



UNIVERSIDAD NACIONAL
AVENIDA DE
MEXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

**PROGRAMA DE MAESTRIA Y DOCTORADO EN
INGENIERIA**

DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO DE LA FACULTAD DE
INGENIERIA

**“DIGESTION AEROBIA AUTOTERMICA
TERMOFILICA DE LODOS MUNICIPALES”**

T E S I S

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRO EN INGENIERIA

INGENIERIA AMBIENTAL - AGUA

P R E S E N T A :

ANA LAURA MORALES RAZO

TUTOR:

DRA. PETIA MIJAYLOVA NACHEVA

2005



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.

Autorizo a la Dirección General de Bibliotecas de la UNAM a difundir en formato electrónico e Impreso el contenido de mi trabajo recepcional.

NOMBRE: Ana Laura Morales Razo

FECHA: 20/10/05

FIRMA: 

JURADO ASIGNADO:

Presidente: DR. ADALBERTO NOYOLA ROBLES
Secretario: DRA. PETIA MIJAYLOVA NACHEVA
Vocal: DR. ALFONSO DURÁN MORENO
1er. Suplente: DRA. NATHALIE CABIROL GILLES
2do. Suplente: DRA. GABRIELA MOELLER CHÁVEZ

Lugar o lugares donde se realizó la tesis:

DEPFI CAMPUS MORELOS / INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGIA DEL AGUA

TUTOR DE TESIS:

DRA. PETIA MIJAYLOVA NACHEVA

FIRMA

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por su apoyo económico durante mis estudios de maestría.

Al Instituto Mexicano de Tecnología del agua (IMTA) por el préstamo de sus instalaciones para la realización del trabajo experimental

A la Bióloga Lorena Castillo Rodríguez, a la Química Beatriz Loera y al Ingeniero Químico José García Garduño, por su colaboración durante los experimentos de tesis.

A la Dra. Petia Mijaylova Nacheva por su asesoría, su dirección y sus consejos para la realización de esta tesis.

INDICE DE CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS.....	i
INDICE.....	ii
INDICE DE TABLAS Y FIGURAS.....	iv
NOMENCLATURA.....	ix
INTRODUCCION	
RESUMEN.....	x
PROBLEMATICA.....	xi
JUSTIFICACION.....	xii
OBJETIVOS.....	xiii
CAPITULO 1. REVISION DEL ESTADO DE ARTE	
1.1 CONCEPTO DE LODO.....	1
1.2 USOS BENEFICOS DE LOS BIOSOLIDOS	2
1.3. TIPOS DE LODOS.....	4
1.4. CARACTERISTICAS FISICAS.....	6
1.5 CARACTERISTICAS BIOLOGICAS.....	7
1.5.1. CLASIFICACION DE LOS LODOS DE ACUERDO A SU CONTENIDO DE PATOGENOS.....	11
1.6. COMPOSICION QUIMICA.....	14
1.7. DIGESTION AEROBIA AUTOTERMICA TERMOFILICA.....	15
1.7.1. FUNDAMENTOS.....	15
1.7.2. METABOLISMO AEROBIO BACTERIANO.....	17
1.7.3. BACTERIAS TERMOFILICAS.....	23
1.7.4. PROPIEDADES FISICO-QUIMICAS AFECTADAS POR LA TEMPERATURA TERMOFILICA.....	24
1.7.5. FACTORES IMPORTANTES PARA LA DIGESTION AEROBIA TERMOFILICA.....	25
1.7.6. VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LA DIGESTION AEROBIA AUTOTERMICA TERMOFILICA.....	29
CAPITULO 2. METODOLOGIA	
2.1. DISEÑO EXPERIMENTAL.....	35
2.2. INSTALACION EXPERIMENTAL.....	37
2.3. CARACTERIZACION DEL LODO E INOCULACION DEL REACTOR USADO COMO MODELO EN EL TRABAJO EXPERIMENTAL.....	39

2.4. ALIMENTACION DEL REACTOR DURANTE EL PERIODO DE ARRANQUE.....	39
2.5. CONTROL Y OPERACION DEL REACTOR.....	40
2.6. TECNICAS ANALITICAS.....	42
CAPITULO 3. RESULTADOS EXPERIMENTALES	
3.1. CARACTERIZACION DEL LODO UTILIZADO EN EL ARRANQUE DEL PROCESO.....	44
3.2. RESULTADOS DEL MUESTREO Y DEL CONTROL DEL PROCESO EN LAS DIFERENTES FASES EXPERIMENTALES.....	44
3.2.1 RESULTADOS DE LA FASE EXPERIMENTAL INICIAL CON TRH DE 20 DÍAS Y QAIRE IGUAL A 0.4 ML/MIN.....	45
3.2.2. RESULTADOS OBTENIDOS EN LA OPERACIÓN DEL REACTOR, TRH DE 10 DIAS Y QAIRE IGUAL A 0.7 ML/MIN.....	55
3.2.3. RESULTADOS OBTENIDOS DURANTE LA ULTIMA FASE EXPERIMENTAL, CON UN TRH DE 5 DÍAS Y UN QAIRE DE 1.4 ML/MIN.....	65
CAPITULO 4. ANALISIS Y DISCUSION DE RESULTADOS.	
4.1 FASE EXPERIMENTAL INICIAL, CON TRH DE 20 DÍAS Y 0.4 ML/MIN DE AIRE.....	77
4.2 FASE EXPERIMENTAL INTERMEDIA CON TRH DE 10 DÍAS Y 0.7 ML/MIN DE AIRE.....	78
4.3 FASE EXPERIMENTAL FINAL CON TRH DE 5 DÍAS Y 1.4 ML/MIN DE AIRE.....	80
4.4 ANALISIS DE VARIANZA.....	87
CAPITULO 5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES PARA FUTUROS TRABAJOS.....	
REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	91
APENDICE A.....	99

