargados al drenaje municipal sin medir los daños que causan a los cuerpos receptores y sobre todo a la salud humana.

5.1. Características de diseño de la PT-CU

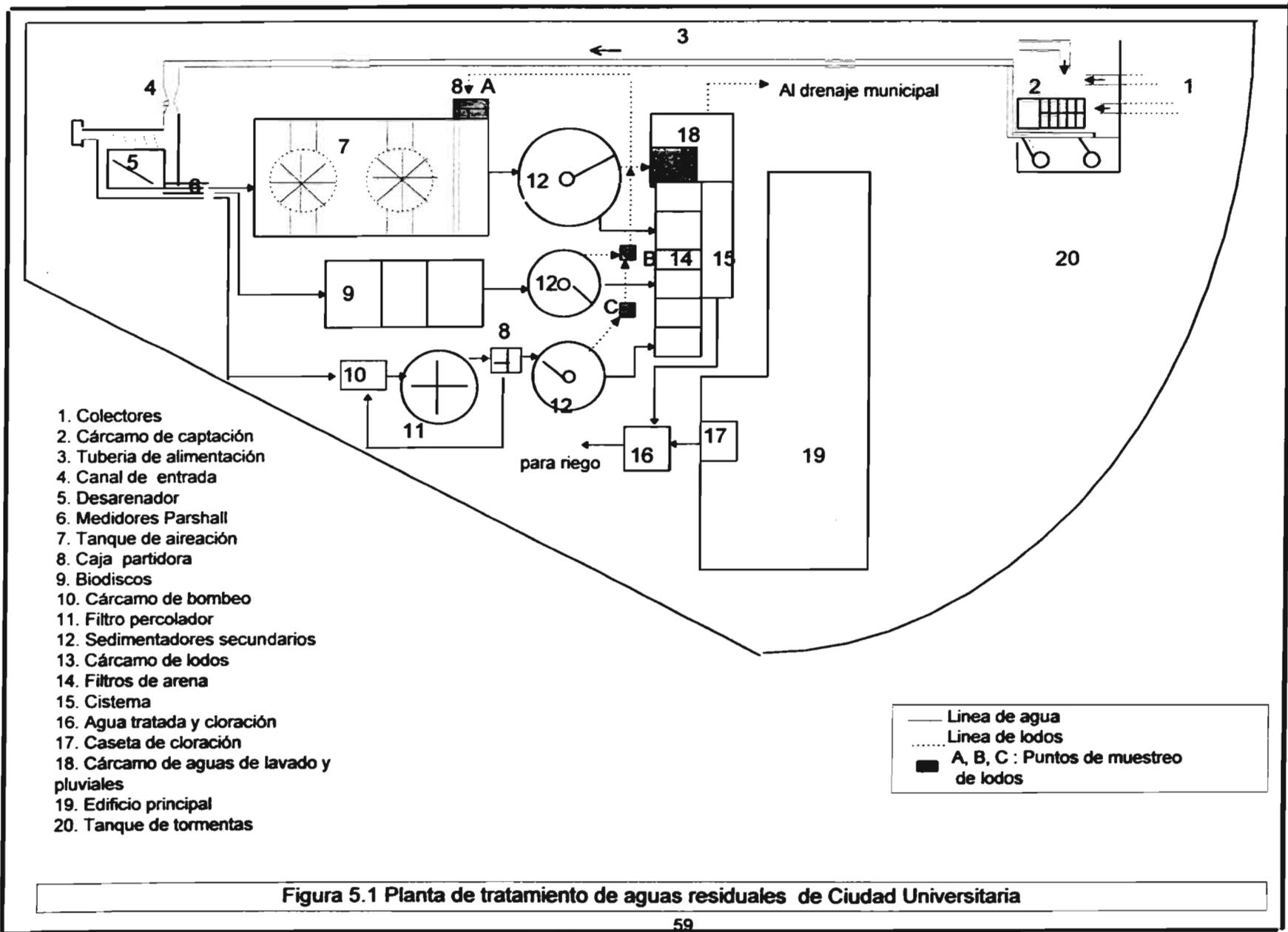
La planta es propia en su diseño, ya que carece de sedimentación primaria, además cuenta con tres sistemas de tratamiento biológico en paralelo: lodos activados, biodiscos y filtro rociador, los cuales tratan el 50, 25 y 25 % del caudal total. Figura 5.1. A continuación mencionamos y describimos los diferentes sistemas de tratamiento de agua con los que cuenta la planta, sin entrar a detalles, ya que el presente trabajo no persigue dicho objetivo.

Obra de toma, se constituye por tres colectores de 0.91, 0.91 y 0.61 m de diámetro que conducen el agua residual de tres diferentes zonas, Zona antigua de la UNAM, zona de institutos y zona Copilco el Alto.

Rejillas, son tres, una para cada descarga de colector, están colocadas con un ángulo de inclinación de 30°, teniendo un claro de 2.5 cm, las dimensiones son proporcionales a las descargas de los colectores, su limpieza es manual.

Carcamo de captación, este carcamo es de tipo húmedo tiene capacidad para un volumen de 62 m³, en él se encuentran dos bombas de 15 y 10 HP.

La planta cuenta con una tubería de alimentación de acero al carbón de 6 pulgadas de diámetro y 92 m de longitud que conecta a las bombas del carcamo con el canal de entrada al desarenador. La tubería de alimentación descarga a lo que se consideraba un canal Parshall. En la actualidad este canal se utiliza como paso hacia el desarenador.



Desarenaador, la PT-CU cuenta con un desarenaador tipo cuadrado con un tanque de colección de 3.0 m de diámetro aproximadamente. A la entrada del desarenaador se localizan ocho deflectores que regulan el flujo de entrada. el desarenaador cuenta con un sistema de rastras que transportan los sedimentos hacia una tolva, donde son recogidos por un tornillo sin fin de 4.5 m de longitud. Actualmente este sistema de extracción de arenas no funciona, la limpieza se hace manual.

La planta cuenta con tres medidores Parshall de cielo abierto, situados inmediatamente después del desarenaador, cada uno cuantifica el volumen de agua que se envía a cada uno de los diferentes sistemas de tratamiento biológico.

Sistema de lodos activados (línea 1), sus fundamentos son ya descritos en la literatura. El tanque de aireación tiene capacidad para un volumen de 568 .5 m³. Si se considera un borde libre de 0.50 m, el tirante promedio de agua es de 3.15m, por lo que el volumen de almacenamiento es de 490.6 m³. De acuerdo con lo anterior el tiempo de retención hidráulica para el gasto de diseño (20 l/s) es de 6.8h. Este tanque cuenta con dos aireadores superficiales de 10 HP cada uno, teniendo como objetivo principal la homogenización y aireación-oxidación del licor de mezcla. Este sistema cuenta con su respectivo sedimentador, de alimentación central, 5.90 m de diámetro, tiene una mampara de metálica de 0.90 m de profundidad alrededor de la columna de alimentación, la pendiente de fondo es 54 mm/m, cuenta con un sistema de rastras que conduce a los lodos sedimentados hacia la tolva, localizada al lado de la columna de alimentación, su velocidad de giro es de 0.95 rpm. La recirculación de lodos se hace a través de una tubería de 6 pulgadas de diámetro con dos bombas de 5 HP. La tubería de salida costa de un sistema de retorno, mediante el cual se controla el gasto de recirculación.

Sistema de biodiscos (línea 2), consiste de una serie de discos plásticos montados sobre una flecha horizontal, los cuales se sumergen 40% en un tanque. Los discos tienen un diámetro de 3.60 m, éstos giran a una velocidad de 1.6 rpm, el sistema consta de tres etapas, el total del área superficial es de 8752 m²; está diseñado para una carga orgánica de 150 a 200 mg de DBO/l. El sedimentador respectivo de este sistema tiene un diámetro de 4.85 m, una pendiente en el fondo de 80 mm/m, al igual que el sedimentador 1, la alimentación es central y posee una mampara metálica de 0.90m de profundidad alrededor de la columna de alimentación

Sistema filtro rociador (línea 3), esta conformado por un tanque de concreto de 3.44 m de diámetro y 6.44 m de altura. El empaque está constituido por módulos de PVC de 0.60X0.60X1.20 m, con una superficie específica de 140 m²/m³. El empaque ocupa un volumen de 36 m³, en la parte inferior se encuentran dos ventanas de entrada de aire de 0.40 x 0.12 m. El agua proveniente del

carcamo de alimentación pasa al biofiltro a través de una tubería de cuatro pulgadas, en la parte superior se encuentra el sistema rociador, el cual, está formado por un tubo central de 0.40 m de diámetro y 1.07 m de alto, que en la parte inferior tiene unida cuatro tubos de 1.20 de largo y 10 cm de diámetro. En cada tubo existen cuatro boquillas de 0.04 m de diámetro, las cuales se encargan de rociar el agua cruda sobre el empaque. El sedimentador respectivo tiene las mismas características del sedimentador 2.

La filtración de los efluentes secundarios de la PT-CU se lleva a cabo en seis filtros por gravedad, los cuales tienen como medio filtrante únicamente una capa de arena de 0.60 m de espesor. El lecho filtrante tiene una área de 3.24 m², por lo que se cuenta con una superficie total de filtración de 19.44 m².

El cárcamo de aguas tratadas y cloración de la planta mide 2.30 por lado y 5.60m de alto y tiene un volumen de 31.20 m³. Cuenta con cuatro bombas dos de 30 HP y dos 15 HP. En este cárcamo se almacena temporalmente el agua proveniente de los filtros, donde se clora antes de ser bombeada hacia las Cisternas para riego de Ciudad Universitaria.

La cloración se lleva a cabo mediante la utilización de una bomba de 1HP la cual toma parte del agua filtrada y la lleva a la caseta de cloración, donde se añade el cloro. Acto seguido, una tubería de PVC de una pulgada de diámetro envía el agua clorada al carcamo de agua tratadas para que se mezcle con el resto del agua procedente del sistema de filtración.

Por último, el carcamo de aguas de lavado y pluviales, tiene como objetivo principal almacenar temporalmente el agua antes de ser enviada al drenaje municipal. En éste son desechadas las aguas provenientes del retrolavado de los filtros, los lodos secundarios de purga y las aguas pluviales, además cuando los filtros de arena no aceptan el gasto que mandan los sedimentadores, esta agua es enviada también al cárcamo, su volumen es de 103.63m.

5.2 Descripción de la operación de la planta

Con el propósito de describir la operación de la PT-CU, fue necesario analizar la bitácora de los análisis que se efectuaron diariamente durante el año de 1996, de todos los datos recabados se obtuvieron los valores medios mensuales para cada sistema de la planta, éstos son presentados conforme son necesario para describir la operación y funcionamiento de la planta.

5.2.1. Características del influente

Las Características generales del agua residual que trata la planta, así como los caudales con los que opera cada sistema biológico se presentan en la tabla 5.1.

Tabla 5.1 Valores mensuales promedio de las características del influente de la PT-CU (Después del desarenador)							
Mes (1996)	DBO mg/l	DQO mg/l	SST mg/l	Q _{LA} l/s	Q _{BIOD.} l/s	Q _{BIOF.} l/s	Q _{TOT} l/s
Enero	145.38	215.00	68.00	25.61	9.47	8.48	43.90
Febrero	165.33	487.00	118.70	24.39	10.46	7.93	42.76
Marzo	166.71	439.00	118.30	24.33	10.27	7.47	41.90
Abril	158.20	337.00	120.82	21.97	9.38	7.30	39.57
Mayo	138.70'	176.90	123.10	23.51	9.11	7.99	40.65
Junio	88.15	99.20	73.79	23.23	8.06	7.52	37.95
Julio	N.A.	N.A.	N.A.	23.78	23.78	4.99	28.27
Agosto	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.
Septiembre	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.
Octubre	N.A.	N.A.	N.A.	6.01	7.50	6.03	15.78
Noviembre	71.14	189.00	59.14	15.57	8.16	6.92	30.32
Diciembre	70.00	211.00	64.36	19.95	7.22	7.04	34.37
Media	119.61	269.26	93.28	20.83	8.46	7.41	34.55
Desviación estandar	41.72	136.82	29.13	5.95	1.64	0.7	8.71
N.O. No opero							
N.A. No se analizo							

Como puede observarse, los valores medios mensuales correspondientes a las concentraciones de DBO, DQO y SST se encuentran por debajo del valor reportado en la literatura, las cuales corresponden a 220, 500 y 220 para DBO, DQO y SST respectivamente (Metcalf y Eddy, 1996); sin embargo la relación DQO/DBO es muy similar. Se observa también que las mayores cargas orgánicas se dan durante los meses de Enero a Abril.

El funcionamiento de la planta se reduce considerablemente durante la temporada de lluvia, parando totalmente durante los meses de Agosto y septiembre y arrancando en forma gradual para su estabilización, en un tiempo aproximadamente de 15 días.

Respecto a los caudales, el único sistema que opera con su valor de diseño (20 l/s) es de lodos activados; para el caso de biodisco y biofiltros, éstos operan por debajo de su valor de diseño. En total el caudal medio de agua a tratar es de 34.55 l/s el cual corresponde al 86 % de la capacidad de diseño de la planta.

5.2.2 Descripción de la operación de los sistemas de tratamiento

Entrando más a detalle, las tablas 5.2, 5.3 y 5.4 presentan los valores de los parámetros de operación de los sistemas biológicos de tratamiento, lodos activados, biodiscos y biofiltro.

Como puede observarse en la tabla 5.2, hay meses en que el sistema de lodos activados trata caudales de agua residual por encima de su valor de diseño, pero en promedio opera para el caudal de diseño. El flujo de recirculación es de 27.4 % del total teniendo una concentración media de SST de 2466.1 mg/l misma que se presenta en el caudal de purga; el tiempo de retención hidráulica es de 6.19 hr valor que se encuentra por encima del rango 3 -5 hr recomendado en la literatura., (Metcalf y Eddy, 1996). Este valor alto de retención hidráulica garantiza una buena remoción de la carga orgánica.

El sistema de biodiscos trata un caudal de agua residual de 8.46, tabla 5.3; este sistema produce un 12.51 m³/día de lodo. Como puede observarse, la cantidad de lodo generado por metro cúbico de agua residual tratada, es muy similar a la que se genera en sistema de lodos activados, del mismo modo la concentración de SST en la purga es semejante a la de lodos activados. De lo anterior se puede establecer que la cantidad de lodo generado por unidad de DBO removida es similar en ambos sistemas. En cuanto a la carga másica del sistema de biodiscos se encuentra dentro del rango de valores recomendado para el diseño de estos sistemas(WEF/ASCE,1991); también puede observarse que la carga másica va variando conforme cambia la cantidad de carga orgánica en el influente, ya que la carga másica es función de concentración de ésta última.

Por último, el sistema de biofiltro tabla 5.4; es el sistema que trata la menor cantidad de agua residual 7.41 l/s, aproximadamente el 75% de su valor de diseño. Sus valores correspondientes a carga hidráulica y másica son muy altos; estos valores reflejan lo mal que ha sido diseñado este sistema de tratamiento, a pesar de que los valores de la concentración de carga orgánica en el influente se encuentran por debajo del valor medio de una agua residual municipal , 220 y 500 para DBO y DQO respectivamente, (Metcalf y Eddy, 1996).

En conclusión, de la información que proporcionan las tablas antes citadas, se puede concluir que el único sistema que opera con sus parámetros de diseños es el sistema de lodos activados, esto se ve reflejado claramente en la eficiencia de remoción (aproximadamente 95%) de DBO en el agua, en comparación con el sistema de biofiltro que sólo alcanza a remover el 86 %. En general las eficiencias de remoción de los sistemas son altas si se considera que la planta de tratamiento no cuenta con sistema de tratamiento primario

Tabla 5.2 Valores mensuales promedio de los parámetros de operación del sistema de lodos activados

MES (Año 1996)	Q _i L/S	% R	Q _p m ³ /d	SST _R mg/l	DBO _i mg/l	DQO _i mg/l	DBO _e mg/l	DQO _e mg/l	SST _e mg/l	θ hr	η %
ENERO	25.61	28.06	27.19	2540	145.38	215.00	7.70	20.46	4.95	5.32	94.70
FEBRERO	24.39	28.30	28.20	3482	165.33	487.00	8.12	49.85	7.75	5.59	95.12
MARZO	24.33	27.34	29.18	3161	166.71	439.00	5.80	57.33	8.23	5.60	96.52
ABRIL	21.97	29.02	40.76	2574	158.20	337.00	6.10	12.44	7.45	6.20	96.14
MAYO	23.51	28.50	43.37	2014	138.20	176.90	5.80	16.00	7.33	5.80	95.82
JUNIO	23.23	26.25	39.25	1487	88.15	99.20	4.17	11.50	7.71	5.89	95.27
JULIO	23.78	25.00	34.50	1796	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	5.73	---
AGOSTO											
SEPTIEMBRE											
OCTUBRE	6.01	25.00	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	22.67 ^a	---
NOVIEMBRE	15.57	25.97	13.33	24.21	71.14	189.00	7.15	14.20	8.68	8.75	89.95
DICIEMBRE	19.95	30.55	23.97	2720	70.00	211.00	10.60	16.10	8.50	6.83	84.86
MEDIA	20.83	27.40	31.08	2466.11	119.61	269.26	6.93	24.74	7.58	6.19	93.55
DESVIACIÓN ESTÁNDAR	5.95	1.82	9.46	633.50	41.72	136.82	1.94	18.13	1.09	1.05	93.55

N.A. No analizado

a: valor no tomado en cuenta

Q_i = Caudal de influente, l/s

R = Recirculación

Q_p = Caudal de purga, m³/d

SST_r = SST en recirculación, m/

SST_e = SST en el efluente

i = Influyente

e = Efluente

η = Eficiencia

Tabla 5.3 Valores mensuales promedio de los parámetros de operación del sistema de bidiscos

MES 1996	Q_i L/s	Q_p m ³ /d	SST _p mg/l	DBO _i mg/l	DQO _i mg/l	DBO _e mg/l	DQO _e mg/l	SST _e mg/l	CH m ³ /m ² d	CM g DQO/m ²	η %
ENERO	9.47	10.56	N.A.	145.38	215.00	13.50	28.3	9.52	0.0935	20.10	90.70
FEBRERO	10.46	12.23	2816	165.33	487.00	15.80	74.4	12.10	0.1033	50.29	90.44
MARZO	10.27	11.49	2770	166.71	439.00	12.50	85.8	14.80	0.1014	44.51	92.50
ABRIL	9.38	10.77	4750	158.20	337.00	13.00	16.33	12.00	0.0926	31.21	91.28
MAYO	9.11	13.22	2229	138.20	176.90	8.86	17.00	11.17	0.0899	15.91	93.61
JUNIO	8.06	16.69	2332	88.15	99.20	5.38	12.50	9.89	0.0796	7.89	93.90
JULIO	4.99	13.66	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	0.0493	—	—
AGOSTO				NO OPERÓ					PLANTA		
SEPTIEMBRE				NO OPERÓ					PLANTA		
OCTUBRE	7.50	12.69	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	0.0740	—	—
NOVIEMBRE	8.16	11.93	2524	71.14	189.00	12.92	14.00	13.95	0.0806	15.26	81.84
DICIEMBRE	7.22	11.86	2193	70.00	211.00	12.83	13.20	17.08	0.0713	15.04	81.69
MEDIA	8.46	12.51	2802	119.61	269.26	11.85	32.69	12.56	0.0835	25.03	89.49
DESVIACIÓN ESTÁNDAR	1.64	1.77	893.8	41.72	136.82	3.23	29.83	2.40	0.0162	15.36	4.94

N.A. No analizado
a: valor no tomado en cuenta

CH= Carga hidráulica = $Q_i \times 86.4/S_{BD}$

CM= Carga másica = $DQO_i \times 0.0864/S_{BD}$

S_{BD} = Superficie del biodisco = 8752 m²

Tabla 5.4 Valores mensuales promedio de los parámetros de operación del sistema de biofiltro

MES 1996	Qi L/S	% R	Qp m ³ /d	SSTp mg/l	DBO _i mg/l	DQO _i mg/l	DBO _e mg/l	DQO _e mg/l	SST _e mg/l	CH m ³ /m ² d	CM kDQO/m ³ d	η
ENERO	8.48	37.5	11.36	386.9	145.38	215.00	16.77	41.47	16.28	120.1	4.38	88.46
FEBRERO	7.93	37.5	12.32	1726	165.33	487.00	14.37	88.65	17.04	112.3	9.27	91.31
MARZO	7.47	37.5	11.65	1229	166.71	439.00	13.06	116.60	16.67	105.8	7.87	92.17
ABRIL	7.30	37.5	18.83	2332	158.20	337.00	8.00	19.30	15.28	103.4	5.90	95.06
MAYO	7.99	37.5	15.05	N.A.	138.20	176.90	13.85	22.44	14.95	113.2	3.39	90.01
JUNIO	7.52	37.5	18.38	N.A.	88.15	99.20	9.60	18.00	N.A.	106.5	1.79	89.11
JULIO				N O O P E R Ó E L S I S T E M A								
AGOSTO				N O O P E R Ó L A P L A N T A								
SEPTIEMBRE				N O O P E R Ó L A P L A N T A								
OCTUBRE	6.03	37.5	10.79	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	85.4	N.A.	—
NOVIEMBRE	6.92	37.5	10.98	1887	71.14	189.00	17.50	N.A.	25.2	98.0	2.73	75.41
DICIEMBRE	7.04	37.5	11.87	1696	70.00	211.00	21.00	N.A.	27.5	99.7	3.56	70.00
MEDIA	7.41	37.5	13.47	1774	119.61	269.26	14.27	51.07	18.99	104.93	4.86	86.44
DESVIACIÓN ESTÁNDAR	0.71	0	3.17	396.7	41.72	136.82	4.22	41.76	4.74	10.0	2.61	8.34