INDICE DE TABLAS Y FIGURAS

TABLA 1.1. TASAS DE APLICACION DE BIOSOLIDOS.....	3
TABLA 1.2 TIPOS DE LODOS RESIDUALES PRODUCIDOS DE ACUERDO AL TRATAMIENTO DEL AGUA RESIDUAL.....	5
TABLA 1.3 PRINCIPALES PATOGENOS PRESENTES EN LAS AGUAS Y LODOS RESIDUALES.....	10
TABLA 1.4.a LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES DEL CONTENIDO DE PATOGENOS EN UN BIOSOLIDO CLASE A.....	11
TABLA 1.4b. LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES PARA PATOGENOS Y PARASITOS EN LODOS Y BIOSOLIDOS.....	13
TABLA 1.5. COMPOSICION QUIMICA DE DIFERENTES TIPOS DE LODOS.....	14
TABLA 1.6. PARAMETROS DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO CON DIGESTION AEROBIA AUTOTERMICA DE LODO RESIDUAL.....	17
TABLA 1.7. CLASIFICACION DE MICROORGANISMOS DE ACUERDO A SU METABOLISMO.....	17
TABLA 1.8. PARAMETROS FISICOQUIMICOS DEL AGUA AFECTADOS POR TEMPERATURAS TERMOFILICAS.....	24
TABLA 1.9. PARAMETROS DE DISEÑO DE UN REACTOR DAAT.....	28
TABLA 1.9B.PARAMETROS REALES DE OPERACIÓN EN LAS PLANTAS DAAT EN FUNCIONAMIENTO.....	30
TABLA 1.10. COSTOS DE DIFERENTES TRATAMIENTOS DE LODOS.....	31
TABLA 1.11. REDUCCION DE SSV EN UNA PLANTA DAAT A GRAN ESCALA CON DIFERENTES FUENTES DE LODO RESIDUAL.....	31
FIGURA 1.1. EFECTO DE LA TEMPERATURA PARA ALCANZAR LA DISMINUCION EN LA CONCENTRACION DE LOS SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLATILES.....	32
FIGURA 1.2. TIEMPO DE DIGESTIÓN NECESARIO PARA OBTENER UN LODO CLASE A..	32
TABLA 1.12 TEMPERATURAS TEORICAS ALCANZADAS POR UN REACTOR DAAT USANDO AIRE Y OXIGENO.....	33
TABLA 2.1. VARIABLES EXPERIMENTALES.....	35
TABLA 2.2. CONSTANTES.....	35
TABLA 2.3. FACTORES Y LOS NIVELES DE VARIACION.....	36
FIGURA 2.1. ESQUEMA DEL MODELO EXPERIMENTAL.....	37
FIGURA 2.2. REACTOR USADO EN EL EXPERIMENTO.....	38
TABLA 2.4. FASES EXPERIMENTALES.....	40

TABLA 2.5. FRECUENCIA DE LOS ANALISIS.....	40
TABLA 3.1. CARACTERIZACION DEL LODO RESIDUAL.....	44
TABLA 3.2 COMPORTAMIENTO DE LOS SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES EN EL TIEMPO PARA UN TRH DE 20 DÍAS Y UN FLUJO DE AIRE DE 0.4 ML/MIN.....	45
FIGURA 3.1 COMPORTAMIENTO DE LOS SST, PARA UN TRH DE 20 DÍAS Y UN CAUDAL DE AIRE DE 0.4 ML/MIN.....	46
TABLA 3.3. COMPORTAMIENTO DE LOS SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES EN EL TIEMPO PARA UN TRH DE 20 DÍAS Y UN FLUJO DE AIRE DE 0.4 ML/MIN.....	47
FIGURA 3.2 COMPORTAMIENTO DE LOS SSV, PARA UN TRH DE 20 DÍAS Y UN CAUDAL DE AIRE DE 0.4 ML/MIN.....	47
TABLA 3.4. RELACIÓN SSV/SST, % DE SSV DESTRUIDOS Y % DE ESTABILIZACIÓN PARA EL INFLUENTE Y EFLUENTE PARA UN TRH = 20 DÍAS Y UN FLUJO DE AIRE DE 0.4 ML/MIN.....	48
TABLA 3.5. COMPORTAMIENTO DE DQO PARA UN TRH DE 20 DÍAS Y UN CAUDAL DE AIRE DE 0.4 ML/MIN.....	49
FIGURA 3.3. COMPORTAMIENTO DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO PARA UN TRH DE 20 DÍAS Y UN CAUDAL DE AIRE DE 0.4 ML/MIN.....	49
TABLA 3.6 INCREMENTO EN LA TEMPERATURA PARA UN TRH DE 20 DÍAS Y UN CAUDAL DE AIRE DE 0.4 ML/MIN.....	50
FIGURA 3.4. COMPORTAMIENTO DE LA TEMPERATURA PARA UN TRH DE 20 DÍAS Y UN CAUDAL DE AIRE DE 0.4 ML/MIN.....	51
TABLA 3.7. COMPORTAMIENTO DE LA ALCALINIDAD, PH, N-NH3 Y OD EN LA ENTRADA Y SALIDA DEL REACTOR, PARA UN TRH DE 20 DÍAS, QAIRE DE 0.4 ML/MIN.....	52
FIGURA 3.5. COMPORTAMIENTO DE LA ALCALINIDAD EN TIEMPO, PARA UN TRH DE 20 DÍAS Y QAIRE DE 0.4 ML/MIN.....	53
FIGURA 3.6. COMPORTAMIENTO DEL PH EN EL TIEMPO, PARA UN TRH DE 20 DÍAS Y QAIRE DE 0.4 ML/MIN.....	53
FIGURA.3.7 COMPORTAMIENTO DEL NITRÓGENO AMONIACAL EN TIEMPO, PARA UN TRH DE 20 DÍAS Y QAIRE DE 0.4 ML/MIN.....	54
FIGURA 3.8 COMPORTAMIENTO DEL OXÍGENO DISUELTO EN TIEMPO, PARA UN TRH DE 20 DÍAS Y QAIRE DE 0.4 ML/MIN.....	54

TABLA 3.8. COMPORTAMIENTO DE LOS SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES EN EL TIEMPO PARA UN TRH DE 10 DÍAS Y UN FLUJO DE AIRE DE 0.7 ML/MIN.....	55
FIGURA 3.9 COMPORTAMIENTO DE LOS SST, PARA UN TRH DE 10 DÍAS Y UN CAUDAL DE AIRE DE 0.7 ML/MIN.....	56
TABLA 3.9 COMPORTAMIENTO DE LOS SSV, PARA UN TRH DE 10 DÍAS Y UN CAUDAL DE AIRE DE 0.7 ML/MIN.....	56
FIGURA 3.10. COMPORTAMIENTO DE LOS SSV, PARA UN TRH DE 10 DÍAS Y UN CAUDAL DE AIRE DE 0.7 ML/MIN.....	57
TABLA 3.10. RELACIÓN SSV/SST, % DE SSV DESTRUIDOS Y % DE ESTABILIZACIÓN PARA EL INFLUENTE Y EFLUENTE PARA UN TRH = 10 DÍAS Y UN FLUJO DE AIRE DE 0.7 ML/MIN.....	58
TABLA 3.11 COMPORTAMIENTO DE DQO PARA UN TRH DE 10 DÍAS Y UN CAUDAL DE AIRE DE 0.7 ML/MIN.....	59
FIGURA 3.11.COMPORTAMIENTO DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO PARA UN TRH DE 10 DÍAS Y UN CAUDAL DE AIRE DE 0.7 ML/MIN.....	59
TABLA 3.12. INCREMENTO EN LA TEMPERATURA PARA UN TRH DE 10 DÍAS Y UN CAUDAL DE AIRE DE 0.7 ML/MIN.....	60
FIGURA 3.12. COMPORTAMIENTO DE LA TEMPERATURA PARA UN TRH DE 10 DÍAS Y UN CAUDAL DE AIRE DE 0.7 ML/MIN.....	61
TABLA. 3.13. COMPORTAMIENTO DE LA ALCALINIDAD, PH, N-NH3 Y OD PARA UN TRH DE 10 DÍAS Y UN QAIRE DE 0.7 ML/ MIN.....	62
FIGURA 3.13.COMPORTAMIENTO DE LA ALCALINIDAD EN EL TIEMPO, PARA UN TRH DE 10 DÍAS Y QAIRE DE 0.7 ML/MIN.....	63
FIGURA 3.14. COMPORTAMIENTO DEL PH EN EL TIEMPO, PARA UN TRH DE 10 DÍAS Y QAIRE DE 0.7 ML/MIN.....	63
FIGURA.3.15. COMPORTAMIENTO DEL NITRÓGENO AMONICAL EN EL TIEMPO, PARA UN TRH DE 10 DÍAS Y QAIRE DE 0.7 ML/MIN.....	64
FIGURA 3.16 COMPORTAMIENTO DEL OXÍGENO DISUELTO EN EL TIEMPO, PARA UN TRH DE 10 DÍAS Y QAIRE DE 0.7 ML/MIN.....	64
TABLA 3.14. COMPORTAMIENTO DE LOS SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES EN EL TIEMPO PARA UN TRH DE 5 DÍAS Y UN FLUJO DE AIRE DE 1.4 ML/MIN.....	65