N.A. No analizado

a: valor no tomado en cuenta

CH = Carga hidráulica = Q_i / A_{BF}

CM = Carga másica = $Q_i \times DQO_i \times 0.0864 / V_{BF}$

A_{BF} = área del biofiltro, 6.1 m²

V_{BF} = Volumen del biofiltro, 36 m³

5.2.3 Cuantificación de los lodos de exceso

Con objeto de cuantificar la cantidad la cantidad de lodos que produce la PT-CU, se determinó por separado la cantidad de lodos que produce cada sistema de tratamiento biológico, en base a la información obtenida de las bitácoras de PT-CU y que se encuentra condensada en las tablas 5.2, 5.3 y 5.4. Cabe recordar que la planta sólo produce lodo secundario debido a las características de diseño. Las ecuaciones de balance, para determinar la cantidad de lodo secundario son las ecuaciones 3.1, 3.2 y 3.3 presentadas en el Capítulo III, las cuales presentamos a continuación:

$$TLAP = (1-K) X_1 - X_r + \Delta X$$

donde:

$$\Delta X = \Delta S(Y) \quad \text{y} \quad \Delta S = hS_o - ihS_o$$

Tabla 5.5 Cuantificación promedio mensual de lodos de exceso en el sistema biológico de lodos activados							
MES 1996	Q _i l/s	ΔS = hS _o -ihS _o mg/s	X _r = X ₁ -X ₂ mg/s	Y kg SST/ kg DBO	ΔX=ΔS(Y) mg/s	TLAP = X _r + ΔX Kg/d	TLAP. 1% m ³ /d
Enero	25.61	3508.57	1614.71	0.223	782.41	207.11	20.71
Febrero	24.39	3833.86	2706.01	0.296	838.82	306.27	30.63
Marzo	24.33	3914.94	2678.00	0.273	1068.78	323.65	32.36
Abril	21.97	3341.64	2490.74	0.364	1216.36	320.29	32.03
Mayo	23.51	3089.93	2691.65	0.323	998.05	318.79	31.88
Junio	23.23	1950.85	1534.34	0.346	674.99	190.89	19.09
Julio	23.78	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Agosto	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.
Septiembre	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.
Octubre	6.01.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Noviembre	15.57.	996.32	785.66	0.374	372.62	100.07	10.00
Diciembre	19.95	1185.03	1114.40	0.636	753.68	161.40	16.14
Media	20.83	2727.64	1951.94	0.354	838.21	241.06	24.09
Desviación estandar	5.95	1102.95	731.69	0.116	243.77	81.61	8.18

Y: productividad de lodos, $Y = X_F \cdot Q_p / ((DBO_1 - DBO_1) Q_i)$
 TLAP: Total de lodos activados producidos

Tabla 5.6 Cuantificación promedio mensual de lodos de exceso en el sistema biológico de biodiscos							
MES 1996	Q _i l/s	ΔS = hS _o -lhS _o mg/s	X _r = X _o -X _f mg/s	Y kg SST/ kg DBO	ΔX=ΔS(Y) mg/s	TLAP = X _r + ΔX Kg/d	TLAP. 1% m ³ /d
Enero	9.47	1248.90	553.81	0.206	257.27	70.08	7.01
Febrero	10.46	1564.08	1107.71	0.256	400.40	130.30	13.03
Marzo	10.27	1583.74	1062.95	0.233	369.01	123.72	12.37
Abril	9.38	1361.98	1020.73	0.436	593.82	139.50	13.95
Mayo	9.11	1182.84	1019.68	0.288	340.66	117.53	11.75
Junio	8.06	667.135	515.03	0.675	450.31	83.40	8.34
Julio	23.78	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Agosto	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.
Septiembre	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.
Octubre	7.50	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Noviembre	8.16	475.07	375.85	0.773	743.31	64.20	6.42
Diciembre	7.22	412.77	341.36	0.728	641.86	55.46	5.55
Media	8.46	1062.06	749.64	0.449	474.58	98.02	9.76
Desviación estandar	1.64	445.21	310.76	0.224	156.85	31.13	3.08

Y: productividad de lodos, $Y = X_r \cdot Q_p / (DBO_i - DBO_o) Q_i$
 TLAP: Total de lodos activados producidos

Tabla 5.7 Cuantificación promedio mensual de lodos de exceso en el sistema biológico de biofiltro							
MES 1996	Q _i l/s	ΔS = hS _o -lhS _o mg/s	X _r = X _o -X _f mg/s	Y kg SST/ kg DBO	ΔX=ΔS(Y) mg/s	TLAP = X _r + ΔX Kg/d	TLAP. 1% m ³ /d
Enero	8.48	1090.61	438.58	0.214	233.39	58.06	5.81
Febrero	7.93	1197.11	806.16	0.206	246.60	90.96	9.10
Marzo	7.47	1147.76	762.16	0.144	165.28	80.13	8.01
Abril	7.30	1096.46	770.44	0.463	507.66	110.43	11.04
Mayo	7.99	933.63	864.12	0.317	295.96	100.23	10.02
Junio	7.52	590.70	445.26	0.381	225.06	57.95	5.79
Julio	4.99	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Agosto	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.
Septiembre	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.	N.O.
Octubre	6.03	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Noviembre	6.92	371.19	234.86	0.646	239.79	41.01	4.10
Diciembre	7.04	344.96	259.50	0.675	232.85	42.54	4.25
Media	7.41	846.55	572.64	0.381	268.32	72.66	7.27
Desviación estandar	0.7	332.84	240.02	0.201	96.37	24.79	2.48

Y: productividad de lodos, $Y = X_r \cdot Q_p / (DBO_i - DBO_o) Q_i$
 TLAP: Total de lodos activados producidos

Tabla 5.8 Cuantificación total de lodos de exceso en la PT-CU, 1996		
Sistema biológico	Cantidad de lodos como sólido seco en, kg/d	Cantidad de lodos al 1 % deST, m³/d
Lodos activados	241.06	24.09
Biodiscos	98.02	9.76
Biofiltro	72.66	7.27
total	411.74	41.12

De las tablas 5.5, 5.6 y 5.7 podemos concluir, que el valor de la productividad de lodos (Y) es considerablemente menor en el sistema de lodos activados que el de los otros dos sistemas de tratamiento, aunque el valor de 0.354 para el sistema de lodos activados se encuentra por debajo del valor medio que recomienda la literatura para cuantificar el lodo secundario, (Metcalf y Eddy, 1996). Por otro lado comparando los sistemas de biodiscos y biofiltro según la literatura tabla 3.3.; se esperaría que la productividad de lodos en el sistema de biodisco fuera menor; sin embargo resulto ser mayor. Esta diferencia puede estar representada por la alta concentración de carga orgánica en el efluente del sistema de biofiltros que no fue removida durante el proceso de depuración. Pero en general, lo que es claro es que la cantidad de lodos producidos en cada uno de los sistemas es proporcional al caudal de agua residual que tratan, considerando que esta última presenta la mismas característica a la entrada de cada uno de los sistemas biológicos de tratamiento.

Cabe señalar la importancia que tiene el cuantificar la cantidad de lodos que produce una planta de tratamiento; así como la concentración, ya que estos parámetro son determinantes para establecer el diseño de las etapas subsecuentes de un sistema de tratamiento de lodos de desecho. Por otro lado esta información da un acercamiento sobre el estado de funcionamiento del cualquier sistema biológico de tratamiento de aguas residuales.

CAPITULO VI METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

El presente trabajo de investigación se desarrolló en el laboratorio de Ingeniería Ambiental de la División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México (DEPFI-UNAM).

Los sistemas de estabilización aerobia utilizados para el desarrollo experimental fueron diseñados en el mismo laboratorio, utilizando material propio del laboratorio. Los equipos, así como material y reactivos utilizados para la realización de los diferentes muestreos y análisis de lodos son los mismos con los que cuenta el laboratorio DEPFI para su funcionamiento cotidiana de enseñanza. El gasometro y el controlador de temperatura (termostato), fueron facilitados por el Instituto de Ciencias de la Universidad Autónoma de Puebla (ICUAP). En el caso de los equipos utilizados, estos fueron calibrados conforme a los instructivos de fabricación respectivo.

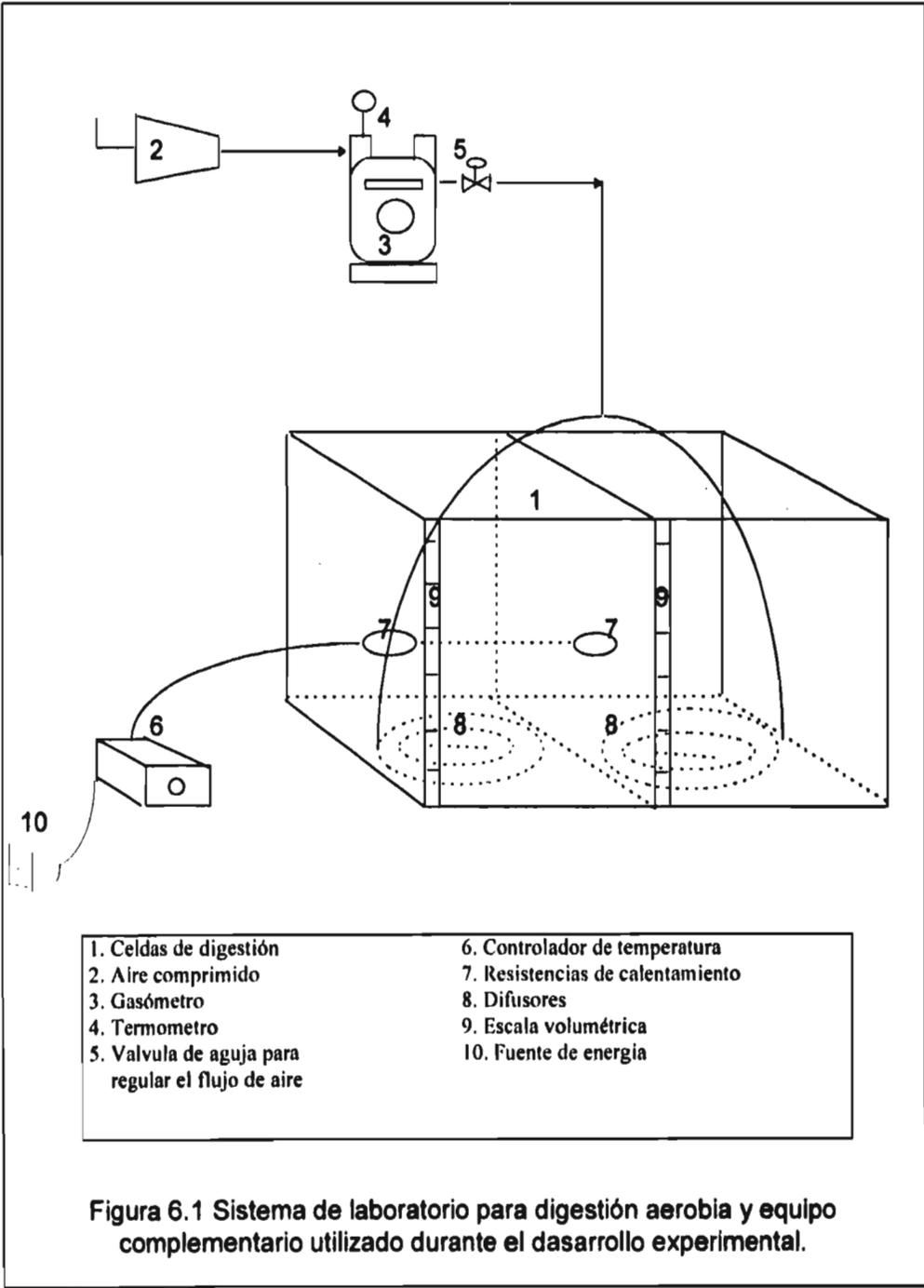
Las pruebas preliminares de estabilización se realizaron con dos tipos de lodo provenientes, de la planta de tratamiento de agua residuales "Cerro de la Estrella" y de la planta de tratamiento de "Ciudad Universitaria", debido a que esta última se encontraba en proceso de arranque después de un periodo de mantenimiento. Las pruebas definitivas se realizaron con lodos de la planta de tratamiento de Cuidad Universitaria.

Las pruebas definitivas de desarrollaron con gran éxito debido a la experiencia acumulada durante las preliminares. No obstante, nunca faltaron los problemas comunes por ejemplo la interrupción de energía eléctrica, aire comprimido; pero el periodo de tiempo de estas anomalías fue tan corto (de minutos) que consideramos que no afectó de manera significativa los resultados definitivos.

6.1 Sistema experimental

Se utilizaron dos sistemas de reactores discontinuos con dos celdas semejantes cada uno, con el fin de obtener dos series de valores correspondientes a las dos corridas de estabilización aerobia del mismo tipo de lodo muestreado. De esta manera, se pudo corroborar la veracidad de los experimentos, además se realizaron por duplicado los análisis de los muestreos de cada celda. El sistema utilizado es práctico a nivel laboratorio para obtener los parámetros cinéticos de degradación de materia orgánica para el diseño de digestores aerobios. Además es utilizado en la aclimatación de microorganismos para el tratamiento de aguas residuales.

El sistema experimental, incluyendo equipo y accesorios se presenta en la figura 6.1.



6.1.1. Descripción del diseño del sistema de digestión

Los reactores se construyeron de plexiglas de 1/4" de espesor con un volumen aproximado de 10 litros cada celda, todas las uniones del sistema y conexiones se hicieron con silicón; Para la puesta en marcha se llenaron al 80 % de su capacidad para evitar pérdida de sólidos debido al mezclado y generación de espumas. Las celdas cuentan con una escala volumétrica para llevar a cabo un control exacto del volumen. Al sistema de digestión se adaptó un medidor de flujo de aire (Gas meter Model KG-3; No. 94-624; Op. Max. 3.4 m³/h; Kumho Electric Inc.). Al conducto de suministro de aire se le adaptó una válvula aguja para regular la cantidad de aire introducido al sistema. Además, de un sistema de aireación por difusión que mantiene a los digestores en un régimen de mezcla completa. En la figura 6.2 se presentan las dimensiones y otras características del sistema experimental.

6.1.2. Funcionamiento del sistema

Los sistemas de estabilización aerobia utilizados en el presente trabajo de investigación son del tipo discontinuo o por lote. El tiempo de retención de lodo en este tipo de proceso se considera relativamente largo; por consiguiente, si el sistema trabajara en continuo los caudales serían muy pequeños para el volumen de los reactores a nivel laboratorio. Estos pequeños caudales resultan difíciles de medir para los fines que se persiguen, por lo que se pueden considerar despreciables respecto al tiempo. De lo anterior, se establece que el funcionamiento de un reactor discontinuo es muy semejante al continuo a nivel laboratorio; por lo consiguiente los parámetros cinéticos obtenidos a nivel laboratorio en reactores discontinuos, pueden ser adaptados a las ecuaciones de diseño de digestores continuos (Krishnamoorthy, 1989; Craig et. al., 1990; Planchy et. al., 1993). Por otra parte, la necesidad de tener almacenado el lodo antes de ser alimentado al digestor en un proceso continuo a nivel laboratorio, cambiaría las características físico-químicas y biológicas del mismo..

Lo anterior llevó a realizar una serie de experimentos de estabilización aerobia, en los que la alimentación y la descarga de lodo se hacía de manera intermitente, con tiempo de residencia y continuidad de muestreo previamente establecidos durante las pruebas preliminares.

Considerando un régimen de mezcla completa en los digestores, las muestras para evaluar cinética de degradación de la materia orgánica durante la estabilización se tomaron directamente de la celdas.

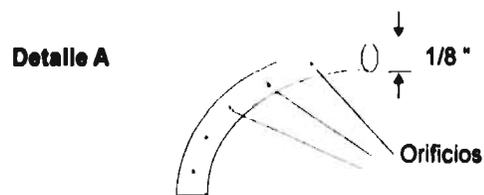
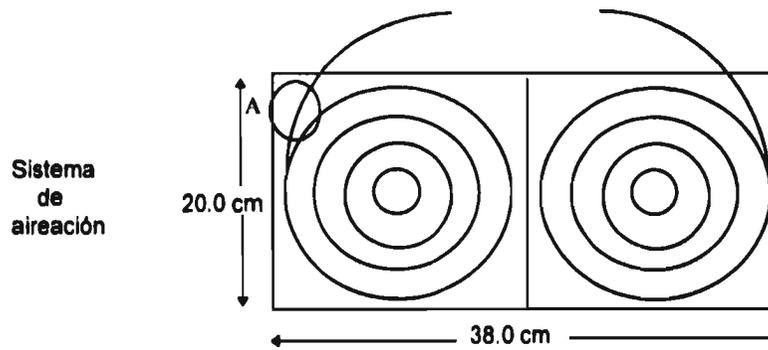
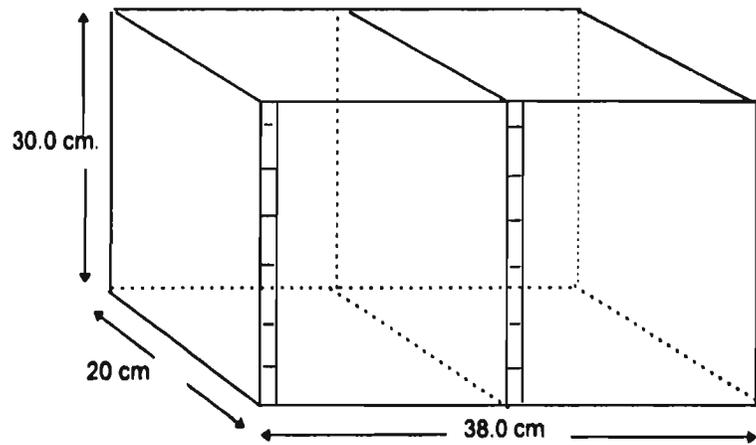


Figura 6.2 Dimensiones de las celdas y características del sistema de aireación utilizados en el desarrollo experimental

6.1.3. Dispositivos de aireación y calentamiento

Los dispositivos de aireación fueron de tipo difusivo, contruidos de manguera de silicón de 1/8 de pulgada de diámetro interno, con orificios a cada 0.5 cm. que proporcionan una burbuja menor a 3 mm de diámetro. Los orificios fueron suficientes para transferir un flujo de aire mayor a 1 l/min aproximadamente y capaz mantener un oxígeno disuelto arriba de 1 mg/l. Esta manguera que funciona como dispositivo de aireación esta colocada de manera concéntrica en el fondo. Los sistemas de aireación se hicieron de tal forma que la velocidad de flujo de aire en las diferentes celdas era el mismo, lo cual se comprobó con el medidor de flujo antes de ser instalados en los reactores.

El sistema de calentamiento, fue instalado mediante resistencias de calentamiento para líquidos (termostato) en cada una de las celdas, controlando el suministro de calor de éstas por un dispositivo "Controlador de temperatura". Este tipo de dispositivo controla la temperatura mediante la regulación de paso de corriente, tiene una velocidad de respuesta de corto tiempo (aproximadamente un minuto), después del cual mantiene al sistema a la temperatura constante deseada. Otras de las características del termostato son: rango de corriente 20 Amp. a 120/240 VCA; banda muerta de 1°C máximo; estabilidad de $\pm 1^\circ\text{C}$.

Cabe aclarar que el sistema de calentamiento sólo fue utilizado en las pruebas que se realizaron a temperaturas mayores a ambiente (25 y 30 °C); pues, la temperatura ambiental en esta época del año (invierno) en el laboratorio fue inferior a los 20 °C.

6.2. Modelo experimental

El modelo de aplicación utilizado en el presente trabajo de investigación, está fundamentado en la oxidación de material biodegradable mediante la acción de microorganismos que utilizan oxígeno molecular, dando como resultado un producto estable para el medio. Diferentes autores denominan a este proceso, aireación extendida en la etapa endógena de los microorganismos. Con este modelo, es posible obtener la cinética de degradación de la materia volátil, durante el proceso de estabilización. En general, esta metodología proporciona los parámetros cinéticos necesarios para el diseños de digestores aerobios. La información obtenida a partir de las pruebas de laboratorio con reactores tipo discontinuo, pueden ser utilizadas en las ecuaciones de diseño de reactores continuos, bajo ciertas consideraciones, (Ramalho, 1991). Sin embargo, es necesario efectuar las pruebas de laboratorios para cada lodo de exceso que se desea tratar.

El modelo que representa la degradación de la materia orgánica, parte de la ecuación de primer orden 6.1

$$\frac{dM_d}{dt} = -k_d M_d \quad (6.1)$$

donde:

$\frac{dM_d}{dt}$ = velocidad de degradación de la concentración de sólidos degradables en el lodo, mg/l d^{-1} .

k_d = coeficiente de degradación de primer orden para sólidos degradables, d^{-1} .

M_d = concentración de sólidos degradables remanente después del periodo de aireación en el lodo, mg/l .