FIGURA 3.17 COMPORTAMIENTO DE LOS SST, PARA UN TRH DE 5 DÍAS Y UN CAUDAL DE AIRE DE 1.4 ML/MIN.....	66
TABLA 3.15 COMPORTAMIENTO DE LOS SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES EN EL TIEMPO PARA UN TRH DE 5 DÍAS Y UN FLUJO DE AIRE DE 1.4 ML/MIN.....	67
FIGURA 3.18 COMPORTAMIENTO DE LOS SSV, PARA UN TRH DE 5 DÍAS Y UN CAUDAL DE AIRE DE 1.4 ML/MIN.....	68
TABLA 3.16. RELACIÓN SSV/SST, % DE SSV DESTRUIDOS Y % DE ESTABILIZACIÓN PARA EL INFLUENTE Y EFLUENTE PARA UN TRH = 5 DÍAS Y UN FLUJO DE AIRE DE 1.4 ML/MIN.....	69
TABLA 3.17. COMPORTAMIENTO DE DQO PARA UN TRH DE 5 DÍAS Y UN CAUDAL DE AIRE DE 1.4 ML/MIN.....	70
FIGURA 3.19 COMPORTAMIENTO DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO PARA UN TRH DE 5 DÍAS Y UN CAUDAL DE AIRE DE 1.4 ML/MIN.....	71
TABLA 3.18. INCREMENTO EN LA TEMPERATURA PARA UN TRH DE 5 DÍAS Y UN CAUDAL DE AIRE DE 1.4 ML/MIN.....	72
FIGURA 3.20 COMPORTAMIENTO DE LA TEMPERATURA PARA UN TRH DE 5 DÍAS Y UN CAUDAL DE AIRE DE 1.4 ML/MIN.....	73
TABLA 3.19. DETERMINACIÓN DE COLIFORMES FECALES Y HUEVOS DE HELMINTO.....	73
TABLA 3.20. VALORES DE NITRÓGENO AMONIAICAL, ALCALINIDAD, PH Y OXÍGENO DISUELTO EN EL INFLUENTE PARA UN TRH DE 5 DÍAS Y QAIRE DE 1.4 ML/MIN.....	74
FIGURA 3.21.COMPORTAMIENTO DE LA ALCALINIDAD, PARA UN TRH DE 5 DÍAS Y UN QAIRE DE 1.4 ML/MIN.	75
FIGURA 3.22. COMPORTAMIENTO DEL PH, PARA UN TRH DE 5 DÍAS Y UN QAIRE DE 1.4 ML/MIN.....	75
FIGURA 3.23 COMPORTAMIENTO DEL NITRÓGENO AMONIAICAL, PARA UN TRH DE 5 DÍAS Y UN QAIRE DE 1.4 ML/MIN.	76
FIGURA 3.24. COMPORTAMIENTO DEL OXÍGENO DISUELTO, PARA UN TRH DE 5 DÍAS Y UN QAIRE DE 1.4 ML/MIN.....	76
TABLA 4.1. COMPARACIÓN DE MEDIAS USANDO LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE LA DQO.	87
TABLA 4.2. ANOVA PARA LA REMOCIÓN DE DQO.....	87

TABLA 4.3. COMPARACIÓN DE MEDIAS USANDO EL INCREMENTO DE TEMPERATURA.	88
TABLA 4.4. ANÁLISIS DE VARIANZA PARA EL INCREMENTO DE TEMPERATURA.	88

NOMENCLATURA

<i>Término</i>	Significado
<i>Alc</i>	Alcalinidad
<i>CF</i>	Coliformes Fecales
<i>DBO</i>	Demanda Bioquímica de Oxígeno
<i>DQO</i>	Demanda Química de Oxígeno
<i>HH</i>	Huevos de Helminto
<i>N-NH₃</i>	Nitrógeno Amoniacal
<i>OD</i>	Oxígeno Disuelto
<i>pH</i>	Potencial Hidrógeno
<i>SST</i>	Sólidos Suspendidos Totales
<i>SSV</i>	Sólidos Suspendidos Volátiles
<i>T</i>	Temperatura
<i>DAAT</i>	Digestión Aerobia Autotérmica Termofílica
<i>AGV</i>	Acidos Grasos Volátiles
<i>Qaire</i>	Cantidad de aire
<i>ATP</i>	Adenosin trifosfato
<i>CO₂</i>	Dióxido de Carbono
<i>SSVINFL</i>	Concentración de sólidos suspendidos volátiles en el influente
<i>SSVEFL</i>	Concentración de sólidos suspendidos volátiles en el efluente
<i>DQOINF</i>	Concentración de la demanda química de oxígeno en el influente
<i>DQOEFL</i>	Concentración la demanda química de oxígeno en el efluente

RESUMEN

En este trabajo se realizó la digestión aerobia autotérmica termofílica de lodos residuales municipales con el propósito de corroborar que este tipo de lodos pueden ser tratados y desinfectados mediante este proceso.

La digestión aerobia autotérmica se realizó en un reactor cuya capacidad es de 3 litros. El reactor fue inoculado con una mezcla de lodos primario y secundarios crudos de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales denominada "El Paraje". La mezcla de inoculación contenía 50 % de cada tipo de lodo y el volumen de lodo inoculado al reactor fue de dos litros.

Se inició la operación del reactor en régimen semi-intermitente, con un ciclo de alimentación de 24 horas. El experimento se llevó a cabo variando los tiempos de residencia hidráulica a 20, 10 y 5 días, así como la cantidad de aire.

Los parámetros de control del proceso fueron la demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), alcalinidad y nitrógeno amoniacal (N-NH₃). Se midieron además los siguientes parámetros de campo: pH, oxígeno disuelto (OD), temperatura (T). Posteriormente se realizó el monitoreo de estos parámetros durante el proceso.

En la última etapa del experimento, una vez que el reactor alcanzó las mejores condiciones de operación (temperatura óptima así como una notable reducción de sólidos suspendidos volátiles) se realizaron análisis microbiológicos, tales como determinación de coliformes fecales y huevos de helminto con el propósito de corroborar la disminución de patógenos en el lodo.

Entre los resultados importantes de este trabajo se encuentra la estabilización y desinfección del lodo residual de manera que al disponerlo no representara un riesgo para el ambiente ni para la salud pública, pues se logró la reducción del contenido de sólidos suspendidos volátiles, de huevos de helminto y de coliformes fecales en el efluente al obtener como producto final un lodo de clase B.

PROBLEMÁTICA

Actualmente en México el problema con los lodos residuales no es la cantidad excesiva de lodos producidos, ya que únicamente se trata el 22 % de las aguas residuales municipales producidas, equivalente a 41 m³/s, sino la gran cantidad de patógenos y huevos de helminto presentes en ellos puesto que su número es muy superior a los de los países desarrollados, tales como Estados Unidos y Francia (Barrios *et al*, 2001)

Este es un grave problema que aún sigue sin resolverse en su totalidad ya que la mayoría de los procesos para la estabilización y digestión de los lodos no logra remover los patógenos, por lo que el tratamiento que reciben estos residuos es parcial: los lodos residuales son estabilizados o digeridos pero no desinfectados presentando restricciones de uso e inclusive algunos de ellos deben ser confinados al no ser posible su reutilización, hecho lamentable ya que los biosólidos tienen un gran valor como fertilizantes o bien se pueden usar como acondicionadores de suelos erosionados (EPA/832-F-00-064, 2000, EPA/625/10-90/007, 1990).

En Europa, principalmente en Alemania y en otros países como Estados Unidos y Canadá, la digestión aerobia autotérmica termofílica (DAAT) ha demostrado ser una excelente alternativa de tratamiento para lodos municipales, ya que garantiza una estabilización y desinfección en forma simultánea, obteniéndose un biosólido de clase A, de acuerdo con los lineamientos de la fracción 503 de la EPA. La digestión aerobia autotérmica termofílica permite la reutilización segura de los biosólidos así producidos al no presentar restricciones de ningún tipo (EPA/625/10-90/007, 1990; Del Senst, 1998).

El proceso DAAT tiene otros beneficios: la operación del reactor es muy sencilla, los costos de operación de los reactores DAAT son bajos, especialmente cuando se trata de instalaciones pequeñas, el tiempo de residencia hidráulica para los reactores DAAT es muy corto (EPA/625/10-90/007, 1990).

Debido a las características microbiológicas de los lodos residuales en México y a las ventajas que ofrece la digestión aerobia autotérmica termofílica, desde el punto de vista operacional y económico, es deseable investigar si este proceso puede implementarse en las plantas de tratamiento mexicanas como una alternativa para estabilizar y desinfectar sus lodos residuales.

JUSTIFICACIÓN

Los lodos residuales municipales son desechos que representan un riesgo para la salud debido a su alta concentración de patógenos. Su producción se ha incrementando paulatinamente debido al aumento de plantas de tratamiento de aguas residuales por lo que se hizo indispensable la aprobación de la norma ambiental NOM-004-SEMARNAT-2002, a la que actualmente se encuentran sujetos. Esta norma exige que los lodos residuales sean tratados y desinfectados antes de disponerse en el ambiente.

Mediante la realización de esta investigación se pretende estabilizar lodos municipales usando la digestión aerobia autotérmica termofílica cuyo principio consiste en aprovechar la energía generada por el rompimiento de las moléculas complejas (proteínas, carbohidratos, lípidos) presentes en los propios lodos para aumentar gradualmente la temperatura del digestor que debe estar aislado. Ofrece la posibilidad de mejorar la eficiencia de las plantas de tratamiento de aguas residuales a un bajo costo y en un corto tiempo permitiendo así que una mayor cantidad de lodos sean estabilizados e incluso desinfectados, así pues, se ahorrarían los gastos para la desinfección de los lodos, se prescindiría de fuentes alternas de energía para incrementar la temperatura y se aceleraría la estabilización de los mismos.

HIPÓTESIS

La digestión aerobia autotérmica termofílica es un proceso cuya eficiencia depende de la concentración de sólidos presentes en el lodo y la cantidad de aire suministrado durante el tratamiento.

OBJETIVO GENERAL

Estudiar la aplicación del proceso de digestión aerobia autotérmica termofílica para el tratamiento de lodos municipales utilizando un reactor secuencial intermitente.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Seleccionar la mejor estrategia de operación del reactor biológico en un régimen intermitente para obtener mayor eficiencia de estabilización y mayor incremento de la temperatura.
- Determinar la remoción de patógenos con el proceso de digestión aerobia autotérmica termofílica.

CAPÍTULO 1

REVISIÓN DEL ESTADO DE ARTE

1.1 CONCEPTO DE LODO

El tratamiento de las aguas residuales produce un residuo que es un material semisólido, oloroso, difícil de manejar y peligroso debido a su contenido de patógenos que debe ser eliminado del ambiente. A este residuo se le ha dado el nombre de lodo residual. A pesar de lo anterior, el lodo puede contener nutrientes y materiales orgánicos que pueden ser reutilizados una vez que el lodo haya sido estabilizado o digerido (Vesilind, 1980).

La NOM-004-SEMARNAT-2002 define a los lodos residuales como sólidos con un contenido variable de humedad, provenientes del desazolve de los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, de las plantas potabilizadoras y del tratamiento de aguas residuales

En este trabajo nos referimos con el término de lodo residual a los subproductos que se obtienen durante las diferentes etapas en la operación de una planta de tratamiento de aguas residuales municipales, los cuales son sólidos que se asientan en el fondo de los tanques de sedimentación primaria, floculos biológicos que se eliminan de los clarificadores o los que se obtienen por la adición de químicos.