Integrando entre $t=0$, que corresponde a una concentración de SSV degradable $(M_d)_o$, y el tiempo t , en que la concentración de SSV es $(M_d)_e$ ("o" y "e" representan el valor inicial o del influente, y el final o del efluente respectivamente), se define:

$$\text{Ln}\left(\frac{(M_d)_e}{(M_d)_o}\right) = -k_d t \quad (6.2)$$

De la ecuación 6.2 podemos observar que el término $(M_d)_e/(M_d)_o$ proporciona la fracción degradable en el tiempo t ; por lo tanto, si se realiza un gráfico semilogarítmico de la fracción de sólidos degradables en función del tiempo, se obtiene una línea recta cuya pendiente representa la constante de degradación k_d , como se ilustra en la gráfica 6.1

Por razones de simplicidad, en lugar de la fracción de sólidos degradables, utilizaremos directamente la cantidad de SSV degradables restante $(M_d)_e$ para cada intervalo de tiempo.

Si consideramos que no toda la materia es degradable, la ecuación 6.2 puede expresarse en términos de SSV totales, teniendo en consideración:

$$(M_d)_e = M_e - M_n \quad (6.3)$$

$$(M_d)_o = M_o - M_n \quad (6.4)$$

donde M_n (mg/l) representa la fracción no degradable de SSV, valor constante durante el periodo de aireación. Sustituyendo 6.3 y 6.4 en 6.2 resulta

$$\text{Ln}\left(\frac{(M_e - M_n)}{(M_o - M_n)}\right) = -k_d t \quad (6.5)$$

Como se mencionó en el capítulo anterior, el factor temperatura es determinante en la constante de degradación, y por lo tanto en la velocidad de la misma. El efecto de la temperatura se representa por la ecuación modificada de Arrhenius, ecuación 6.6

$$k_1 = k_2 \theta^{(T_1 - T_2)} \quad (6.6)$$

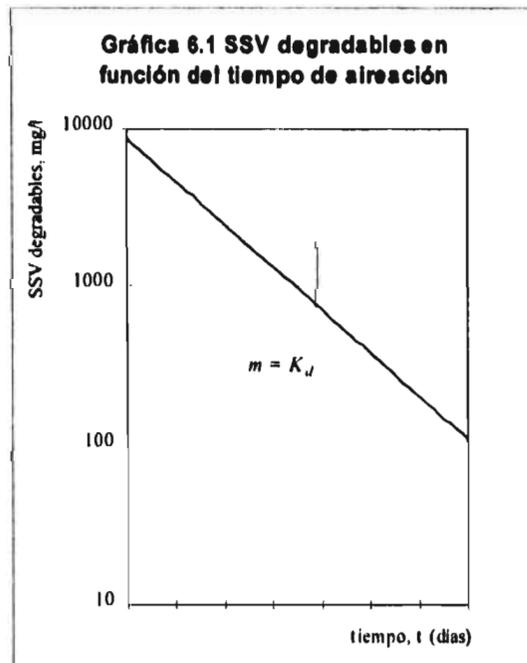
donde:

K_1 y K_2 = Coeficientes de reacción a temperatura de T_1 y T_2 respectivamente.

θ = Coeficiente termal (1.05)

Los valores de k_d obtenidos por esta relación a diferentes temperaturas, serán comparados con los obtenidos experimentalmente en las pruebas de estabilización aerobia del presente trabajo de investigación.

En nuestro sistema discontinuo de laboratorio, la concentración de sólidos en suspensión disminuye debido a la oxidación gradual de los sólidos suspendidos, lo mismo sucede con la velocidad de consumo de oxígeno. La k_d es obtenida de los gráficos semilogarítmicos que se presentan en el Capítulo 7 y es aplicable para las ecuaciones de diseño de digestores continuos.



6.3 Pruebas preliminares

Las pruebas preliminares se realizaron a temperatura ambiente, y se desarrollaron con el objetivo de estabilizar el funcionamiento del sistema de digestión. Primero se observó que el sistema de aireación funcionaba adecuadamente como sistema de mezclado, se probó el sistema de calentamiento manteniendo las temperaturas constantes a diferentes valores; además, esta fase de pruebas se aprovechó también para la calibración del medidor de oxígeno disuelto.

Por otro lado, estas pruebas preliminares sirvieron para reafirmar y dominar las técnicas de los diferentes análisis a realizarse durante el monitoreo de las diferentes corridas definitivas de estabilización.

Los lodos utilizados en estas pruebas, fueron lodos de recirculación de la Planta de Tratamiento "Cerro de la estrella" (PT-CE), y lodos de exceso de los sistemas de biodiscos y del biofiltro de la Planta de Tratamiento de "Ciudad Universitaria" (PT-CU). Estos últimos presentaban problemas de septicidad debido a que la planta no se encontraba estabilizada al 100 % ya que se encontraba en proceso de arranque después de un periodo de mantenimiento mecánico; en su apariencia física se observaba una concentración mayor de sólidos que en los primeros lodos.

Una vez que se tenían los lodos en el laboratorio fueron caracterizados inmediatamente, los valores de los parámetros analizados se presentan en las tablas 6.1a y 6.1b. Posteriormente los lodos de la planta Cerro de la Estrella y de la de Ciudad Universitaria se alimentaron en forma separada en cada uno de los sistemas de digestión, que consistían de dos celdas cada uno; iniciándose de esta manera el proceso de estabilización.

En estas primeras pruebas se mantuvieron a los lodos en proceso de digestión durante un periodo de 20 días. Este tiempo sirvió para verificar el tiempo de retención de lodo, intervalos de muestreo, así como para obtener una población de microorganismos adaptados a este tipo de digestión para las siguientes pruebas definitivas; si bien, según la literatura, en este tipo de proceso no es necesario la aclimatación de microorganismos, ya que la población microbiana de este proceso es la misma que la de lodos activados (Hernández, 1990).

Tabla 6.1a. Caracterización de los lodos biológicos de la planta de tratamiento "Cerro de la Estrella" antes y después de la digestión				
Parámetro	Lodo activo crudo	Lodo digerido		
		Celda1	Celda2	Promedio
TC-O ₂ ^a , mg/lhr	46.7	9.8	8.6	9.2
ST, mg/l	10395	7660	7592	7626.0
SV, mg/l	7910	5109	5216	5162.5
SF, mg/l	2485	2551	2376	2463.5
SST, mg/l	9251	6471	6398	6434.5
SSV, mg/l	7863	---	4736	4736.0
IVL	101	156.4	134.9	145.6
pH	6.0	6.7	6.6	6.65
COLOR	café oscuro	café dorado	Café dorado	---
OLOR	humus	humus	humus	---

a: Tasa de consumo de oxígeno

Tabla 6.1b. Caracterización de los lodos biológicos de la planta de tratamiento de "Ciudad Universitaria" antes y después de la digestión				
Parámetro	Lodo activo crudo	Lodo digerido		
		Celda1	Celda2	Promedio
TC-O ₂ ^a , mg/lhr	25.9	11.2	12.0	11.6
ST, mg/l	13226	9672	9701	9686.5
SV, mg/l	9227	5995.0	---	5995.0
SF, mg/l	3998	3677.0	---	3677.0
SST, mg/l	11242	8927	8927	8770.0
SSV, mg/l	8119	5620	5620	5566.0
IVL	85.4	120.3	120.3	115.4
pH	5.4	6.5	6.5	6.45
COLOR	café oscuro	café dorado	café dorado	---
OLOR	a H ₂ S	humus	humus	---

a: Tasa de consumo de oxígeno

6.3.1. Desarrollo de las pruebas preliminares

Durante el periodo de digestión, se observó que el olor putrescible (a H₂S) de los lodos de la PT-CU empezó a disminuir haciéndose casi despreciable a las 72 hrs. de aireación; además, pudo observarse que el color café oscuro que presentaban los lodos al inicio empezó a cambiar a color café dorado. En el caso de los lodos de la PT-CE el olor que presento al inicio y final de la digestión fue característico del humus; sin embargo, el color cambio de café oscuro a café dorado,

Conforme transcurría el tiempo de digestión se pudo apreciar la disminución del volumen del contenido de las celdas, el cual se aprecia mejor conforme transcurría el tiempo de aireación del lodo; esta disminución fue de aproximadamente 150 ml cada 24 hrs. Al cuarto día de haberse iniciado el periodo de estabilización se hizo presente la formación de natas y espumas en la superficie del líquido de las celdas.

El primer día de digestión se ajustó la válvula de aguja para aire comprimido de tal manera, que el aire suministrado mantuviera un régimen de mezcla completa. Inicialmente se aplicó un gasto de 0.7 l/min recomendado por Planchy et. al. 1993, 1995. Sin embargo, esta cantidad de aire era insuficiente para provocar una agitación necesaria y lograr el régimen de mezcla completo deseado. Lo anterior dio motivo a incrementar el gasto de suministro de aire a 1 l/min. Con esto se lograba mantener los digestores en mezcla completa; además mantener niveles de oxígeno disuelto por arriba de 1 mg/l.

Una vez conseguido el régimen de mezcla completa, los muestreos se efectuaron de manera directa de los digestores. Inicialmente se muestreaba diariamente y se determinaba SSV, TC-O₂ y pH. De los valores de estos primeros análisis se pudo observar que la reducción de material volátil era poco apreciable, por lo que se consideró adecuado muestrear tres veces por semana. Los resultados de los análisis se indican en las tablas 6.2a y 6.2b.

De las tablas 6.2a y 6.2b. se observa que la TC-O₂ va disminuyendo conforme transcurre el tiempo de digestión. Ante esto se esperaba que la reducción de SSV disminuyera proporcionalmente; sin embargo, no sucedió así; esto se puede deber a la presencia de materia orgánica que demanda oxígeno pero que no es biodegradable.

De las gráficas 6.2a y 6.2b. se observa que la mayor parte de la reducción de los SSV (75 %), se presenta dentro de los primeros ocho días de aireación; en los siguientes ocho días la reducción es mínima (15 %), al grado de mantenerse casi constante para los restantes días de aireación.

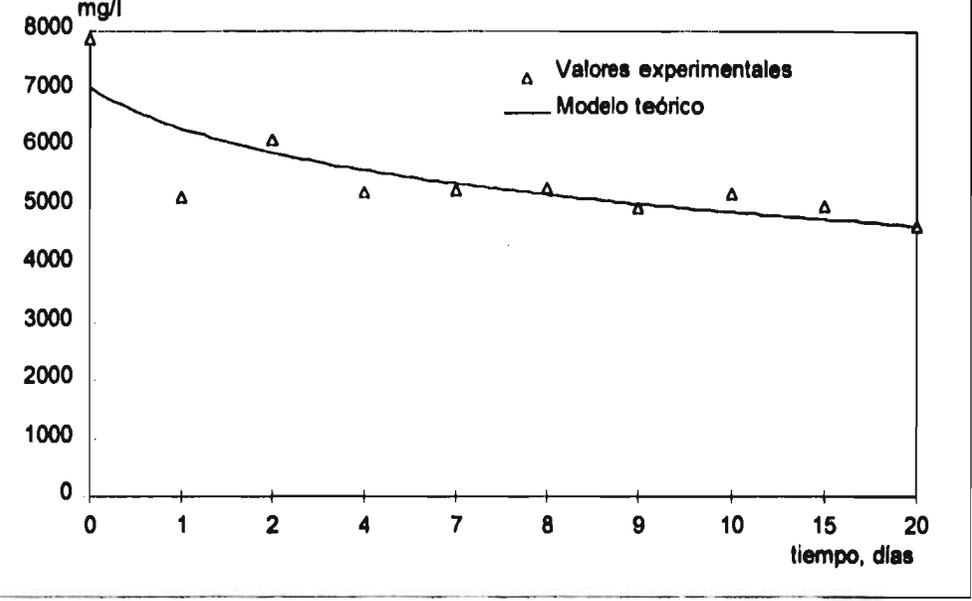
La variación del pH durante el tiempo de digestión de los lodos de la PT-CE y de la PT-CU, está representada por las gráficas 6.3a y 6.3b respectivamente. Los lodos de PT-CE alcanzan un valor de 7 en los primeros ocho días y va disminuyendo ligeramente hasta un valor de 6.5 al final del periodo de la digestión. Los lodos de la PT-CU que presentaban un valor ácido de 5.4 al inicio de la digestión, se incrementa ligeramente arriba de 7 en los primeros ocho días, y disminuye a un valor de 6.3 al final del periodo de aireación. En general, las dos variaciones son muy similares.

**ESTA TESIS NO DEBE
SALIR DE LA BIBLIOTECA**

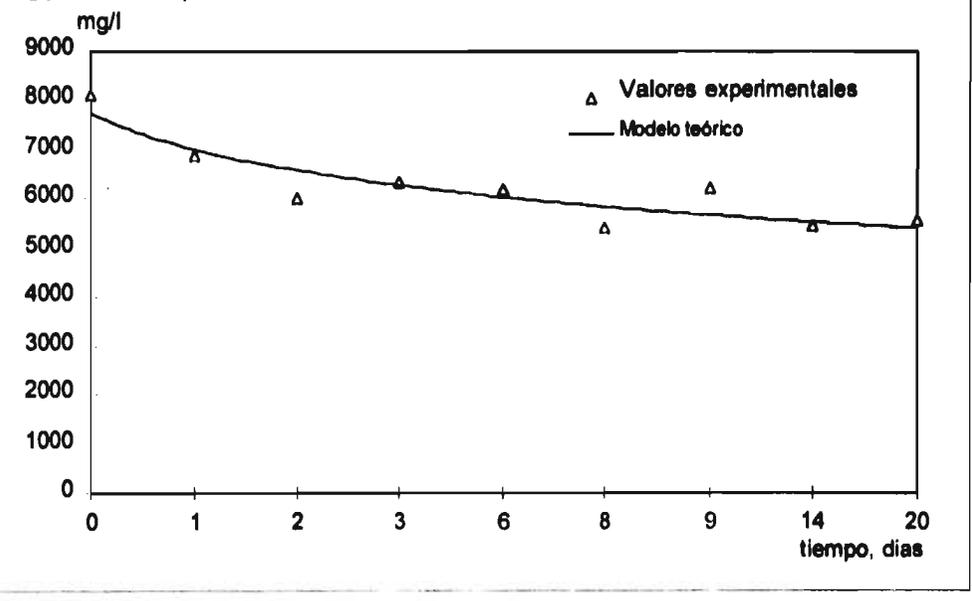
Tabla 6.2a Reducción de SSV y TC-O₂ en función del tiempo de aireación, de los lodos de la PT-CE						
t días	TC-O₂, mg/l			SSV, remanentes, mg/l		
	Celda1	Celda2	Promedio	Celda1	Celda2	Promedio
0	46.7	46.7	46.7	7863	7863	7863
1	37.7	32.3	35.0	5139	5123	5131
2	25.5	25.3	25.8	---	6120	6120
3	34.2	28.6	31.4	---	---	---
4	20.0	21.0	20.5	4860	5617	5238
7	13.3	13.5	13.4	5116	5430	5273
8	12.0	12.0	12.0	5683	4932	5307
9	10.5	10.5	10.5	4964	4945	4954
10	10.5	11.0	10.8	---	5203	5203
14	9.0	8.4	8.7	---	---	---
15	8.4	8.3	8.4	5078	4866	4972
20	9.8	8.6	9.2	4583	4736	4659

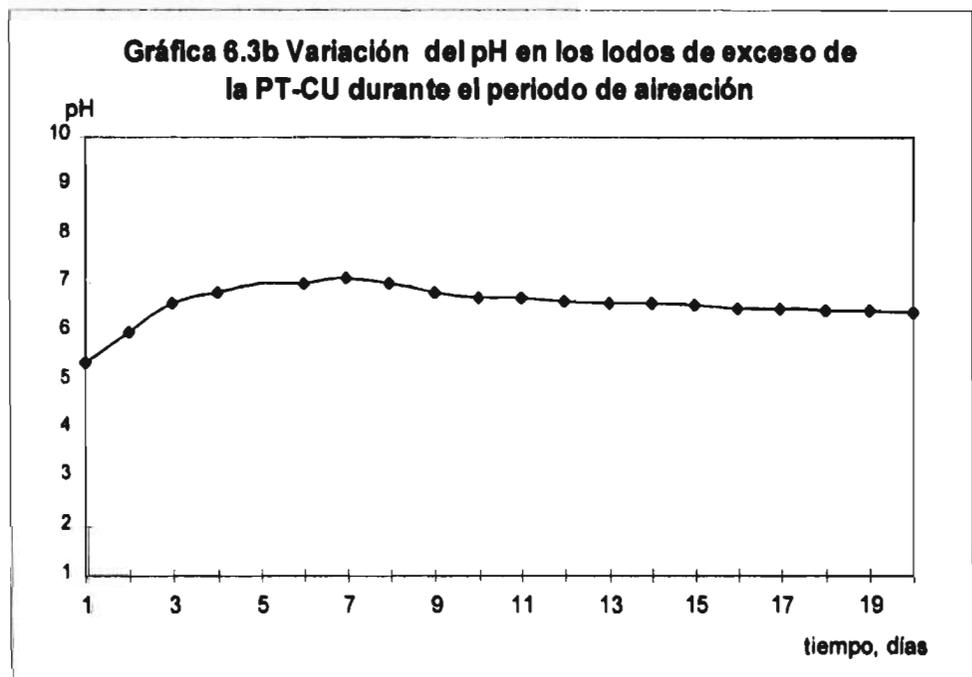
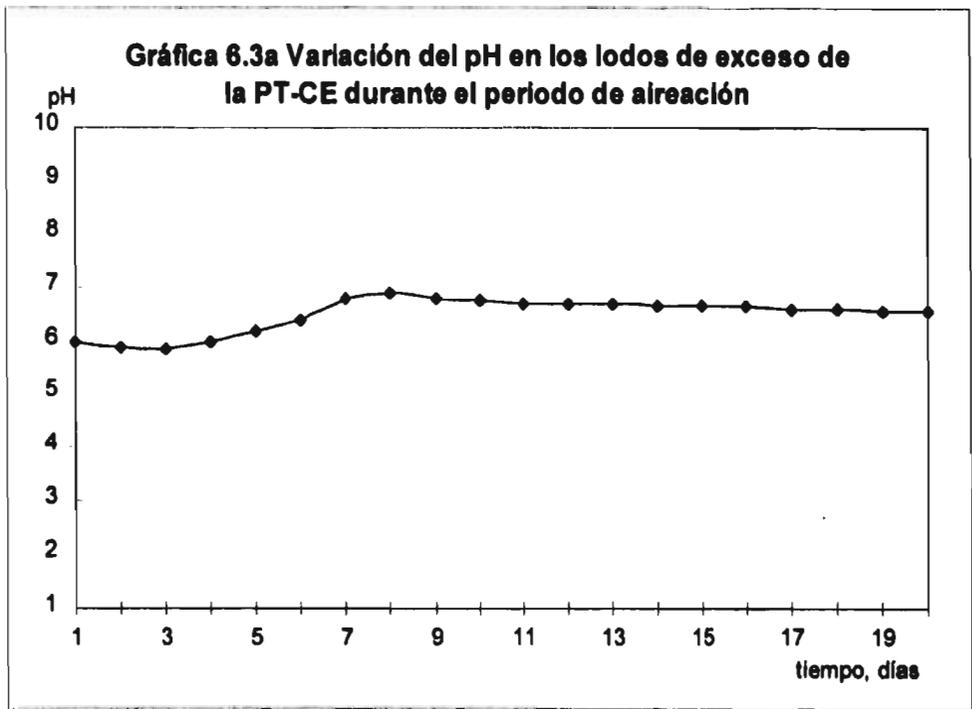
Tabla 6.2b. Reducción de SSV y TC-O₂ en función del tiempo de aireación, de los lodos de la PT-CU						
t días	TC-O₂, mg/lhr			SSV, remanentes, mg/l		
	Celda1	Celda2	Promedio	Celda1	Celda2	Promedio
0	52.9	52.9	52.9	8119	8119	8119
1	45.0	40.0	42.5	7478	6271	6874
2	46.0	43.0	44.0	6282	5707	5994
3	33.3	32.7	33.0	6002	6756	6329
6	26.0	28.3	27.1	6295	6081	6188
7	24.0	22.5	23.2	---	---	---
8	19.8	19.5	19.7	---	5411	5411
9	16.5	18.0	17.3	6447	5981	6214
13	13.2	13.8	13.5	---	---	---
14	12.5	14.0	13.3	5802	5131	5466
20	11.2	12.0	11.6	5511	5620	5565

Gráfica 6.2a Cinética de degradación de los SSV en los lodos de la PT-CE (Prueba preliminar)



Gráfica 6.2b Cinética de degradación de los SSV en los lodos de la PT-CU (Prueba preliminar)





6.4 Pruebas definitivas

Con base en los resultados y las experiencias obtenidas en las pruebas preliminares, y con el fin de obtener los parámetros cinéticos y determinar los factores que influyen en el proceso de digestión aerobia, se plantearon 6 corridas y las condiciones experimentales a las cuales se deberían desarrollarse. Las condiciones experimentales se fijaron en función de la temperatura y la concentración inicial de sólidos totales en el lodo a digerir, tabla 6.3. Tres experimentos se desarrollaron a temperatura constante (15 °C), variando la concentración inicial de sólidos totales a 0.5, 1.0 y 2.0 %. Los demás experimentos se desarrollaron a una concentración constante de sólidos totales (1%), variando la temperatura a 15, 20, 25 y 30 °C.

Tabla 6.3 Condiciones experimentales de las pruebas definitivas			
No. de exp.	Tiempo de aireación días	Temperatura °C	[sólidos] inicial en el lodo, %
1	16	15, (T_{amb})	1.0
2	16	15, (T_{amb})	0.5
3	16	15, (T_{amb})	2.0
4	16	30 ^a	1.0
5	16	20 (T_{amb})	1.0
6	16	25 ^a	1.0

a: Sólo para esta temperatura fue necesario utilizar el sistema de calentamiento controlado

Para este tipo de pruebas se utilizó lodo de exceso de los sistemas biológicos de la planta de Ciudad Universitaria; para esta época la planta se encontraba trabajando en condiciones normales.

6.4.1. Parámetros y frecuencia de análisis durante el tiempo de digestión

Con el fin de poder evaluar la digestión de lodos en los diferentes experimentos, fue necesario establecer los parámetros a evaluar, así como la frecuencia de los mismos.

Se realizó la caracterización de las muestras de lodos antes y después del periodo de digestión, en estas caracterizaciones se analizaron los siguientes parámetros : DQO, TC-O₂, ST, SV, SF, SST, SSV, IVL y pH; el COLOR y OLOR fueron determinadas cualitativamente. Los datos para determinar la cinética de degradación de la materia orgánica se obtuvieron a través del monitoreo de los SSV y la TC-O₂, que se analizaron tres veces por semana (Lunes, Miércoles y Viernes); el pH se determinó los cinco días hábiles de la semana. Con apoyo del Instituto Mexicano del Petróleo (IMP), fue posible determinar el contenido y tipo de metales en las muestras a digerir. La mayor parte de los análisis antes mencionados se realizaron por duplicado

Los procedimientos analíticos utilizados fueron de acuerdo a los métodos normalizados, (Standard Methods, 1992) y se presentan tabla 6.3.

Parámetro	Sección	Métodos
Demanda química de oxígeno	5220 B.	Reflujo abierto
Tasa de consumo de oxígeno	2710 B.	Sonda con electrodo sensible al O ₂
Sólidos totales	2540 B.	Gravimétrico
Sólidos suspendidos totales	2540 D.	Gravimétrico
Sólidos fijos y sólidos volátiles	2540 E.	Gravimétrico
Índice volumétrico de lodos	2710 C.	Volumétrico
pH	4500-H ⁺ B	Electrométrico
Metales	3110	Espectrometría de absorción atómica

American Public Association, Standard Methods for the examination of wastewater, 18a. ed, APHA/AWWA/APCF, Washington DC, EUA , 1992.

6.4.2 Muestreo de lodos

Para obtener muestras representativas de lodos generados en la PTCU, se tomó como base el balance de lodos de la planta, punto 5.3. De este balance, se consideró que la muestra compuesta debería ser aquella formada por las tres muestras de lodos pertenecientes a cada uno de los sistemas de tratamiento biológico con los que cuenta la planta. Los volúmenes de éstas últimas fueron proporcionales a las cantidades de lodos generados en cada sistema de tratamiento.

El volumen total de la muestra compuesta utilizada en cada experimento fue de 20 litros aproximadamente; para lo cual, se tomaron 11.7 litros del sistema de lodos activados, 4.8 litros y 3.5 litros de los sistemas de biodiscos y biofiltro.

Los puntos de muestreo de lodos para cada sistema fueron: en lodos activados caja partidora de la línea de recirculación, para el caso de biodiscos y biofiltro se hicieron en los registros que presentan la línea de purga de lodos hacia el cárcamo de lodos, figura 5.1. En el caso de lodos activados la muestra se tomó directamente de la caja partidora y en los otros dos sistemas se espero la purga de lodos, la cual se hace cada 4 hrs.; la muestra se tomó a los 30 segundos de iniciada la purga.

6.4.3 Tratamiento y caracterización de las muestras

Una vez obtenida la muestra compuesta de lodo, se trasladó inmediatamente a los laboratorios de Ingeniería Ambiental de la DEPI manteniendolos 3 a 5 °C antes de su caracterización. Del volumen total de una muestra compuesta de lodo, 16 l se destinaron para el sistema de digestión (8 para cada celda) y el resto para la caracterización. La caracterización de las muestras compuestas utilizadas en los diferentes experimentos se realizó con base en los parámetros establecidos en el punto 6.2.2.1. Los resultados se presentan en la tabla 6.5.

Parámetro	M1	M2	M3	M4	M5	M6
DQO, mg/l	1123	979	1124	2662	2915	2731
TC-O ₂ , mg/lhr	78	32	76	44	52	48
ST, mg/l	9108	4418	19550	11710	10200	10339
SV, mg/l	7340	3627	16210	9080	8396	8272
SF, mg/l	1768	791	3340	2630	1800	2067
SST, mg/l	7735	4020	18920	10048	9168	8891
SSV, mg/l	6195	3488	15750	8740	7984	8046
IVL, mg/l	115	112	63.5	97.1	113	122
pH	6.6	7.1	7.2	6.6	7.2	6.9
COLOR	café oscuro	café oscuro	café oscuro	café oscuro	café oscuro	café oscuro
OLOR	bajo a H ₂ S	despreciable	bajo a H ₂ S			

La concentración de sólidos al 2% aproximadamente de la muestra 3, se logró después de 4 hrs de una sedimentación por gravedad. En el caso de la muestra 2 la dilución se hizo con agua destilada 1:1, obteniéndose una concentración de sólidos de aproximadamente 0.5%. La variación en la concentración de sólidos totales en el lodo a digerir, en pruebas de cinética de degradación, lo sugiere Krishnamoorthy et. al., 1989

Para determinar contaminantes químicos inorgánicos, en su mayoría metales, a cada una de las muestras compuestas, se les dio el siguiente tratamiento:

- Se tomó una muestra de lodo de aproximadamente 200 ml.
- Se evaporó el agua a baño María
- El residuo se mantuvo a temperatura constante (100°C) durante 24 hrs.
- El residuo se peso y se envió al IMP

Los resultados obtenidos, se presentan en la tabla 6.6. En la última columna de esta tabla se presenta para fines de comparación, los valores correspondientes de la NOM-053-ECOL-1996 en materia de residuos peligrosos..

Tabla 6.6 Contaminantes químicos inorgánicos en las muestras compuestas de lodo de la PT-CU							
[Metal] ppm	M1	M2	M3	M4	M5	M6	NOM
Cd	0.09	0.12	0.14	0.07	0.23	0.05	1.0
Cr ⁺⁶	0.66	0.54	0.63	0.21	2.01	0.83	5.0
Cu	3.88	3.44	4.12	1.63	4.69	3.98	N.A.
Ni	0.37	1.02	0.35	0.07	0.84	0.27	5.0
Pb	2.54	2.31	2.71	0.84	5.00	2.20	5.0
Zn	9.56	9.42	10.00	11.00	12.00	8.66	N.A.
As	0.12	0.17	0.22	0.10	0.39	0.11	5.0

a. Los análisis se desarrollaron en IMP, área de catálisis y petroquímica ambiental
 Análizo: Ing. Ma. Teresa López Herrera, encargado de laboratorio
 N.A.:No aplica

Como puede apreciarse los valores de las muestras se encuentran por debajo de los niveles máximos permisibles fijados por la norma oficial, excepto el plomo en la M5.

6.4.4 Inicio de operación

La operación de los primeros dos experimentos (uno en cada sistema de digestión y con dos celdas cada uno) se inició inmediatamente después de concluidas las pruebas preliminares. En cada celda donde se desarrollaron las pruebas preliminares se dejó un volumen aproximadamente de 400 ml, con el fin de mantener una población microbiana adaptada a este tipo de proceso. En seguida, se alimentaron los dos sistemas de digestión con muestras de lodo con las características que se mencionan en la tabla 6.5.

Las dos primeras muestras compuestas se utilizaron para desarrollar los experimentos 1 y 2 respectivamente, a temperatura ambiente, En el experimento 1 la concentración de sólidos totales en lodo fue de 1% y en el experimento 2 la concentración del lodo 0.5 % aproximadamente.

Durante el inicio del periodo de aireación de estas pruebas, se ajustó la cantidad de aire suministrado a un valor de 1.2 l/min, con el fin de garantizar la oxidación total de la materia biodegradable. El sistema de calentamiento en estas pruebas no fue necesario, debido a la temperatura a la que habían de desarrollarse.

Para el caso de los otros 4 experimentos, se siguió el mismo procedimiento una vez terminado el periodo de aireación de los anteriores, pero bajo las condiciones que se establecieron para cada uno de ellos.

6.4.5 Desarrollo experimental

Veinticuatro horas después de haber iniciado el periodo de digestión de los lodos, lo primero que se empezó a notar en los sistemas fue, la aparición de natas y espumas. Al igual que en las pruebas preliminares el poco olor desagradable que presentaban las muestras de lodo fue desapareciendo.

Transcurridas 48 horas del inicio de la aireación, comenzaron los muestreos conforme lo establecido. Para este tiempo, el nivel de oxígeno disuelto en las celdas era de 1-2 mg/l, el pH se elevó ligeramente. El volumen de agua perdida (aproximadamente de 150 ml/día) se reponía agregando otro volumen igual de agua destilada cada día, esto garantizaba que los análisis de concentración de sólidos estuvieran referidos a un mismo volumen.

Transcurrido 8 días de digestión, se observó que el olor de los lodos era casi despreciable; el color café oscuro inicial que presentaban las muestras de lodo había cambiado a café dorado en ambos experimentos. El pH del experimento 1 descendió ligeramente por debajo de su valor inicial de 6.6; el pH del experimento 2 había descendió por debajo de 6. La reducción de los SSV y la TC-O₂ era más apreciable en el experimento 2, el cual se desarrollaba a una concentración de sólidos totales de 0.5% aproximadamente. En el experimento 1 que presenta una concentración de sólidos totales de 1 %, la reducción de SSV y la TC-O₂ era relativamente menor que en el experimento 1. La generación de espuma continuaba en ambos experimentos.

En la etapa final del periodo de estabilización (4 últimos días), se observó, que la reducción de SSV y la TC-O₂ fueron mínimas para ambos experimentos. Por otro lado, el pH en ambos sistemas había disminuido por debajo de 6. El nivel de O.D. en el experimento 2 aumentó a un valor aproximadamente de 3, mientras en el experimento 1 se mantenía ligeramente por arriba de su valor inicial de 1.5.

Una vez terminado el periodo de estabilización, se tomaron las muestras correspondientes para su caracterización final. Después de este periodo, la aireación continuo en los sistemas, de tal manera que se conservara una muestra de lodo para las siguientes cargas de lodos, (experimentos 3- 4 y 5-6).

Siguiendo con lo establecido, se desarrollaron los experimentos 3 y 4 a temperatura ambiente y a 30 °C respectivamente; para este último fue necesario

activar el sistema de calentamiento para poder alcanzar la temperatura deseada. Otra de las diferencias de estos dos experimentos, fue la concentración inicial de sólidos, la cual fue del 2% y 1% experimentos 3 y 4 respectivamente.

El suministro de aire se mantuvo a 1.2 l/min, el volumen de lodo utilizado fue igual al de los experimentos anteriores.

Al iniciar el periodo de estabilización la generación de espumas se hizo evidente; el nivel de O.D. en el experimento 4 era ligeramente inferior a 1 mg/l, y en el experimento 3 este parámetro se encontraba entre 1 y 2 mg/l. El color y olor que presentaban estas muestras de lodos eran semejante a las anteriores.

Después de 48 horas de aireación, se observó que las pérdidas de volumen en las celdas donde se desarrollaba el experimento 4 (30°C) fueron 200 ml/día, mayores que las que se observaban en las celdas donde se desarrollaba el experimento 3 (temp. ambiente), Esta diferencia era lógica, debido a la temperatura a la cual se desarrollaban los diferentes experimentos. Igual que en las corridas anteriores, la cantidad de agua perdida era repuesta con volúmenes iguales de agua destilada.

Transcurrido la mitad del periodo de digestión (8 días), los cambios en el aspecto físico del lodo, fueron semejantes a los presentados en los experimentos 1 y 2. Los valores de SSV y TC-O₂ se redujeron considerablemente en el experimento 4 En el experimento 3 los valores para los mismos parámetros se redujeron menos, como sería de esperarse. Los niveles de O.D. se encontraban ligeramente arriba de su respectivo valor inicial, 1.5 y 1 mg/l.

El pH en el experimento 3 era inferior a 6 después de ocho días. En el experimento 4 que se desarrollaba a 30°C, el pH incrementó su valor por arriba de 8. Conforme avanzaba el tiempo de digestión, el pH de este último se mantenía igual, para el experimento 3 este valor siguió descendiendo. Una vez transcurrido el periodo de digestión de estos dos experimentos, se hicieron las caracterizaciones respectivas. El pH del experimento 4 se mantuvo por arriba de 8; mientras para el experimento 3 el valor de este parámetro fue de 5.4. El pH arriba de 8 que presento el experimento 4, pudo deberse a deficiencia de aireación influenciada por la alta temperatura a la que se desarrolló, (WEF/ASCE, 1991)

En la etapa final del tiempo de digestión, se observó que la reducción de SSV y la TC-O₂ en el experimento 4 era mínima; para el experimento 3 los valores de estos parámetros seguían reduciéndose.

Al igual que los experimentos anteriores, los experimentos 5 y 6 iniciaron con un contenido de lodo digerido de aproximadamente 400 ml en cada celda. El flujo de aire se mantuvo a 1.2 l/min. Las condiciones de temperatura de estos experimentos fueron de 20 °C (temperatura ambiente) para el experimento 5 y de 25 °C para el experimento 6. Para esta época del año, y como consecuencia del buen funcionamiento de los sistemas, en el experimento 5 no fue necesario utilizar el sistema de calentamiento para alcanzar la temperatura de 20 °C. En ambos experimentos se utilizaron lodos con concentraciones de sólidos de aproximadamente 1 %.

El comportamiento de los digestores durante el desarrollo de estos últimos experimentos, fueron semejante al de los anteriores experimentos: desapareció el olor desagradable, el color café oscuro cambio a café dorado, hubo constante generación de espuma .

A los ocho días de aireación, en ambos experimentos el pH descendió por debajo de 6. La reducción de materia volátil fue evidente, al igual que la TC- O₂. Los niveles de O.D. eran de 1 a 2 mg/l.

Llegada la etapa final de la estabilización, el pH siguió bajando, los niveles de O.D. aumentaron hasta un valor de aproximadamente de 3 mg/l. La reducción de Material volátil disminuyó considerablemente, lo mismo que la TC-O₂. La generación de espuma seguía siendo un problema para el muestreo.

Una vez terminado el periodo de digestión, se tomaron las muestras respectivas de cada una de los sistemas para su respectiva caracterización. Posteriormente se suprimió el suministro de aire y el sistema de calentamiento, dando por terminada la etapa experimental.

Una vez terminada la etapa experimental, se organizaron los resultados obtenidos y se procedió al análisis y discusión de los mismos según se presenta en el Capítulo 7.

CAPITULO VII RESULTADOS EXPERIMENTALES

En este capítulo se presentan, los resultados obtenidos de los parámetros analizados durante el monitoreo de cada uno de los experimentos. La información se presenta en forma tabular y gráficamente con el fin de analizar y discutir los resultados. Como siguiente punto se analizan y se discuten los resultados, y se hace una evaluación final de las diferentes pruebas de estabilización, con base en las características del lodo antes y después del periodo de aireación. Finalmente se obtiene los parámetros básicos de diseño para el sistema de digestión aerobia de lodos de PT-CU.

Para fines de análisis y discusión se han renombrado a los experimentos con los símbolos E-1, E-2, E-3, E-4, E-5 y E-6; para referirnos a los experimentos 1, 2, 3, 4, 5, y 6 respectivamente.

7.1 Presentación de los resultados

Los valores obtenidos del monitoreo de los SSV y la TC-O₂, durante el tiempo de digestión de los diferentes experimentos, se presentan en las tablas 7.1 a 7.6 respectivamente.

Tabla 7.1 Reducción de SSV y TC-O₂ en función del tiempo de aireación del experimento 1, para T=15 °C^a, 1% ST							
t días	TC-O ₂ , mgO ₂ /lh			SSV remanentes, mg/l			SSV _d ^b mg/l
	Celda1	Celda2	Promedio	Celda1	Celda2	Promedio	
0	78.0	78.00	78.0	6195	6195	6195	3375
2	24.0	31.0	28.0	5440	6230	5835	3015
4	15.0	15.4	15.2	4120	4317	4219	1399
7	15.4	19.7	18.0	3770	3990	3880	1060
9	12.0	10.7	11.4	3185	3185	3185	365
11	12.0	12.0	12.0	3005	3208	3107	287
14	13.0	10.8	11.9	2810	2830	2820	0
16	10.4	8.0	9.2	2910	2934	2922	102

a: Temperatura ambiente
b: Sólidos suspendidos degradables remanentes

Tabla 7.2 Reducción de SSV y TC-O ₂ en función del tiempo de aireación del experimento 2, para T=15 °C ^a , 0.5% ST							
t días	TC-O ₂ , mgO ₂ /lh			SSV remanentes, mg/l			SSV _d ^b mg/l
	Celda 1	Celda2	Promedio	Celda1	Celda2	Promedio	
0	32.0	32.0	32.0	3488	3488	3488	2427
2	22.8	20.0	21.4	2415	2745	2580	1519
4	24.0	17.0	20.5	2069	1938	2004	943
7	18.0	15.0	16.5	1540	1245	1393	332
9	13.5	12.0	12.8	1140	1095	1118	57
11	9.0	10.5	9.8	1325	1046	1167	106
14	6.0	7.0	6.5	1113	1008	1061	0
16	7.0	6.0	6.5	1074	1148	1091	30

a: Temperatura ambiente
b: Sólidos suspendidos volátiles degradables remanentes

Tabla 7.3 Reducción de SSV y TC-O ₂ en función del tiempo de aireación del experimento 3, para T=17 °C ^a , 2.0% ST							
t días	TC-O ₂ , mgO ₂ /lh			SSV remanentes, mg/l			SSV _d ^b mg/l
	Celda1	Celda2	Promedio	Celda1	Celda2	Promedio	
0	76.0	76.0	76.0	15750	15750	15750	6830
2	60.0	64.0	62.0	19800	9215	14508	5588
5	51.8	45.8	48.8	14195	14120	14158	5238
7	46.0	44.5	45.3	13680	13050	13365	4445
9	40.0	43.0	42.0	11940	10660	11300	2380
12	35.0	38.0	37.0	11040	10540	10790	1870
14	25.0	25.0	25.0	10140	9850	9995	1075
16	29.5	22.5	26.0	9020	8820	8920	0

a: temperatura ambiente
b: Sólidos suspendidos volátiles degradables remanentes

Tabla 7.4 Reducción de SSV y TC-O ₂ en función del tiempo de aireación del experimento 4, para T=30 °C ^a , 1.0% ST							
t días	TC-O ₂ , mgO ₂ /lh			SSV remanentes, mg/l			SSV _d ^b mg/l
	Celda1	Celda2	Promedio	Celda1	Celda2	Promedio	
0	52.0	52.0	52.0	8740	8740	8740	7020
2	34.0	36.5	35.3	4840	4710	4775	3055
5	25.5	24.8	25.2	3760	3690	3725	2005
7	13.8	12.6	13.2	2970	2680	2825	1105
9	9.6	9.6	9.6	2340	2460	2400	680
12	9.0	8.2	8.6	1870	2070	1960	240
14	6.0	6.0	6.0	2005	1655	1830	110
16	6.0	6.0	6.0	1880	1560	1720	0

a: Temperatura alcanzada con la activación del sistema de calentamiento
b: Sólidos suspendidos volátiles degradables remanentes