Los lodos tratados son los lodos residuales procesados por vía química, biológica o térmica, mediante almacenamiento a largo plazo o por cualquier otro procedimiento apropiado, de manera que se reduzcan en forma significativa su poder de putrefacción y los inconvenientes sanitarios de su utilización. Los lodos tratados también reciben el nombre de lodos estabilizados o digeridos. (Real Decreto 1310/1990)

El lodo residual tratado que es usado en los campos agrícolas como fertilizante recibe el nombre de biosólido, definido como aquel lodo residual que ha sufrido un tratamiento y que cumple con los requerimientos estatales o federales para su aplicación en tierras agrícolas (EPA/625/R-92/013, 1999).

El procesamiento de los lodos removidos de las distintas etapas de tratamiento de las aguas residuales requiere de una alta inversión además de ser una actividad difícil de realizar. Después de su procesamiento los lodos deben disponerse en tal forma que no representen un riesgo para la salud pública y el medio ambiente por lo que es forzoso que sean estabilizados, no así digeridos. El término estabilización ha sido adoptado genéricamente para todos los métodos de tratamiento que evitan que el lodo sufra una descomposición biológica espontánea mediante el mejoramiento de sus características indeseables como son el mal olor, alto contenido de patógenos y su potencial de putrefacción, producidas al permitir el desarrollo de los microorganismos sobre la fracción orgánica del lodo. Un lodo estabilizado es un producto útil, aceptable y séptico, mejor conocido como biosólido. (Metcalf & Eddy, 1996)

Durante la digestión, a diferencia de la estabilización, absolutamente toda la materia orgánica presente en el lodo es degradada o mineralizada por lo que podemos considerar a la estabilización como un proceso de control y a la digestión como un proceso definitivo que a veces resulta innecesario y costoso (Barrios *et al*, 2001).

1.2 USOS BENÉFICOS DE LOS BIOSÓLIDOS

De acuerdo a la Agencia de Protección al Ambiente de Estados Unidos (EPA) más de la mitad del lodo producido en este país cada año es usado "benéficamente", principalmente en tierras agrícolas como acondicionador de suelos una vez que ha sido estabilizado o digerido (EPA/625/R-921013, 1999).

En México, los biosólidos pueden utilizarse eficientemente para restaurar suelos erosionados y/o degradados, lo cual puede contribuir al desarrollo sustentable del recurso suelo y a su preservación. En México existen muchos tipos de suelo, sin embargo, la mayoría de estos suelos son poco adecuados para la explotación y altamente erosionables, por lo que los cambios en su uso pueden afectarlos de manera irreversible. En 1999 se estimó que 30.5 millones de hectáreas de suelos en el país (15% del territorio) estaban degradadas, mientras que 95 millones más (49%) podían considerarse dentro del área de influencia de los procesos de degradación. La erosión hídrica constituye la forma más frecuente de degradación (37%), seguida por la erosión eólica (14.9%) y la degradación química (6.8%). De la superficie total afectada, el 70% presenta degradación

de moderada a extrema (condición donde la fertilidad del suelo se reduce de manera importante). Las principales causas de la degradación de los suelos en el país son la deforestación (24%), el cambio de uso del suelo (25%), el sobrepastoreo (25%) y las prácticas agrícolas ineficientes (16%) (Semarnat. Inventario Nacional de Suelos, 2002)

Aquellos lodos que no sean susceptibles de ser reusados como mejoradores de suelo pueden destinarse para la recuperación y reciclaje de los elementos presentes en ellos o a un reuso posterior. De no ser posible su reutilización debido a sus características de peligrosidad se tratarán exclusivamente para su disposición final.

Las tasas de aplicación para los distintos usos de los biosólidos son los que se muestran en la Tabla 1.1:

Tabla 1.1. Tasas de aplicación de Biosólidos

Opción de disposición	Período de disposición	Tasa de aplicación (ton/ha)
Uso agrícola	Anual	2 a 60
Forestal	Una vez o de 3 a 5 años	8 a 200
Restauración de suelos	Una vez	6 a 400
Exclusivamente disposición final	Anual	200 a 800

Los biosólidos para uso agrícola deberán ser preferentemente clase A, en el caso de restauración de suelo y uso forestal pueden ser clase A o B, presentando ciertas restricciones de uso si fueren de clase B (EPA, 1992)

1.3 TIPOS DE LODOS

Durante todo el tratamiento del agua residual se producen lodos, los cuales pueden clasificarse como primarios, secundarios o terciarios, dependiendo de la etapa de tratamiento que les dio origen.

Los lodos primarios son los sólidos que se asientan en el fondo de los tanques de sedimentación primaria.

Los lodos secundarios son los flóculos biológicos que se eliminan de los clarificadores, después del tratamiento biológico del agua. Si el tratamiento secundario no es biológico sino fisicoquímico, se generan los lodos químicos, como los producidos durante la coagulación-floculación mediante la agregación de sales de aluminio, fierro o polímeros. El proceso de coagulación-floculación generalmente es empleado como tratamiento primario.

Los lodos terciarios son aquellos que se producen durante una depuración más exhaustiva del agua residual, generalmente no se produce una cantidad excesiva de este tipo de lodos ya que son tratamientos específicos y costosos que solo se utilizan cuando se requiere un efluente de mayor calidad que el obtenido por tratamiento convencional.