Tabla 7.5 Reducción de SSV y TC-O ₂ en función del tiempo de aireación del experimento 5, para T = 20 °C ^a , 1.0% ST							
t días	TC-O ₂ , mgO ₂ /lh			SSV remanentes, mg/l			SSV _d ^b mg/l
	Celda1	Celda2	Promedio	Celda1	Celda2	Promedio	
0	52.0	52.0	52.0	7984	7984	7984	4634
2	33.0	38.0	35.5	6338	6352	6345	2995
4	35.0	36.0	35.5	4653	4724	4689	1339
7	26.3	31.5	28.9	4432	4432	4432	1082
9	24.0	28.5	26.3	3992	4005	3999	649
11	19.5	21.0	20.3	3520	3408	3464	114
14	7.5	14.0	10.8	3792	3120	3456	106
16	9.0	10.0	9.5	3360	3340	3350	0

a: Temperatura ambiente
b: Sólidos suspendidos volátiles degradables remanentes

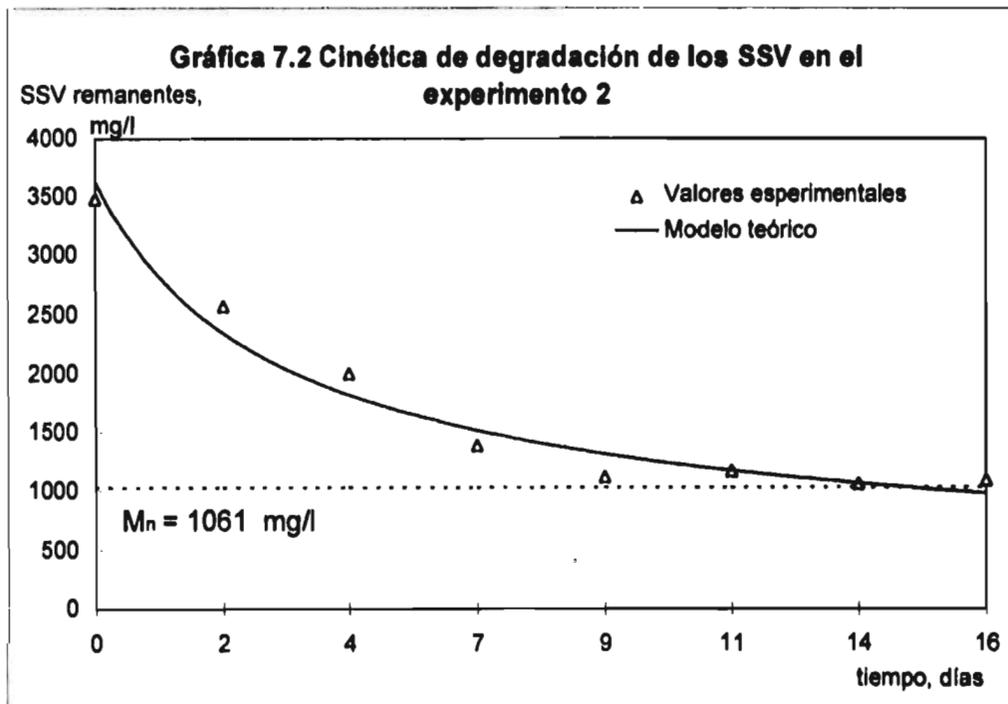
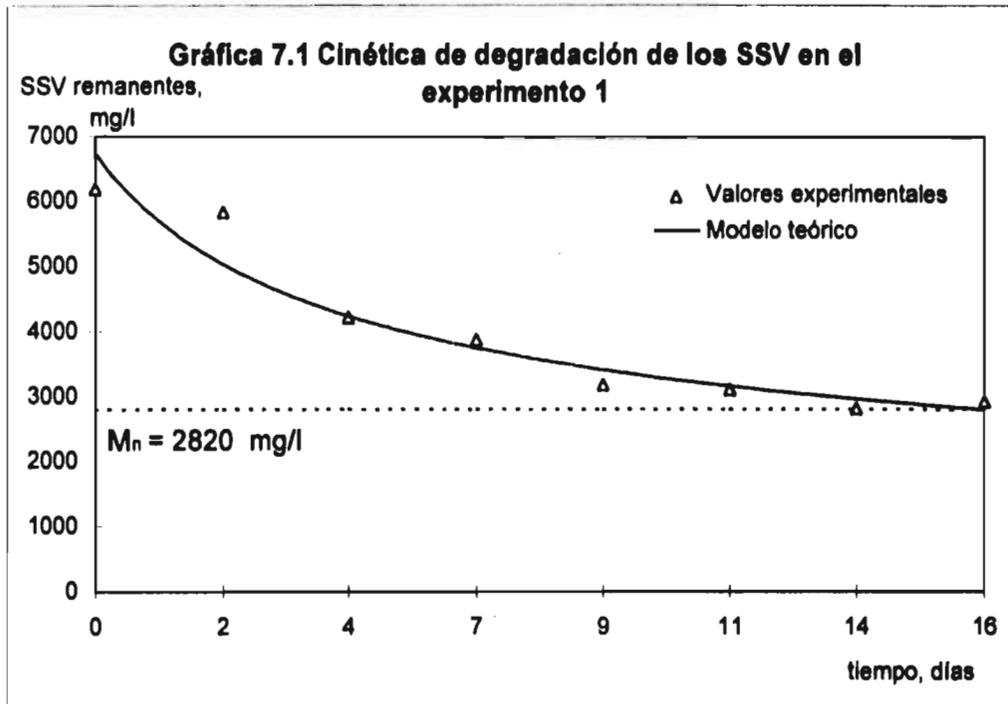
Tabla 7.6 Reducción de SSV y TC-O ₂ en función del tiempo de aireación del experimento 6, para T = 25 °C ^a , 1% ST							
t días	TC-O ₂ , mgO ₂ /lh			SSV remanentes mg/l			SSV _d ^b mg/l
	Celda1	Celda2	Promedio	Celda1	Celda2	Promedio	
0	48.0	48.0	48.0	8046	8046	8046	6290
2	28.5	32.0	30.3	4598	4475	4537	2781
4	30.0	30.5	30.3	4390	3562	3976	2200
7	22.5	24.0	23.3	2792	2519	2656	900
9	14.0	16.5	15.3	2363	2337	2350	594
11	11.0	12.0	11.5	2250	2030	2140	384
14	8.0	10.0	9.0	1929	1815	1872	116
16	8.0	9.0	8.5	1884	1628	1756	0

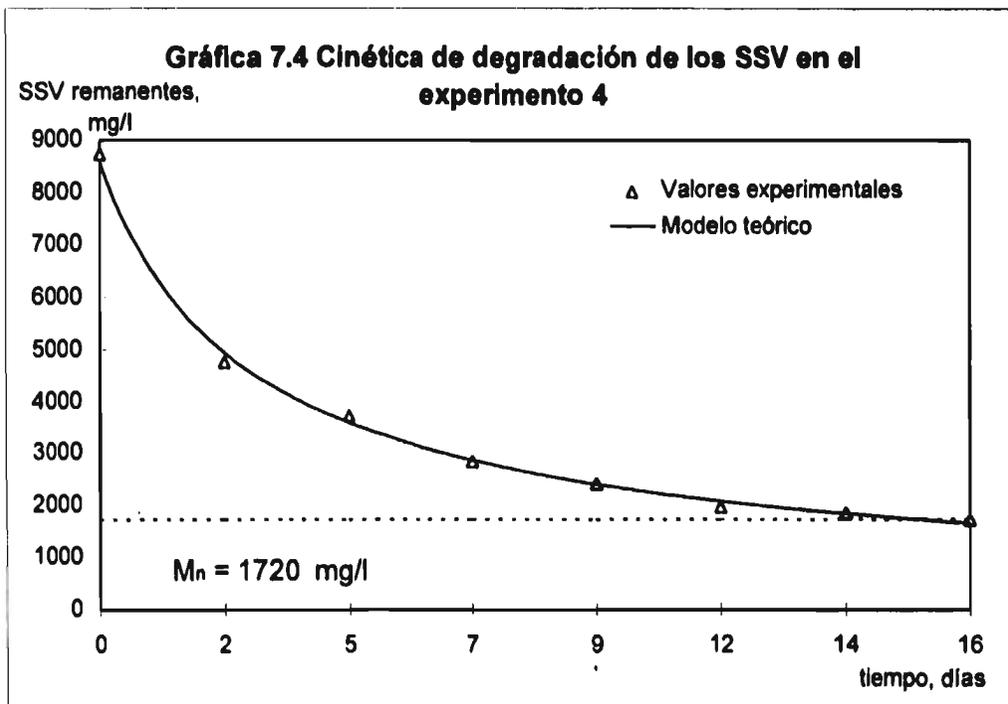
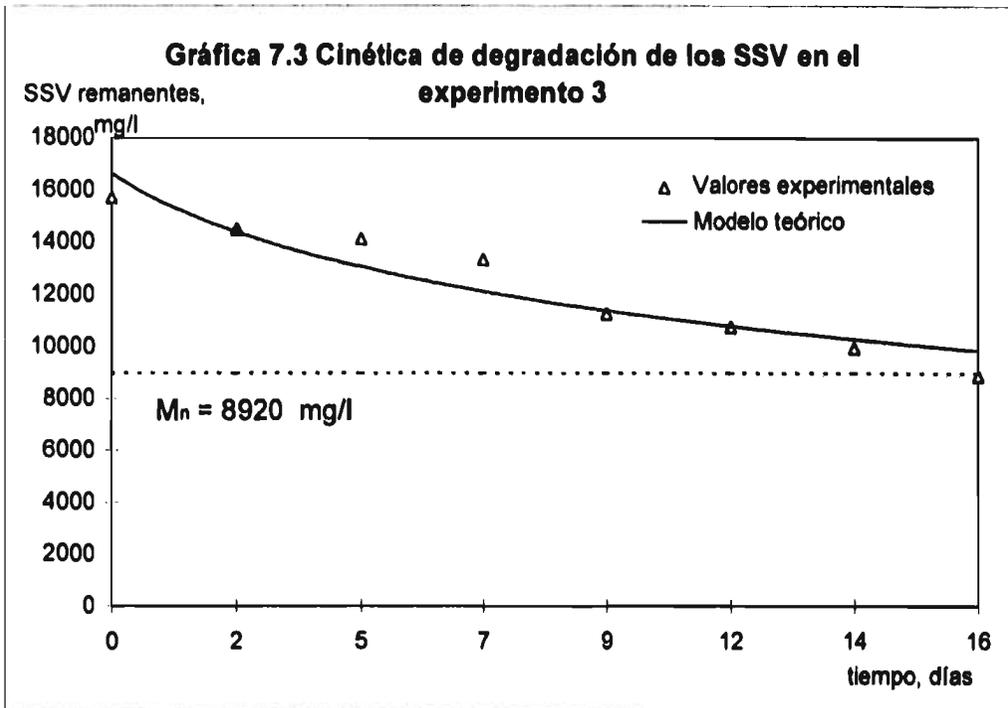
a: Temperatura alcanzada con la activación del sistema de calentamiento
b: Sólidos suspendidos volátiles degradables remanentes

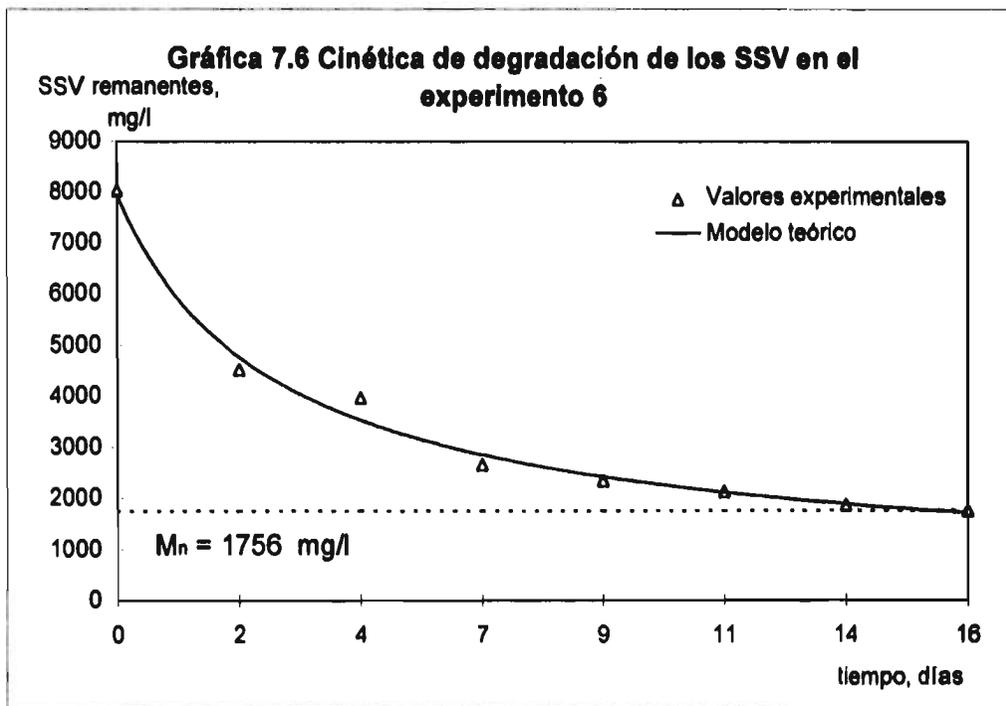
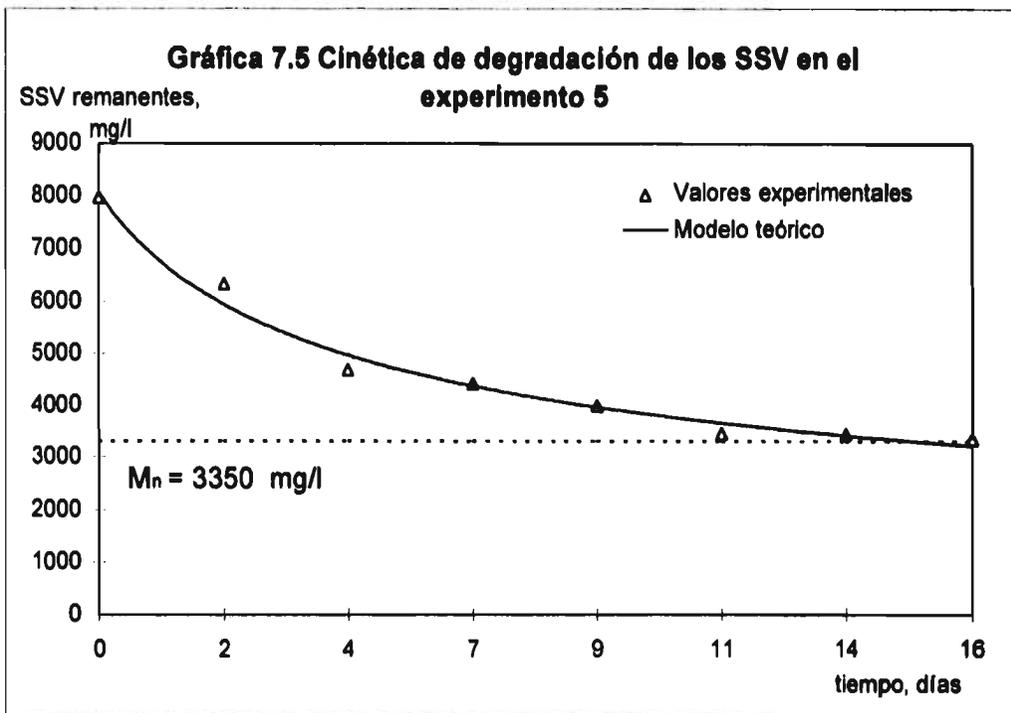
La cinética de degradación de los SSV en función del tiempo de aireación de los diferentes experimentos, se representa en las gráficas 7.1 a la 7.6 respectivamente. De estas gráficas es posible obtener la cantidad de SSV no degradables, la cual está representada por el valor asintótico M_n .

Con base en el modelo utilizado (ecuación 6.1.) se construyeron las gráficas de SSV degradables en función del tiempo de digestión utilizando papel semilogarítmico. Esto permite obtener las constantes de degradación (K_d) para cada uno de los experimentos realizados, representadas por las pendientes de las rectas de las gráficas 7.7 a la 7.12.

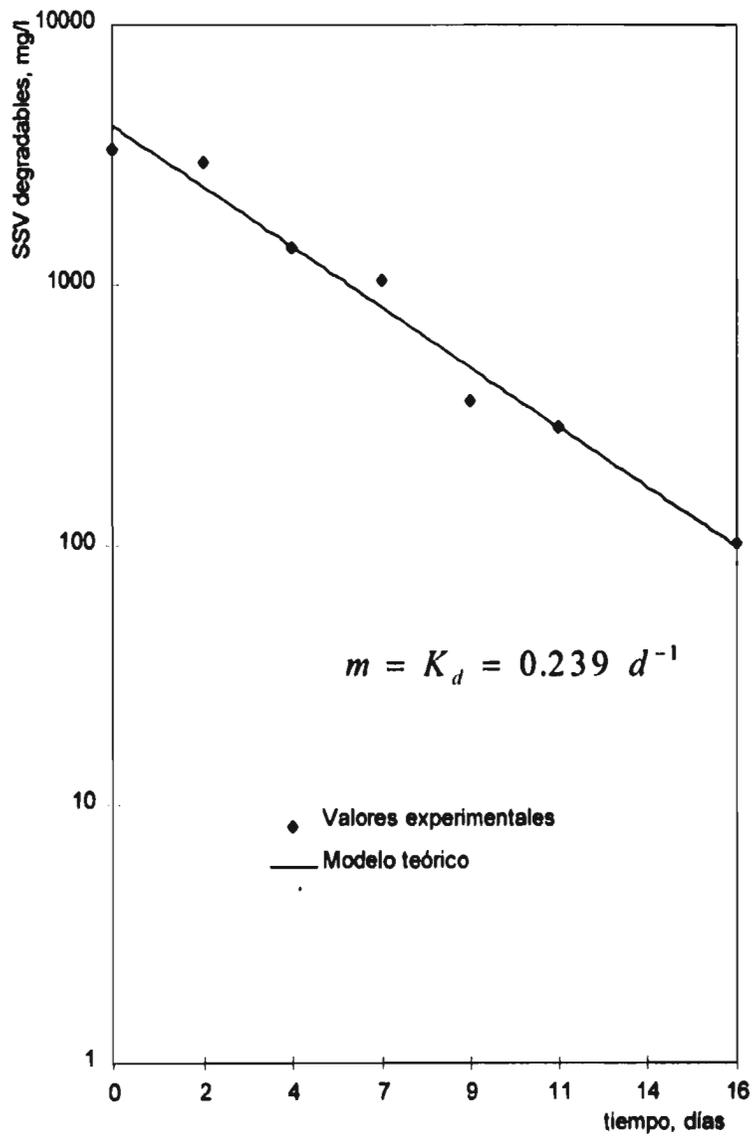
En las gráficas 7.13 a la 7.18 se presentan los valores de pH durante el periodo de digestión de cada uno de los experimentos



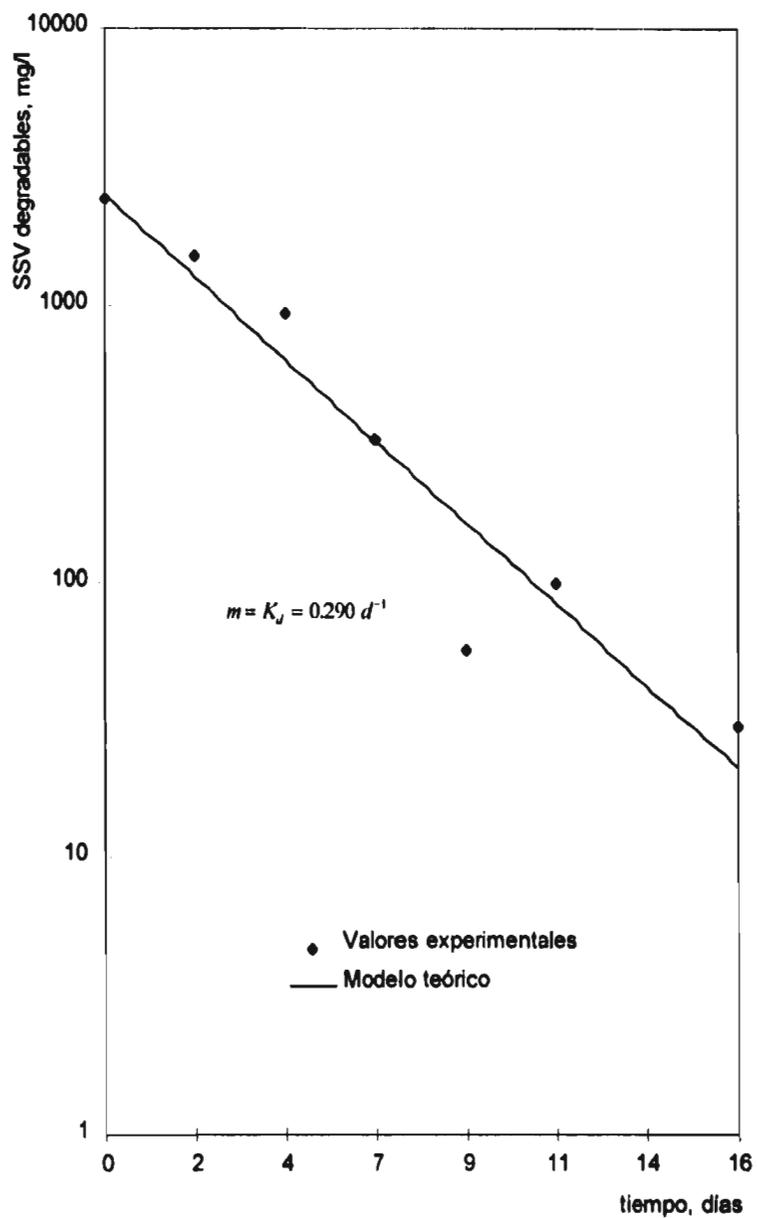




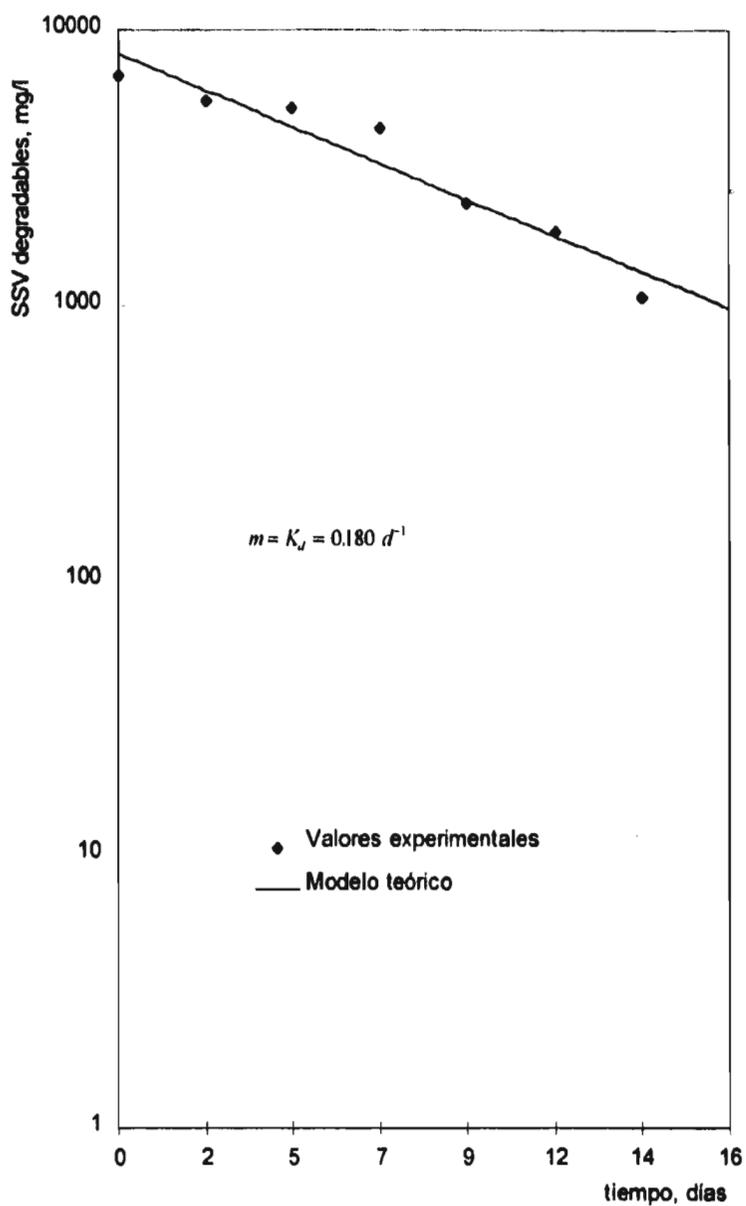
Gráfica 7.7 SSV degradables en función del tiempo de aireación (experimento 1)