La Tabla 1.2 muestra los lodos que se producen en los diferentes tipos de tratamientos para aguas residuales (EPA-530R-99-009, 1999)

Tabla 1.2. Tipos de lodo residual producido de acuerdo al tratamiento del agua residual

Nivel de tratamiento del agua residual	Tratamientos más comunes	Función	Tipo de lodo producido
Rejillas y desarenador	Cribado, Desarenación	Las rejillas remueven sólidos gruesos que pueden dañar el equipo mecánico, el desarenador retira arena o materiales arenosos pesados e inorgánicos que pueden sedimentar en el canal para que no interfieran con los procesos de tratamiento	Los materiales retirados por rejillas y desarenadores no se consideran biosólidos sino residuos sólidos y se disponen usualmente en un relleno sanitario
Tratamiento primario	Homogenización, Neutralización (ajuste de pH), Coagulación-Floculación, Sedimentación, Flotación, Desarenado	Remover los sólidos suspendidos, grasas y aceites, metales y algunos coloides por gravedad antes de que pase el agua al tratamiento secundario	Primario
Tratamiento secundario	Lodos Activados, Biofiltros, Biodiscos, Lagunaje, Digestión Anaerobia y Aerobia.	Generalmente se trata de un tratamiento biológico (cultivo fijo o biomasa suspendida) en el cual los microorganismos son usados para reducir la demanda bioquímica de oxígeno y remover los sólidos suspendidos (materia orgánica biodegradable).	Secundario
Tratamiento terciario	Osmosis Inversa, Electrodialisis, Intercambio Iónico, Arrastre Aire-Vapor, Incineración, Desinfección, Precipitación Química o Biológica, Remoción de Fósforo y Nitrógeno.	Usado únicamente cuando se quiere obtener un efluente de alta calidad que no es posible obtener con un tratamiento secundario. Los tratamientos terciarios permiten remover microcontaminantes refractarios, sales disueltas, compuestos volátiles (disolventes clorados: tricloroetileno, clorobenceno y contaminantes gaseosos: NH ₃).	Terciario

Fuente: EPA-530R-99-009, 1999

1.4 CARACTERÍSTICAS FÍSICAS

Las características físicas de los diferentes lodos residuales producidos son las siguientes:

- Lodo primario: Es generalmente gris y grasiento y, en la mayoría de los casos produce un olor extremadamente molesto. Puede digerirse fácilmente si se adoptan condiciones adecuadas de funcionamiento. Los biosólidos producidos llamados primarios contienen usualmente de 3 a 7 % de sólidos, generalmente su contenido de agua puede ser reducido mediante espesado o desaguado (Metcalf & Eddy, 1996 y EPA-530R-99-009, 1999).
- Lodo secundario: Tiene, generalmente, una apariencia floculenta de color marrón, contiene un bajo contenido de sólidos (de 0.5 a 2 %); su espesado y desaguado es indispensable, sobre todo si proviene del sistema de lodos activados. Si el color es muy oscuro puede estar próximo a volverse séptico. Si el color es más claro de lo normal, puede haber estado aireado insuficientemente y los sólidos tienden a sedimentar lentamente. El lodo en buenas condiciones tiene un característico olor a tierra que no es molesto. Tiende a convertirse en séptico con bastante rapidez y luego adquiere un olor extremadamente desagradable de putrefacción. Se digiere solo o con lodos primarios (Metcalf & Eddy, 1996 y EPA-530R-99-009, 1999).
- Lodo digerido por vía aerobia: Varía de color marrón a marrón oscuro, y tiene apariencia floculenta. El olor de este tipo de lodo no es molesto. El lodo aerobio bien digerido se deshidrata fácilmente en lechos de secado (Metcalf & Eddy, 1996).
- Lodo digerido por vía anaerobia. Es de color marrón oscuro-negro y contiene una cantidad excepcionalmente grande de gas. Cuando está totalmente digerido, no es molesto, siendo su olor relativamente débil y parecido al alquitrán caliente, goma quemada o lacre (Metcalf & Eddy, 1996).

1.5. CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS

Las características biológicas de mayor interés son: la taxonomía de los organismos presentes y el contenido de organismos patógenos.

- Taxonomía: El lodo primario tiene una taxonomía mixta debido a que contiene una gran variedad de microorganismos provenientes del tracto intestinal y de otras fuentes.

El lodo activado tiene una taxonomía que depende completamente de las condiciones ambientales y de alimentación de los microorganismos. Es casi imposible clasificar todos los organismos responsables de las reacciones biológicas que ocurren en ellos. No sólo estamos hablando de bacterias en los lodos activados, sino también de levaduras, hongos, protozoarios, crustáceos y algunos rotíferos que se encuentran presentes frecuentemente. Además no sólo se trata de un ecosistema complejo sino también de uno dinámico, ya que los tipos de microorganismos están cambiando continuamente, a pesar de que el sustrato es constante (Vesilind, 1980). Las bacterias presentes en los lodos activados tienen gran importancia ya que son las responsables de estabilizar la mayoría de la materia y desechos orgánicos presentes en el agua residual. Se han identificado muchos géneros de bacterias en este lodo, sin embargo se cree que muchas de ellas no tienen importancia en el proceso, como es el caso de las bacterias del género intestinal tales como *Escherichia* y *Klebsiella*. Usualmente las bacterias dominantes son: *Achromobacter*, *Flavobacterium* y *Pseudomonas*, quienes se encargan de la formación del flóculo biológico.