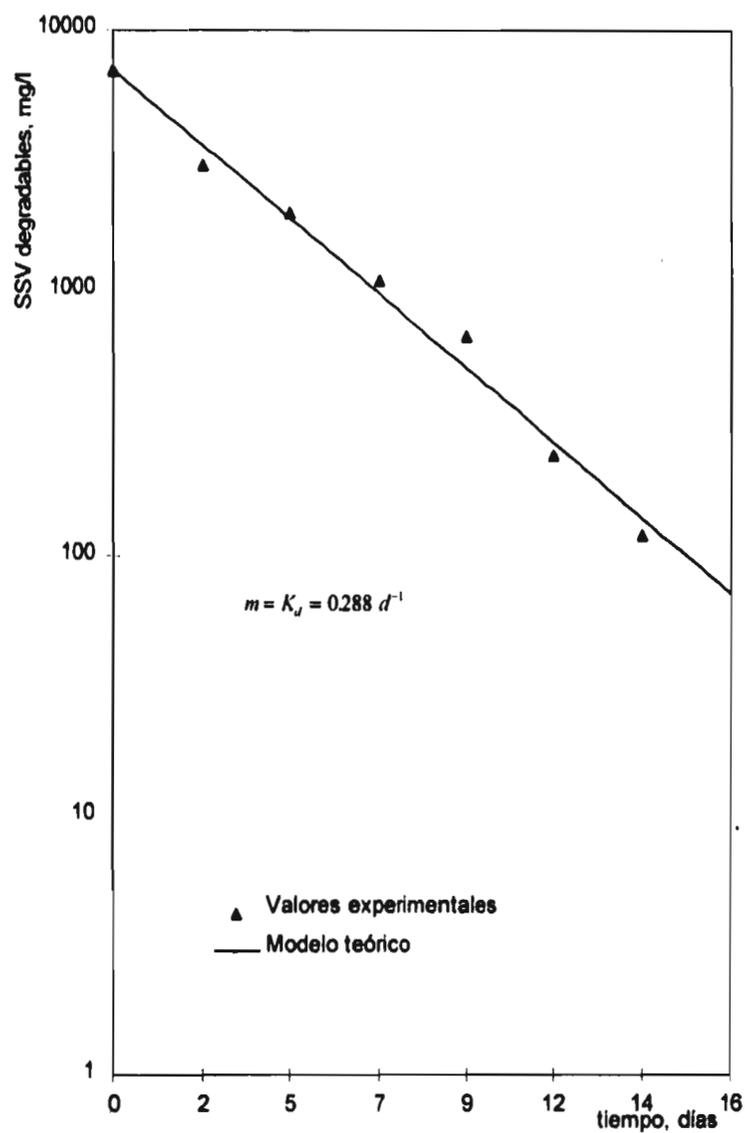
Gráfica 7.8 SSV degradables en función del tiempo de aireación (experimento 2)



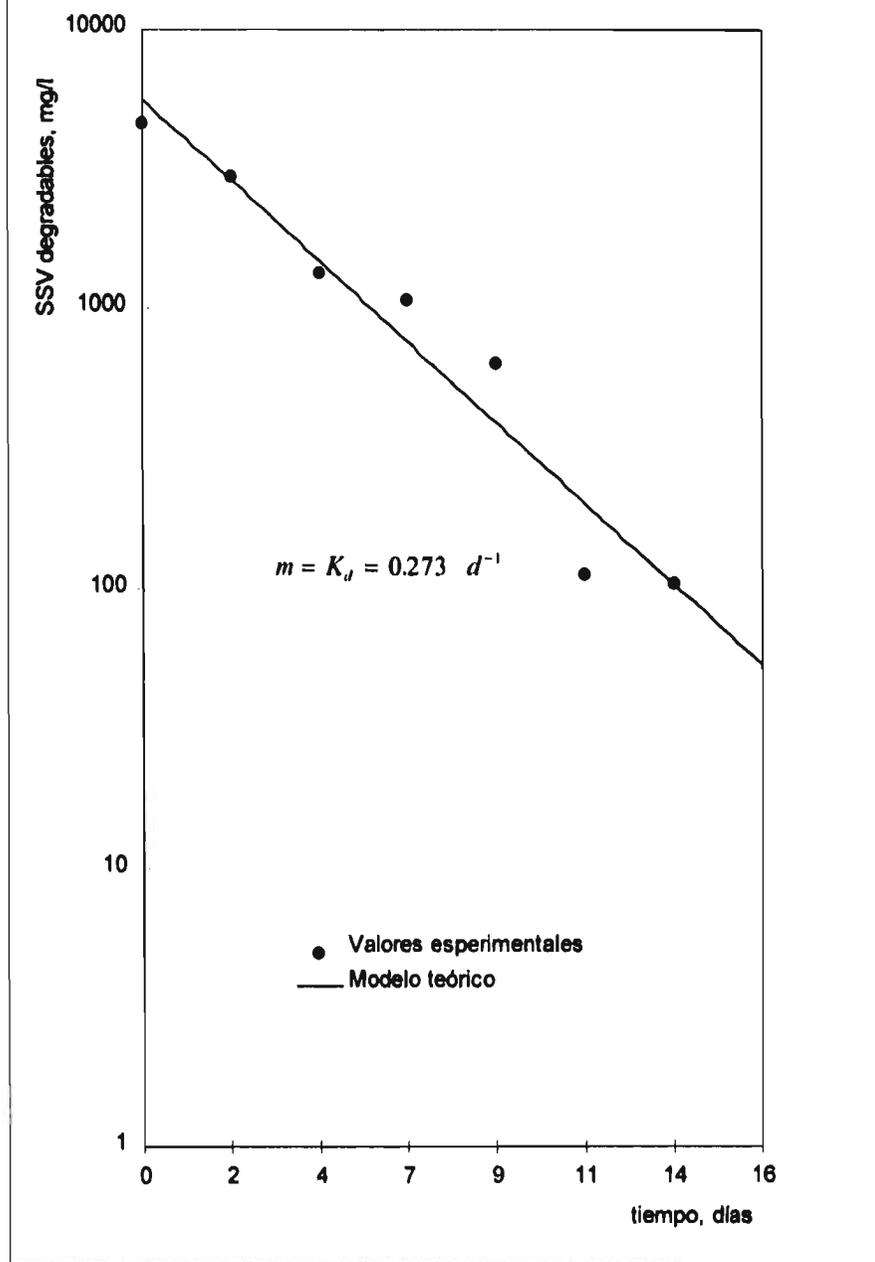
Gráfica 7.9 SSV degradables en función del tiempo de aireación (Experimento 3)



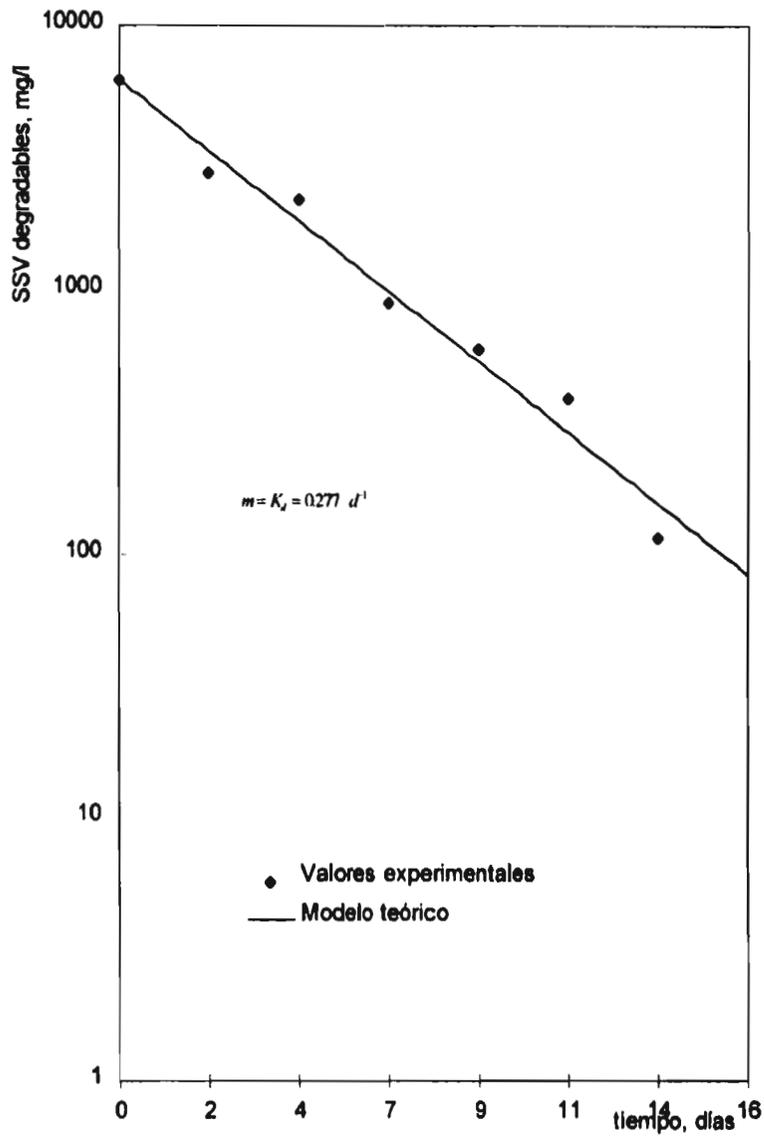
Gráfica 7.10 SSV degradables en función del tiempo de aireación (experimento 4)



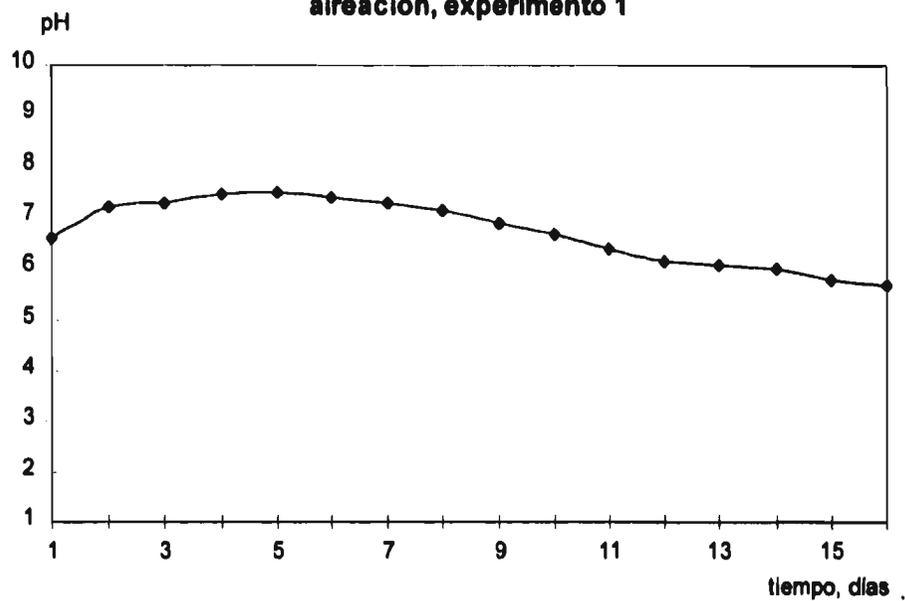
Gráfica 7.11 SSV degradables en función del tiempo de aireación (experimento 5)



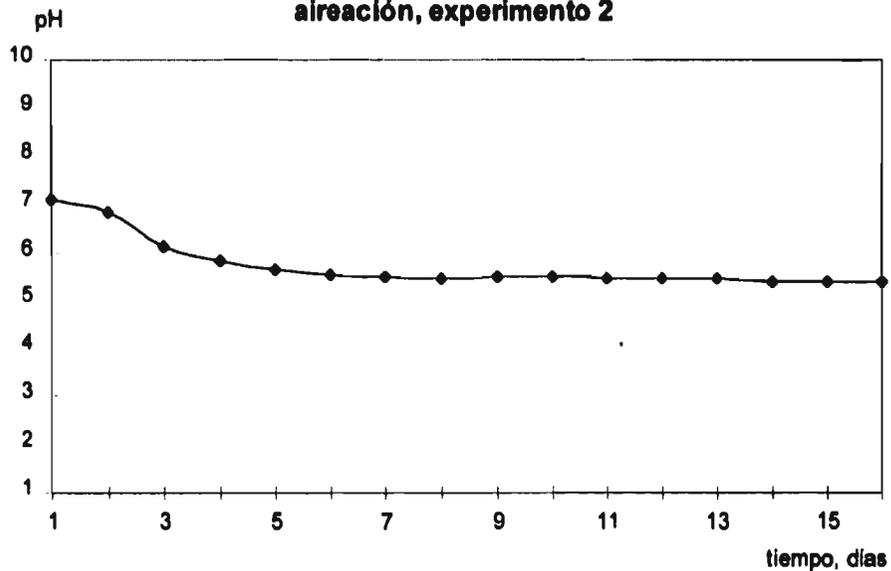
Gráfica 7.12 SSV degradables en función del tiempo de aireación (experimento 6)



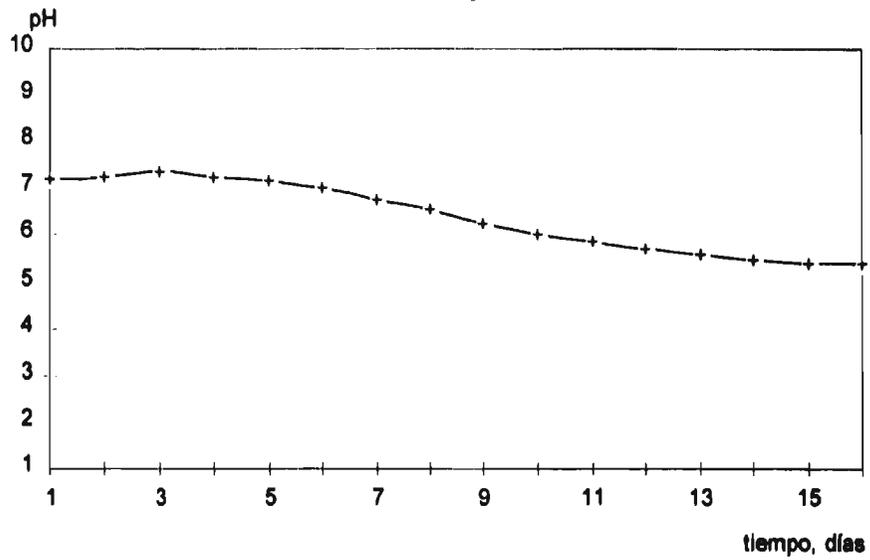
Gráfica 13 Variación del pH durante el periodo de aireación, experimento 1



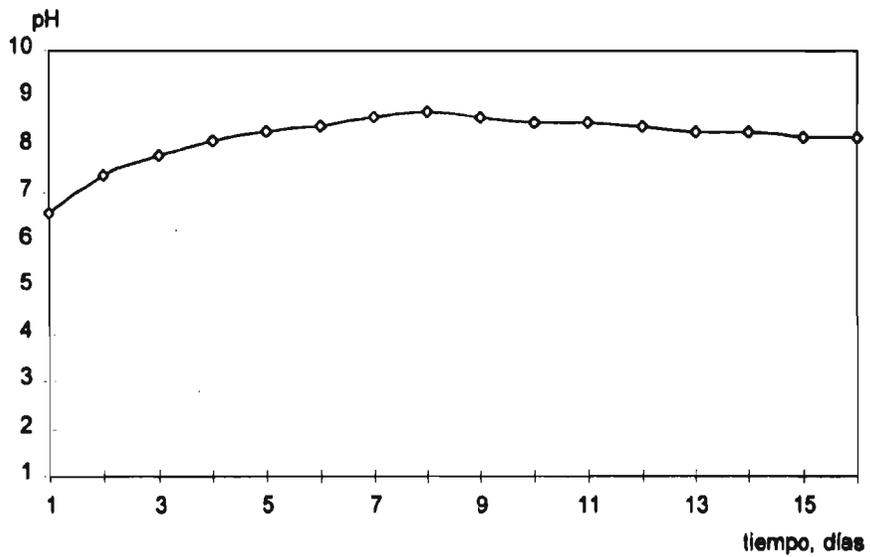
Gráfica 7.14 Variación del pH durante el periodo de aireación, experimento 2



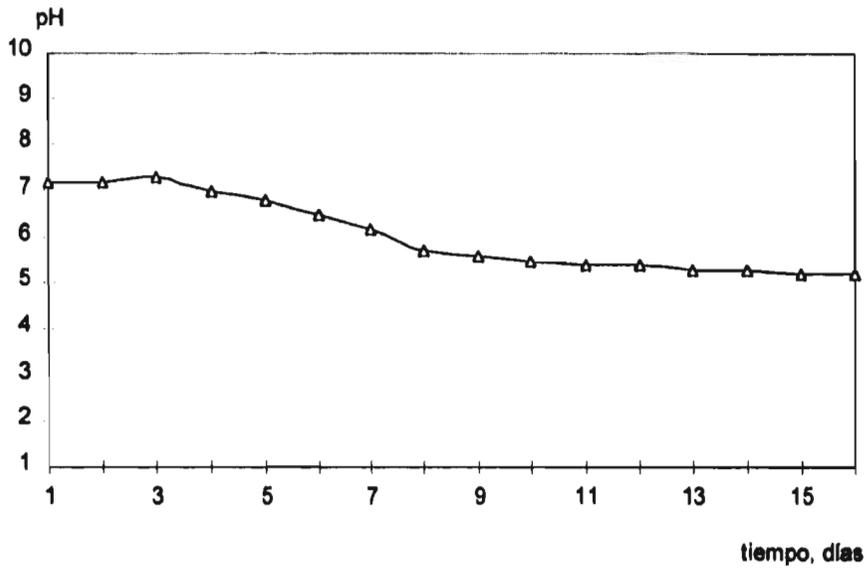
Gráfica 7.15 Comportamiento del pH durante el periodo de aireación, experimento 3



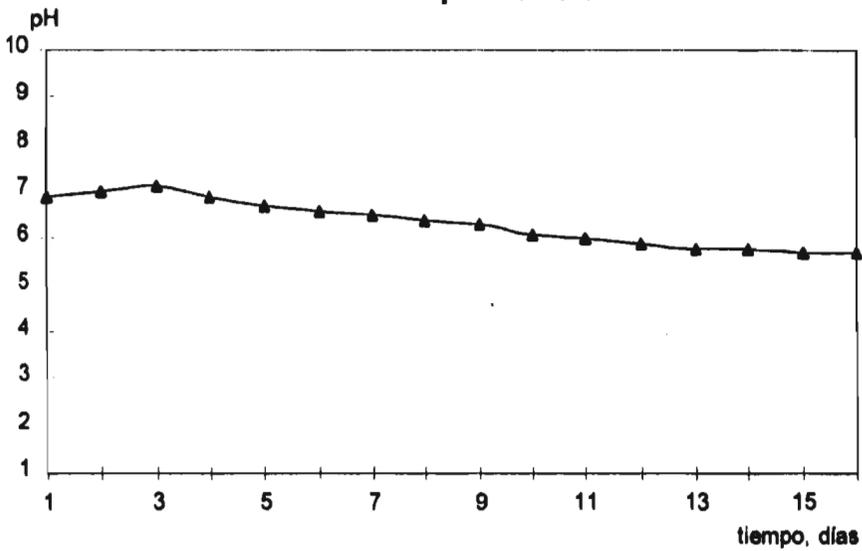
Gráfica 7.16 Variación del pH durante el periodo de aireación, experimento 4



Gráfica 7.17 Variación del pH durante el periodo de aireación, experimento 5



Gráfica 7.18 Variación del pH durante el periodo de aireación experimento 6



7.2 Análisis Discusión de resultados

7.2.1 Efecto de la concentración de sólidos totales en el lodo

Como primer punto a discutir, es la relación que guarda la concentración inicial de sólidos en el lodo, respecto a la velocidad de reducción de la materia degradable. Ya que si bien es cierto que un espesamiento previo a la digestión reduce considerablemente el volumen del digestor; esta concentración alta de sólidos puede reflejarse en un tiempo mayor de retención del lodo en el digestor, incrementándose el costo de la aireación.

Considerando los tres primeros experimentos E-1, E-2 y E-3 que se efectuaron a temperatura ambiente (15 °C), pero a concentraciones iniciales de sólidos totales de 1.0, 0.5 y 2.0 % respectivamente. Se observa que la mayor reducción de SSV se da en los E-1 y E-2; las TC-O₂ son también pequeñas al final del periodo de digestión, tablas 7.1 y 7.2 respectivamente. Por el contrario, para el E-3 que se efectúa a una alta concentración de sólidos, la reducción de SSV es mucho menor que en los dos anteriores. Esta deficiencia de degradación de SSV, se ve reflejado en la alta TC-O₂ que demanda el lodo al final del periodo de digestión, ver la tabla 7.3.

Las gráficas 7.1 y 7.2 de los E-1 y E-2, la cinética de degradación de SSV presentan gran semejanza. En el caso del E-3, la gráfica de cinética de degradación de los SSV la tendencia es diferente. Esto es posible que se deba al alto contenido de materia orgánica no degradable en el lodo; además, es posible que la eficiencia en la transferencia de oxígeno disminuya al aumentar la concentración de sólidos

El valor asintótico que se presenta a partir del día 14, gráfica 7.1 y 7.2 nos representa la cantidad de SSV no degradables (M_n); además, nos proporciona el tiempo aproximado de aireación que requiere el lodo para su estabilización. En el E-3, el valor asintótico no se presenta dentro de los 16 días de aireación; lo que significa que, se requiere más tiempo de aireación para reducir todos los SSV degradables, ver gráfica 7.3.

Debe observarse también de las gráficas de la cinética de degradación, en los casos de los E-1 y E-2, que la mayor reducción de sólidos degradables (aproximadamente 90 %), se presenta en los primeros 10 días de digestión.

Los valores de las K_d obtenidas de los E-1, E-2 y E-3 se comparan favorablemente con valores que se reportan en la literatura, ver tabla 7.7. Todos los valores de K_d se presentan en función de la concentración inicial de sólidos en el lodo.

Tabla 7.7 Comparación de los valores de K_d obtenidas experimentalmente con las reportadas en la literatura, en función de la concentración de sólidos totales		
[sólidos] inicial, mg/l	K_d, d⁻¹	Referencia
4418	0.290	experimento 2
9108	0.239	experimento 1 De esta tesis, 1997
19550	0.180	experimento 3
3000	0.35	Krishnamorty, et. al., 1989
5000	0.23	
3500	0.110	Ganczarczyk, et. al., 1980
8000	0.105	
15000	0.085	

En la tabla 7.7 puede apreciarse que las concentraciones altas de sólidos (aproximadamente 2 %) en los lodos disminuyen considerablemente los valores de la K_d en la degradación de sólidos. Por consiguiente, si partimos de que K_d es una constante directamente proporcional a la velocidad de degradación de sólidos, ecuación 6.1, la velocidad disminuirá conforme disminuya el valor de K_d . Al disminuir la velocidad de degradación, el tiempo de retención de sólidos en el digestor aumenta.

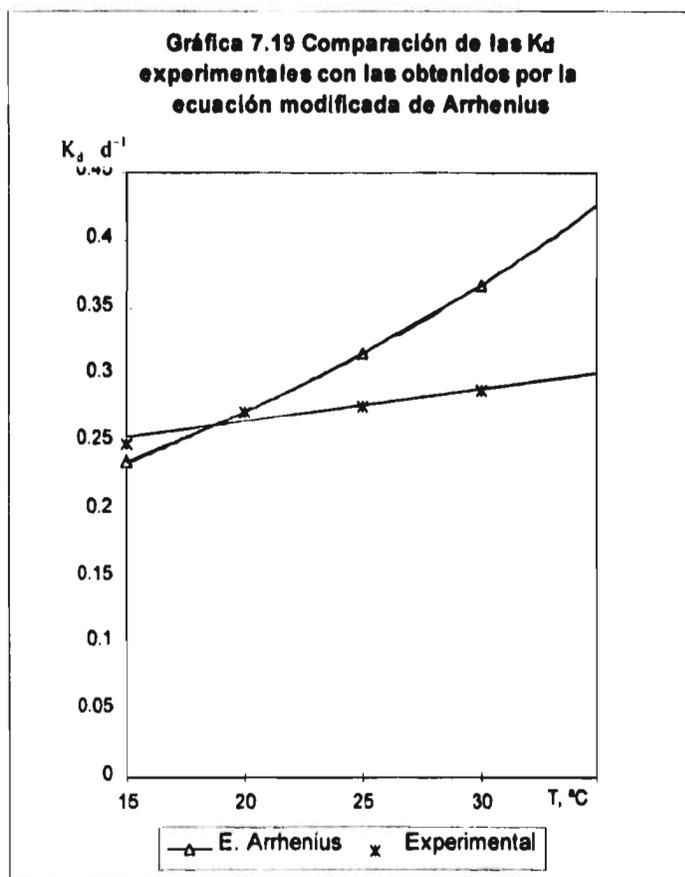
7.2.2 Efecto de la temperatura

Ahora consideremos la relación de la temperatura con la velocidad de degradación de los sólidos degradables, K_d . Para analizar y discutir este punto, consideremos los experimentos E-1, E-4, E-5 y E-6. Estos experimentos se desarrollaron a una concentración de lodos similar de 1% aproximadamente y a temperaturas de 15, 30, 20 y 25 °C respectivamente.

Las K_d de los diferentes experimentos, han sido calculadas a partir de la ecuación 6.1 (modelo experimental) y de las gráficas 7.7, a la 7.12. Los valores de las K_d se presentan en la tabla 7.8.

Tabla 7.8 Valores de K_d obtenidos experimentalmente			
No. experimento	Condiciones experimentales		K_d , (d^{-1})
	[sólidos] _{inicial} , mg/l	T_{dig} , °C	
1	9108	15	0.239
2	4418	15	0.290
3	19550	17	0.180
4	11750	30	0.288
5	10200	20	0.273
6	10339	25	0.277

Como se puede apreciar en la tabla 7.8 en el caso de los experimentos E-1, E-4, E-5 y E-6 los valores de K_d aumentan de manera proporcional, conforme aumenta la temperatura de dichos experimentos. Para tener una mejor apreciación de la relación que guarda el factor temperatura con la K_d , se han comparado los valores obtenidos por la ecuación modificada de Arrhenius (ecuación 6.6) con los obtenidos experimentalmente, gráfica 7.19.



Como puede observarse en la gráfica anterior, los valores de K_d obtenidos experimentalmente a 25 y 30 °C experimento E-4 y E-6, tienen un valor menor que el que se obtiene por la ecuación modificada de Arrhenius; contrariamente sucede con el experimento E-1 que se desarrolla a 15 °C.

De lo anterior se establece que K_d experimental, aumentaba al aumentar la temperatura; pero no de manera exponencial como lo establece la ecuación modificada de Arrhenius, ecuación 6.6.

7.2.3 Efecto del pH

Otro factor importante evaluado durante el desarrollo experimental fue el pH. En los diferentes experimentos, con excepción del E-4, todos presentaron un comportamiento similar. El pH tiende a subir ligeramente respecto a su valor inicial en los primeros cuatro días de digestión, y baja a valores menores de 6 en la segunda mitad del periodo de digestión, gráficas 7.12 a 7.18.

El pH bajo que se presenta al final del periodo de digestión, parece indicar que hubo tiempo suficiente de aireación para que se presentara un grado alto de nitrificación como se establece en la ecuación 4.2, que representa un proceso de digestión aerobia con nitrificación.

En el caso del E-4, que presentó un pH ligeramente por arriba de 8 al final del periodo de digestión, pudo deberse a una deficiencia de aireación, ya que si recordamos, este experimento registró bajos niveles de oxígeno disuelto. Este nivel bajo de oxígeno disuelto fue influenciado por la alta temperatura a la que se desarrolló el experimento ($T= 30\text{ °C}$).

7.2.4 Evaluación de la estabilidad de los lodos

Para hacer una evaluación final de la estabilización del lodo en las diferentes pruebas realizadas, se prepararon tablas comparativas con las características de los lodos antes y después del periodo de digestión, ver tablas 7.9 a 7.14.

En general, el olor desagradable que presentaban las muestras de lodos utilizadas en los diferentes experimentos, desapareció después del periodo de digestión. El poco olor inofensivo que presentaban, era característico al humus o bien a tierra húmeda.

La reducción de material volátil (SV), en los experimentos E-1, E-2, E-5 y E-6 fue mayor de 40 %; este porcentaje es suficiente para considerar al lodo como estabilizado, WEF/ASCE, 1992. En el Caso del E-4, la reducción de SV es de aproximadamente 80 %, esta reducción alta fue influenciada directamente por la temperatura a la que se desarrolló dicho experimento, ($T=30\text{ }^{\circ}\text{C}$). Para el E-3, la reducción de SV fue sólo del 30 % ; esta disminución en la velocidad de degradación fue influenciada seguramente por la alta concentración de sólidos en el lodo.

En general, la reducción de ST es proporcional a la reducción de material volátil, en promedio esta fue de 40 %, a excepción del E-4 en donde se alcanzó un 70 %.

Los sólidos fijos antes y después de la digestión de los lodos en los diferentes experimentos, se conservaron casi constante. Sólo en el E-4, la alta temperatura influyó para reducir el valor inicial de los sólidos fijos, sólidos que supuestamente deberían ser constantes. Estos sólidos, más que fijos, son difícilmente degradables; por lo que a altas temperaturas puede reducirse su valor inicial.

La TC-O_2 después del periodo de digestión fue mínima y es proporcional a la cantidad de SSV degradables remanentes. Estos valores nos confirman la efectividad de la digestión aerobia para la estabilización de lodos. Sólo en el E-3, se presentó una alta TC-O_2 (26 mgO_2 //h de lodo), este hecho confirma lo ya discutido en puntos anteriores; de que el tiempo de aireación al lodo para este experimento, no fue suficiente para su estabilización.

Para los E-1, E-2 y E-3 que se efectuaron a temperatura ambiente ($15\text{ }^{\circ}\text{C}$), la eficiencia de remoción de la DQO del sobrenadante fue de 60 %. Para los E-4, E-5 y E-6, que se efectuaron a temperaturas de 30, 20 y $25\text{ }^{\circ}\text{C}$ respectivamente la eficiencia de remoción de la DQO alcanza un 85 %. Es claro, observar que el efecto de la temperatura influyó directamente para elevar la remoción de la DQO. Los valores de la DQO después del periodo de digestión dan una idea favorable de la efectividad de la digestión aerobia para la estabilización del lodo; además de que la calidad del sobrenadante es buena, que puede ser retornado al sistema de tratamiento de agua residual sin problema alguno.

El valor de pH del sobrenadante menor de 6 que se presentó al final del periodo de digestión de los diferentes experimentos, con excepción del experimento 4; confirma la efectividad de este proceso para nitrificar. Este valor de pH que presenta el sobrenadante, puede ser amortiguado por el sistema de tratamiento de agua, en caso de ser retornado. Es necesario evaluar otros parámetros como DBO, NTK, COT, alcalinidad, etc., con el fin de tener una mejor evaluación de la calidad sobrenadante y del grado de nitrificación.

El IVL en las muestras de lodos a digerir fue de un valor promedio de 105, lo que significaba que el lodo de exceso antes de ser digerido presenta buenas características de sedimentabilidad, (Vesilind et. al., 1986). Después del periodo de digestión el valor de este parámetro aumentó a diferentes porcentajes para cada uno de los experimentos; pero en promedio el aumento fue del 50 %. En general la digestión aerobia da como producto un "Bulking Sludge" (lodo hinchado) que es más difícil de desaguar; o bien se traduce, en tener un mayor volumen por unidad de masa de lodo.

Esta desventaja que presenta la digestión aerobia, se debe al exceso de aireación, desbalance en el contenido de nutrientes, al crecimiento de bacterias filamentosas como la *Thiothrix* y *Sphaerotilus*. Este problema de lodo hinchado puede ser solucionado con la adición de agentes químicos, como sulfuros y peróxido de hidrógeno

Tabla 7.9 Caracterización de los lodos de la PT-CU antes y después de la digestión, experimento 1, T= 15 °C^b, 1% ST				
Parámetro	Lodo activo crudo	Lodo digerido		
		Celda1	Celda2	Promedio
DQO ^a , mg/l	1123	204	714	459
TC-O ₂ , mg/lhr	78.0	10.4	8.0	9.2
ST, mg/l	9108	5350	5134	5245
SV, mg/l	7340	3866	3459	3663
SF, mg/l	1768	1484	1678	1581
SST, mg/l	7735	3380	3430	3405
SSV, mg/l	6195	2910	2934	2922
IVL	115	199	213	206
pH ^a	6.6	5.9	5.4	5.7
COLOR	café oscuro	café dorado	café dorado	---
OLOR	poco a H ₂ S	humus	humus	---

a: Del sobrenadante
b: Temperatura ambiente

Tabla 6.10 Caracterización de los lodos de la PT-CU antes y después de la digestión, experimento 2, T= 15 °C^b, 0.5% ST				
Parámetro	Lodo activo crudo	Lodo digerido		
		Celda1	Celda2	Promedio
DQO ^a , mg/l	979	459	306	383
TC-O ₂ , mg/lhr	32.0	7.0	6.0	6.5
ST, mg/l	4418	2318	2484	2401
SV, mg/l	3627	1493	1965	1729
SF, mg/l	791	825	---	825
SST, mg/l	4020	1170	1230	1200
SSV, mg/l	3488	1148	1194	1111
IVL	112	129	---	129
pH ^a	7.1	5.4	5.6	5.5
COLOR	café oscuro	café dorado	Café dorado	---
OLOR	poco a H ₂ S	humus	humus	---

a: Del sobrenadante
b: Temperatura ambiente

Tabla 7.11 Caracterización de los lodos de la PT-CU antes y después de la digestión, experimento 3, T=17°C^b, 2.0% ST				
Parámetro	Lodo activo crudo	Lodo digerido		
		Celda1	Celda2	Promedio
DQO ^a , mg/l	1124	198	594	396
TC-O ₂ , mg/lhr	76	29.5	22.5	26.0
ST, mg/l	19550	14490	14480	14485
SV, mg/l	16210	11500	10840	11170
SF, mg/l	3340	3640	2990	3315
SST, mg/l	18920	12080	11790	11935
SSV, mg/l	15750	9020	8820	8920
IVL	63.5	124	112.8	118.4
pH ^a	7.2	5.4	5.4	5.4
COLOR	café oscuro	café dorado	Café dorado	---
OLOR	poco a H ₂ S	humus	humus	---

a: Del sobrenadante
b: Temperatura ambiente

Tabla 7.12 Caracterización de los lodos de la PT-CU antes y después de la digestión, experimento 4, T = 30 °C^b, 1.0% ST				
Parámetro	Lodo activo crudo	Lodo digerido		
		Celda1	Celda2	Promedio
DQO ^a , mg/l	2662	150	125	138
TC-O ₂ , mg/lhr	44	6.0	6.0	6.0
ST, mg/l	11710	3410	2920	3165
SV, mg/l	9080	1930	1610	1770
SF, mg/l	2630	1480	1310	1395
SST, mg/l	10048	2680	2200	2440
SSV, mg/l	8740	1880	1560	1720
IVL	97.1	183	136	159
pH ^a	6.6	8.2	8.2	8.2
COLOR	café oscuro	café dorado	Café dorado	---
OLOR	poco a H ₂ S	humus	humus	---

a: Del sobrenadante
b: temperatura alcanzada con la activación del sistema de calentamiento

Tabla 7.13 Caracterización de los lodos de la PT-CU antes y después de la digestión, experimento 5, T= 20 °C^b, 1.0% ST				
Parámetro	Lodo crudo	Lodo digerido		
		Celda1	Celda2	Promedio
DQO ^a , mg/l	2915	194	583	389
TC-O ₂ , mg/lhr	52	9	10	9.5
ST, mg/l	10200	---	6494	6494
SV, mg/l	8396	---	4886	4886
SF, mg/l	1800	---	1608	1608
SST, mg/l	9168	4460	4580	4520
SSV, mg/l	7984	3360	3340	3350
IVL	113	170	244	207
pH ^a	7.2	5.2	5.2	5.2
COLOR	café oscuro	café dorado	Café dorado	---
OLOR	poco a H ₂ S	humus	humus	---

a: Del sobrenadante
b: Temperatura ambiente

Tabla 7.14 Caracterización de los lodos de la PT-CU antes y después de la digestión, experimento 6, T = 25 °C^b, 1.0% ST				
Parámetro	Lodo activo crudo	Lodo digerido		
		Celda1	Celda2	Promedio
DQO ^a , mg/l	2731	251	402	326.8
TC-O ₂ , mg/lhr	48	9.0	8.5	8.8
ST, mg/l	10339	5812	5704	5758
SV, mg/l	8272	4116	4307	4212
SF, mg/l	2067	1696	1397	1547
SST, mg/l	8891	3805	3656	3731
SSV, mg/l	8046	1884	1628	1756
IVL	122	204	168	186
pH ^a	6.9	5.8	5.6	5.7
COLOR	café oscuro	café dorado	Café dorado	---
OLOR	poco a H ₂ S	humus	humus	---

a: Del sobrenadante
b: Temperatura alcanzada con la activación del sistema de calentamiento

7.3 Aplicación de los datos experimentales para prediseño del sistema de digestión aerobia de lodos.

En este punto se presentan las características básicas del sistema de digestión aerobia para los lodos de exceso de la PT-CU. El prediseño se basa en los resultados experimentales del presente trabajo de investigación, en el balance de masa presentado en el Capítulo V y en las siguientes consideraciones.

- Los lodos generados en los tres sistemas biológicos de la PT-CU (lodos activados, biodiscos y filtro rociador) recibirán el mismo tratamiento.
- El volumen de lodos que se genera, es el calculado a partir del balance de masa de la PT-CU, para el año de 1996. El valor resultante es de 41.12 m³/día a una concentración de sólidos totales del 1 % aproximadamente.
- La concentración de sólidos totales de los lodos de exceso es aproximadamente 1%. Con el propósito de comparación, se obtendrá los valores para pruebas de lodos a 0.5 y 2.0 % de concentración.
- Se considera en el sistema de digestión dos reactores de la misma capacidad por necesidades de operación y mantenimiento.
- La eficiencia mínima de reducción de materia degradable será de 80 %.
- El espacio físico para construcción de del sistema de digestión de lodos, es restringido.

Para fines de comparación se presentan los valores de los parámetros de prediseño para el sistema de digestión continuo y tipo discontinuo. Para el caso de reactores continuos, las ecuaciones de diseño parten del siguiente balance de masa.

$$\left[\begin{array}{c} \text{Sólidos degradables} \\ \text{en la entrada} \end{array} \right] = \left[\begin{array}{c} \text{Sólidos degradables} \\ \text{a la salida} \end{array} \right] + \left[\begin{array}{c} \text{Sólidos degradables} \\ \text{destruidos} \end{array} \right]$$

$$Q_o(M_d)_o = Q_o(M_d)_e + [-d(M_d)_e/dt]V \quad (7.1)$$

utilizando las ecuaciones 6.3 y 6.4, tenemos

$$Q_o(M_o - M_n) = Q_o(M_e - M_n) - [d(M_e - M_n)/dt]V \quad (7.2)$$

simplificando la ecuación anterior tenemos

$$Q_0(M_0 - M_e) = -[d(M_e - M_n)/dt]V \quad (7.3)$$

considerando un reactor continuo sin reciclado

$$t = t_n = V/Q_0 = \text{tiempo de residencia hidráulica} \quad (7.4)$$

por lo tanto la ecuación 7.3 se puede expresar como

$$(M_0 - M_e) = [-d(M_e - M_n)/dt] t \quad (7.5)$$

Si la velocidad de degradación de los SSV está dada por la ecuación 6.1, y si $M_d = (M_e - M_n)$, tenemos:

$$d(M_e - M_n)/dt = -K_d (M_e - M_n) \quad (7.6)$$

sustituyendo 7.6 en 7.5 tenemos

$$(M_0 - M_e) = K_d(M_e - M_n)t \quad (7.7)$$

por consiguiente el tiempo de residencia del lodo es

$$t = (M_0 - M_e)/K_d(M_e - M_n) \quad (7.8)$$

Sustituyendo la ecuación 7.8 en la ecuación 7.4, se obtiene el volumen del reactor.

Para calcular las necesidades de oxígeno se asume que la mayor parte de los SV ($C_5H_7NO_2$) requieren oxígeno para su oxidación durante el periodo de digestión, ecuaciones 4.1 y 4.2. Resulta que por cada parte de SV destruidos se requiere de 1.42 partes de oxígeno; por consiguiente la demanda de oxígeno en función del material carbonoso estará dada por ecuación 7.9

$$Ox_c = 1.42 (Q_s R M_s) / 10^6 \quad (7.9)$$

donde:

Ox_c = Demanda de oxígeno carbonoso, kg/d

Q_s = Total de lodo alimentado al digestor, l/d

R = Fracción de SV destruidos

M_s = concentración de SV en el lodo alimentado al digestor, mg/l

El nitrógeno total Kjeldahl disuelto (NTK_d) contribuye directamente a la demanda de oxígeno. Se supone que 0.12 partes de nitrógeno son liberadas por cada parte de SV destruidos, ecuación 4.1; y también se asume que la demanda teórica de oxígeno es de 4.57 partes por cada parte de nitrógeno nitrificado, ecuación 4.2; por lo tanto, la demanda total de oxígeno por material nitrogenado es:

$$Ox_N = 0.12 (4.57) (Q_s R M_s) / 10^6 \quad (7.11)$$

$$Ox_N = 0.548(Q_s R M_s) / 10^6 \quad (7.11)$$

Combinando las ecuaciones 7.9 y 7.11 tenemos una expresión la demanda total de oxígeno, para un sistema de digestión con nitrificación nitrifica.

$$Ox_T = 1.9 (Q_s R M_s) / 10^6 \quad (7.12)$$

Para el cálculo de los parámetros de diseño, primero determinaremos la cantidad de SSV no degradables en el lodo M_n , este valor es equivalente a la cantidad mínima de SSV remanentes después del periodo de aireación. (Tablas 7.1 a 7.6). Este valor se observa gráficamente en las curvas correspondientes a las gráficas de la cinética de degradación de SSV, (Gráficas 7.1 a 7.6). El valor de M_0 , corresponde al valor de SSV del lodo al inicio de la digestión. (Tablas 7.1 a 7.6). Con los valores anteriores se prepara la tabla 7.15.

Tabla 7.15 Valores de M_0, M_n y % de SSV degradables			
Experimento	M_0, mg/l	M_n, mg/l	% SSV_d = $1 - (M_n/M_0) \times 100$
1	6195	2820	54.48
2	3488	1061	69.58
3	15750	8920	43.36
4	8740	1720	80.33
5	7984	3350	58.04
6	8046	1756	78.18

Si consideramos una eficiencia mínima del 80 % de reducción de SSV degradables, obtenemos los valores de (M_d)₀ SSV degradables en el efluente y M_0 SSV totales en el efluente, tabla 7.16.

Tabla 7.16 Valores de SSV degradables en el efluente y SSV totales en el efluente			
Experimento	SSV_d mg/l	(M_d)_e = SSV_d x (1-η) mg/l	M_e = (M_d)_e + M_n mg/l
1	3375	675.0	3495.0
2	2427	485.4	1546.4
3	6830	1366.0	10286.0
4	7020	1404	3124.0
5	4634	926.8	4276.8
6	6290	1258.0	3014.0

Sustituyendo los valores de K_d experimentales de la tabla 7.8, los valores de M_o , M_n y M_e de las tablas 7.15 y 7.16, el valor de $41.12 \text{ m}^3/\text{d}$ al 1% de lodos que se generan en la PT-CU en las ecuaciones 7.4, 7.8 y 7.12; se obtienen los parámetros de diseño para reactores aerobios de flujo continuo que se presentan en la tabla 7.17 para los seis experimentos.

Tabla 7.17 Valores para los parámetros de diseño de reactores aerobios continuos					
No. exp.	Condiciones de operación		tiempo de residencia	Vol. de c/u de los digestores	Ox_i para estabilizar
	[sólidos]_{inicial} mg/l	Temperatura °C	días	m³	kg/d
1	9108	15	17.5	360.5	150.91
2	4418	15	14	575.0	155.45
3	19550	17	22	226.2	103.32
4	11710	30	13.5	277.6	198.69
5	10200	20	14.5	298.0	145.00
6	10339	25	14.5	298.0	166.67

Para el caso de diseño de reactores aerobios tipo discontinuo, se aplicó la ecuación de diseño 6.5. La cantidad de oxígeno necesario es el mismo obtenido para sistema continuo, ya que el cálculo se basa en la cantidad de SV en el lodo. Los valores de los parámetros de diseño para las distintas consideraciones experimentales se presentan en la tabla 7.18.

Tabla 7.18 Valores para los parámetros de diseño de reactores aerobios discontinuo					
No. exp.	Condiciones de operación		tiempo de residencia días	Vol. de c/u de los digestores m³	Ox_t para estabilizar kg/d
	[sólidos]_{inicial} mg/l	Temperatura °C			
1	9108	15	6.7	137.8	150.91
2	4418	15	5.5	226.2	155.45
3	19550	17	8.9	91.5	103.32
4	11710	30	5.6	115.2	198.69
5	10200	20	5.9	121.3	145.00
6	10339	25	5.8	119.3	166.67

Observando los valores de los parámetros de diseño en las tablas 7.17 y 7.18; los reactores tipo discontinuo o "batch" parecen ser más efectivos, debido al corto tiempo que se necesita para estabilizar el lodo, el volumen necesario de los reactores resulta menor para plantas que tratan caudales de agua residual relativamente pequeño.

La diferencia de operación de ambos tipos de reactores (continuo y discontinuo) es que; el continuo opera con una concentración de SSV igual M_e (concentración de SSV a la salida del digestor). Para el caso del reactor discontinuo la concentración de SSV al inicio del periodo de digestión es de M_0 (Concentración de SSV inicial en el lodo), y va disminuyendo gradualmente hasta un valor de M_e . Debido a que se considera una cinética de primer orden, la degradación será más rápida para el caso de reactores discontinuos, para los que el valor medio de SSV es superior al valor de M_e de los reactores continuos.

El oxígeno requerido para estabilizar el lodo, en ambos casos, es de un promedio de 144 Kg/d; no obstante para las condiciones en las que se desarrolló el experimento 4 (30 °C y 1 % de concentración de ST en el lodo); se requirió de 198.69 Kg/d de oxígeno. Cabe aclarar que la alta reducción de SV en el experimento 4 fue influenciada más por la temperatura que por la cantidad de oxígeno suministrado.

En base a los experimentos realizados, para el caso de los lodos de exceso que se generan en los tres sistemas biológicos de la PT-CU parece razonable proponer un sistema de digestión tipo discontinuo, formado por dos reactores en paralelo. Los lodos con una concentración del 1 % se bombearán directamente del cárcamo de lodos a los digestores sin necesidad de un espesamiento, lo que satisface la condición del reducido espacio para su construcción.

Para los lodos de exceso de la PT-CU, se propone un sistema de digestión tipo discontinuo, formado por dos reactores en paralelo. Este sistema no contará con espesador de lodos, lo que satisface la condición del pequeño espacio disponible para su construcción; por consiguiente, los lodos generados en los tres sistemas biológicos de tratamiento, serán enviados directamente al sistema de digestión, los cuales presentan una concentración inicial promedio de 1% aproximadamente.

El tiempo de retención del lodo en el digestor de 7 días, es suficiente para reducir como mínimo el 80 % de la materia degradables en condiciones de temperatura desfavorable (15 °C) y considerar al lodo por tanto como estabilizado.

El volumen de cada uno de los reactores deberá ser de 123.4 m³. Este resultado es el promedio de los valores obtenidos de los experimentos que se efectuaron con lodos con una concentración de 1% aproximadamente, ver tabla 7.18.

El oxígeno promedio requerido para estabilizar el lodo que se genera en la PTCU es de 144 K/d, este resultado es el promedio de los valores obtenidos de los experimentos de estabilización de lodo efectuados a temperatura ambiente, ver tabla 7.18.

Dado que, el equipo de aireación es determinante para el proceso de digestión aerobia, a continuación se presentan algunos sistemas de aireación existentes en el mercado.

AIREADORES DE TURBINA "CROWN"

Tamaño mm	Entrada max. de O ₂ Kg O ₂ /h	Volumen max. del tanque, m ³	Demanda max. de energía, kW
900	13	300	7.5
1250	36	1000	15.0
1600	55	1200	22.5
2000	140	1600	75.0
2500	200	2500	110.0
3150	280	3000	140.0

Biogest International de México, Av. Lázaro Cárdenas No. 32 Col. 7 de Noviembre, C.P. 91150, Xalapa Veracruz, México

DIFUSORES DE DISCO NOPOL

DATOS	KKI-215	KKR-300	HKL-215	MKL-215
Gasto de operación, m ³ /h	0.5-4.0	1-8	1-5	1.5-6
Densidad de difusión, %	2-24	2-24	2-24	2-24
Área de superficie, m ²	0.025	0.060	0.025	0.025
Tamaño de burbuja, mm	1...3	1...3	1...3	3...6
Peso, Kg	0.77	1.044	0.790	0.790
Temperatura max. del aire, °C	+80...85	+80...85	+80...85	+80...85

P.J. ENSIO S.A. de C.V., Av. Río Mayo 1406 Esq. Río Pánuco Col. Vista Hermosa Cuernavaca, Morelos, México

El equipo de aireación que se sombrea es el que se recomienda para el sistema de digestión, la selección y la adaptación de la ingeniería lo hará la persona encargada de dicho trabajo; dado que el presente trabajo de investigación no persigue tal objetivo.

CAPITULO VIII CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Con base a los resultados de los experimentos llevados a cabo en este trabajo de investigación se derivan las siguientes conclusiones y recomendaciones:

8.1 Conclusiones

La mayoría de las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales instaladas, carecen de un sistema para el tratamiento de los lodos que generan. Estos últimos representan un peligro potencial para el medio ambiente y la salud humana cuando no son estabilizados. La problemática de la gestión de lodos se hace mayor; debido a que, no existe una normativa específica que regule las actividades de tratamiento y disposición final de los mismos. Además de la falta de recursos humanos con experiencia en la materia.

Del análisis comparativo de los tipos de estabilización se concluye que: a) Los tres métodos son buenos para el tratamiento de lodos y b) Lo que define la selección éstos es: las características del lodo, espacio físico en la planta, disponibilidad financiera y la disposición final que van a tener los lodos entre otras.

La digestión aerobia aplicada a la estabilización de los lodos de exceso de los tres sistemas biológicos de la PT-CU, resultó ser favorable para reactores tipo discontinuo; debido a que, el tiempo de retención del lodo de siete días resulta relativamente corto para alcanzar una eficiencia mínima de remoción de SSV degradables del 80%. Para un sistema de digestión continuo se requiere de 15 días como mínimo para estabilizar el lodo.

La digestión aerobia aplicada a los lodos de la PT-CU reduce los sólidos volátiles a más del 40 %, valor suficiente para considerar al lodo estabilizado.

A concentraciones de aproximadamente de 2% de sólidos totales en los lodos a digerir de la PT-CU, la velocidad de degradación se ve afectada desfavorablemente.

La baja velocidad de degradación de los SSV, a altas concentraciones de sólidos ($\geq 2\%$), se debe al alto contenido de material no degradable, o bien difícilmente degradable. Este problema es consecuencia de que la PT-CU no cuenta con tratamiento primario.

La temperatura favorece en una forma proporcional la velocidad de degradación de los SSV en el lodo de exceso de la PT-CU.

La cinética de degradación de los SSV en el lodo de exceso de la PT-CU se adapta al modelo matemático utilizado en el presente trabajo de investigación, (ecuación 6.1), lo que permite un conocimiento integral de la digestión aerobia.

Los valores de los parámetros de estabilidad en los lodos, después del periodo de aireación, confirman la efectividad de la digestión aerobia.

Niveles de oxígeno mayores de 1 mg/l en los reactores, garantiza un buen proceso de digestión aerobia con nitrificación.

Dentro de los parámetros básicos para el prediseño del sistema, se propone, dos digestores aerobios tipo batch con volumen de operación de 121.4 m³ cada uno; se requieren 144 kg O₂/día para estabilizar al lodo en un mínimo de siete días en condiciones desfavorables de temperatura de 15 °C.

Así mismo, otro parámetro de prediseño es, los lodos de la PT-CU con una concentración de 1 % de sólidos totales, crea las mejores condiciones para el sistema de digestión aerobia.

El sistema de digestión aerobia tipo batch, aplicada al tratamiento de los lodos de la PT-CU, da respuesta a las restricciones de espacio físico, y a la sencillez de operación.

Los costo aireación, siguen siendo una desventaja de la digestión aerobia.

8.2 Recomendaciones

Se recomienda, que las personas encargadas del diseño e incorporación de la ingeniería ambiental, deben mantener relación directa con los estudios de tratabilidad del problema a resolver; dado que, cada problema presenta condiciones y características particulares.

Debido a que no existe una normatividad específica para la gestión de lodos, se recomienda realizar más investigaciones al respecto, para establecer los métodos de tratamiento; así como, las características que deben presentar los lodos para su aprovechamiento y/o disposición final.

A consecuencia de que el lodo de exceso de la PT-CU presenta gran cantidad de materia difícilmente degradable, se recomienda, que el sistema de aireación y mezclado que se instale, debe ser con una alta eficiencia en la transferencia de oxígeno.

Dado que la digestión aerobia no resulta satisfactoria a concentraciones de lodos $\geq 2\%$, no es recomendable espesar el lodo.

Al no ser necesario un sistema de espesamiento, se recomienda decantar el lodo en el mismo sistema de digestión, el lodo líquido ya estabilizado debe ser transportado en carros tanque para disponerlo directamente en áreas verdes de la misma universidad; o bien, en otras zonas cercanas a ésta.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aguilar, U. V., Superintendente de la Planta de tratamiento de aguas residuales "Toluca Oriente" comunicación personal, 1996.

Aderson, B. C., and Mavinic D. C., Behaviour of volatile and nonvolatile suspended solids in the pilot-scale aerobic digestion of waste.activated sludge, Canadian Journal of Civil Engineering, Vol.20, No. 1, Feb. 1993, p 22-36.

Al-Ghusain, I. and Hao,O. J., Use of pH as control parameter for aerobic/anoxic sludge digestion, Journal of Environmental Engineering, Vol. 121, No. 3, Marzo 1995, p. 225-235.

American Public Association, Standard Methods for the examination of wastewater, 18a. ed, APHA/AWWA/APCF, Washington DC, EUA , 1992.

Bastian, R. K., Biosolids Management in the United States Water Environment & Technology, May, 1997, p. 45-50.

Benefield, L. D. y Randall, C. W., Biological process design for wastewater treatment, Prentice-Hall inc., Englewood cliffs, EUA, 1980.

Bratby, J. R. and Ambrose, W.A., Disign and control of flotation thickeners, Water Science and Technology, vol. 31, No. 3-4 1995, p. 247-261.

Bhragava, D. S. and Datar, M. T., Progress and kinetic of aerobic digestion of secondary sludge, Water Research, vol. 20, No. 1 Jan 1988, p 37-47.

Cheremisinoff, P. N., Especial report: hazardous material and sludge treatment and disposal, Pollution Engineering, vol. 20, No. 12, 1988, p. 66-73.

Cheremisinoff, P. N., Anaerobic sludge stabilization and conditioning, National Environmental Journal, vol. 4, No. 6, Nov-Dec 1994, p. 29-32

Cheremisinoff, P. N., Sludge Management and Disposal, Prentice Hall, USA, 1995

CNA, Gerencia de saneamiento y calidad del agua, Comisión Nacional del Agua, Junio de 1997.

Colin, C. A., y Moreno, A.J., Caracterización de los lodos residuales de la empresa para la prevención y control de la contaminación del agua. Toluca-Lerma Informe 16 - 1/6 julio, México, 1986.

Culp, R. L., Wesner, G, y Culp, G., Handbook of advanced wastewater treatment, 2a. ed., Van Nostrand Reinhold, EUA, 1978.

Gutiérrez, M., Tecnologías para el tratamiento de residuos peligrosos, Conferencia dictada en la sección ambiental de la DEPFI-UNAM, México , 1996.

Hawash, S. and El Ibiari, N., kinetic study of thermophilic aerobic stabilization of sludge, Biomass and Bioenergy, vol. 6, No. 4, 1994, p. 283-286.

Diario Oficial a, Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, título primero, capítulo V, artículo 28, fracción IV, Diario Oficial de la Federación, 13 de Diciembre , México, 1996.

Diario oficial b, Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, título primero, capítulo II, artículo 5º, fracción XIX, Diario Oficial de la Federación, 13 de Diciembre , México, 1996.

Diario Oficial c, Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, Reglamento en materia de residuos peligrosos, capítulo I, artículo 6º, Diario Oficial de la Federación, 13 de diciembre, México, 1996.

Diario Oficial d, Norma Oficial Mexicana, NOM-ECOL -052/94 , Diario oficial de la Federación, 22 de octubre, México, 1993.

Diario Oficial e, Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, Reglamento en materia de residuos peligrosos, capítulo I, artículo 6º, Diario Oficial de la federación, 13 de diciembre, México, 1996.

Eckenfelder, W. W., y Ford, A. L., Water pollution control; experimental procedures for process design, The penberton press jenkins publishing company, New york, EUA, 1970

Environmental protection Agency , EPA, Process design manual for sludge treatment and disposal, ed US Environmental protection Agency, technology transfer, EPA 625/1-79-011, EUA , 1979.

Environmental protection Agency , EPA, Process design manual for land applications of municipal sludge, ed US Environmental protection Agency, technology transfer, EPA 625/1-83-016, EUA , 1983.

Floss, R. y Hellerer, H.O., Untersuchungen bei Verdachf auf Kontaminierten Baugrund. 15. Mültechnisches Seminar Senierung Kontaminierten Böden Berichte aus Wassergüte and Abfullwirtschaft, Technische Universitaet Mönchen, No. 108, 1991.

Ganczarczyk, J., Hamoda, M. F., and Wong, H. L., Performance of aerobic digestion at different sludge solid levels and operating patterns, Water Research, vol. 14 , No. 2 , 1980, p 627- 633

González, M. S., Problemática del desarrollo de tecnología en tratamiento de aguas de desecho, Memorias VI Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental A. C., Querétaro, México, 1988.

Gutiérrez, M., Conferencia: Tecnologías para el Tratamiento de Residuos Peligrosos, DEPMI, Sección Ambiental, Mexico , 1996.

Hawas, S., El Ibiari, N., Aly, F., El Diwani, G., Hamad, M. A., Kinetic study of thermophilic stabilization of sludge, Biomass y Bioenergy , Vol. 6, No. 4, 1994, p. 283-286.

Hernández M., A., Depuración de aguas residuales, Servicio de publicaciones de la escuela de ingenieros de caminos de Madrid (UPM), España, 1990.

Herb, C. M., Land Aplicación of Sludge, Seminario internacional para el tratamiento de aguas residuales y procesamiento de lodos, WTC/SMAAC, México, 1993.

Krishnamoorthy, R. and Raymond C., Aerobic sludge stabilization - Factors affecting kinetics, Journal of Enviromental Engineering, vol. 115, No. 2, April 1989, p 283 - 301.

López, R. M., Tesis, Lodos residuales: Comparación de dos métodos para la desinfección de lodos residuales provenientes de una planta de tratamiento de agua residual, México, 1997.

Lucero, R. B., Castillo, C. L. y Martínez, P. P., Determinación preliminar del poder calorífico de los lodos primarios y secundarios crudos, Memorias VI congreso nacional de la Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental A. C., Querétaro, México, 1988.

Metcalf & Eddy Inc., Ingeniería de aguas residuales, tratamiento vertido y reutilización, 1a. ed, McGraw-Hill, EUA, 1996.

Monro, M., Neighborly Habits Affects How Europe Handles Sludge, WATER/Engineering & Management, Vol. 133, No. 12, December 1996, p 21-24.

Morales, M. R., cosideraciones geotécnicas y geohidrológicas para rellenos sanitarios, Memorias VI congreso nacional de la Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, A.C., Sección V, Queretaro, México, 1988.

Muñiz, R. L., y Gutiérrez, R. E., El composteo de lodos residuales como una alternativa para su aprovechamiento, Memorias 1er. simposio nacional sobre ingeniería ambiental, México, 1988.

National Research Council, Use of reclaimed water and in food crop production, National Academy Press, washington D C, U S, 1996.

Plachy, P., Juris P., and Tomasovicova, O., Destruction of *Toxocara canis* and *Ascaris suum* eggs in wastewater sludge by aerobic stabilization, *Helminthologia*, Vol. 30, 1993, p. 139-142.

Plachy, P., Plach, I., and Vargova, M., Effect of physico-chemical parameters of sludge aerobic exothermic stabilization on the viability of *ascaris suum* eggs, *Helminthologia*, Vol. 32, 1995, p 233-337.

Plausrud, B., and Eikum, A. S., Lime stabilization of sewage sludge, *Water Research*, Vol. 9, Gran Bretaña, 1985, p. 297-305.

Peddie, C.C., Mavinic D. S. and Jenkins, C. J., Use of ORP for monitoring and control of aerobic sludge digestion, *Jurnal of Environmental Engineering*, Vol. 116, No. 3, Mayo - Junio 1990, p 461-471.

Perry, R. H., y Chilton, C. H., *Chemical engineering`s handbook*, McGraw-Hill, 7a. ed, EUA, 1992.

Qasin, S. R., *Wastewater treatment plants. planning, design and operation*, CBS College Publishing, New York, E.U., 1989

Ramalho, R. S., *Introduction to wastewater treatment processes*, 2a. ed., Academic press Inc., N.Y., EUA, 1991.

SEDESOL/INE, *Informe de la situación general en materia de equilibrio ecológico protección al ambiente 1993-1994*, 1994.

Vesilind, P. A., Harman, G. C., y Skene, E. T., *Sludge management and disposal for practicing engineer*, Lewis Publishers, Michigan, EUA, 1986.

Vesilind, P. A., *Treatment and disposal or wastewater sludge*, 2a. de., Arbor Science, Michigan, EUA, 1979.

Water Environmental Federation and American Society of Civil Engineers, *WEF Manual of Practice No. 8 and ASCE Manual and Report on Engineering Practice No.76, Design of Municipal Wastewater Treatment Plants*, EUA, 1991.

Water Pollution Control Federation, WPCF, *sludge stabilisation, Manual of practice FD-9 facilities development series*, Washington, EUA, 1985.