Los protozoarios son los microorganismos más observados por los operadores de las plantas de tratamiento de aguas residuales porque además de que pueden ser observados muy fácilmente sirven como indicadores de calidad del efluente que está siendo producido, el cual es determinado con base a los tipos de protozoarios presentes. El tipo de protozoario dominante dependerá de las condiciones ambientales y de la operación: *Sarcodina* y los flagelados predominan durante el periodo de

arranque del sistema de lodos activados y en los períodos de recuperación causadas por choques de altas cargas orgánicas, al poder competir con las bacterias por alimento. Su dominancia indica una eficiencia muy baja de tratamiento. Sin embargo, cuando el número de bacterias se incrementa estos protozoarios son remplazados por ciliados de vida libre, quienes llegan a ser la forma dominante de protozoarios. Como los ciliados de vida libre se alimentan de bacterias permiten reducir la turbidez y disminuir la DBO del efluente. Cuando el sistema de lodos activados se estabiliza el sustrato no es suficiente para satisfacer los altos requerimientos de energía de los ciliados de vida libre, dando paso a los ciliados fijos, quienes llegan a ser los dominantes. La presencia de estos protozoarios en gran número indican un proceso eficiente (Gerardi, 1994)

Para una mezcla de lodos que ya han sido digeridos, la taxonomía está determinada completamente por el tipo de reacción anaeróbica o aeróbica involucrada. En un lodo digerido aeróbicamente se encuentran presentes los mismos tipos de bacterias y de protozoarios que se encuentran en un sistema de lodos activados. Un poco después del inicio de la digestión del lodo los organismos dominantes son los ciliados de vida libre tales como *Paramecium* y *Colpoda* (Gerardi, 1994)

- Contenido de patógenos: Los patógenos son organismos capaces de provocar una enfermedad en los seres humanos. En el lodo residual pueden estar presentes los cuatro grupos principales: bacterias, virus, protozoarios y helmintos. Las especies y la cantidad de estos en el lodo residual dependen del estado de salud de los habitantes del municipio en particular por lo que puede variar substancialmente en distintos periodos de tiempo. El nivel de patógenos presentes en el lodo residual tratado o biosólido depende de la reducción lograda por los procesos de tratamiento del agua y de los propios lodos residuales que le dieron origen.

Los patógenos en el agua residual municipal están asociados primeramente con los sólidos insolubles. Durante el tratamiento primario estos sólidos se concentran en el lodo primario de manera que éste contiene una mayor cantidad de patógenos que el influente

de aguas residuales. Los tratamientos biológicos (tratamiento secundario) del agua residual tales como biofiltros, lagunas y lodos activados pueden reducir substancialmente el contenido de patógenos en la misma (EPA, 1989 EPA/625/10-89/006)

Estos procesos también reducen el contenido de patógenos en el lodo residual mediante la creación de condiciones adversas para su supervivencia. Sin embargo, los lodos residuales secundarios pueden contener todavía suficientes niveles de patógenos para afectar la salud pública y el ambiente. La normativa establece procesos de tratamiento para obtener un lodo clase A o bien clase B, el cumplimiento de estos requerimientos previenen la transmisión de enfermedades.

En la Tabla 1.3 se listan patógenos que pueden estar presentes en aguas y lodos residuales; éstos pueden causar enfermedades o infecciones si los seres humanos y/o animales son expuestos a ciertos niveles de ellos. Los niveles, llamados "dosis infecciosas" varían para cada tipo de patógeno y huésped.

Tabla 1.3. Principales patógenos en las aguas y lodos residuales

	ORGANISMO	ENFERMEDAD/SÍNTOMAS
Bacterias	1. <i>Salmonella sp</i>	Salmonelosis / intoxicación por comida, fiebre tifoidea
	2. <i>Shigella sp</i>	Disentería bacilar
	3. <i>Yersinia sp</i>	Gastroenteritis aguda / diarrea, dolor abdominal
	4. <i>Vibrio cholerae</i>	Cólera
	5. <i>Campylobacter jejuni</i>	Gastroenteritis
	6. <i>Escherichia coli</i> (cepas patogénicas)	Gastroenteritis
Virus entéricos	1. Virus Hepatitis A	Hepatitis infecciosa
	2. Virus Norwalk	Gastroenteritis epidémica con diarrea severa
	3. Rotavirus	Gastroenteritis aguda con diarrea severa
Entero virus	1. Poliovirus	Poliomielitis
	2. Cocksackie	Meningitis, Neumonía, Hepatitis, Fiebre/ Síntomas parecidos a un resfriado
	3. Ecovirus	Meningitis, Parálisis, Encefalitis, Fiebre / Síntomas parecidos al resfriado, diarrea
Haerovirus	1. Astrovirus	Gastroenteritis epidémica
	2. Calicivirus	Gastroenteritis epidémica
Protozoarios	1. <i>Cryptosporidium</i>	Gastroenteritis
	2. <i>Entamoeba histolytica</i>	Enteritis aguda
	3. <i>Giardia lamblia</i>	Giardiasis / diarrea, calambres musculares, pérdida de peso
	4. <i>Balantidium coli</i>	Diarrea y disentería
	5. <i>Toxoplasma gondii</i>	Toxoplasmosis
Helmintos	1. <i>Ascaris lumbricoides</i>	Disturbios digestivos y nutricionales, dolor abdominal, vómito, insomnio
	2. <i>Ascaris suum</i>	Puede provocar síntomas tales como: accesos de tos, dolor de pecho y fiebre
	3. <i>Trichuris trichiura</i>	Dolor abdominal, diarrea, pérdida de peso, anemia
	4. <i>Toxocara canis</i>	Fiebre, molestias abdominales, dolor muscular, síntomas neurológicos
	5. <i>Taenia saginata</i>	Nerviosismo, insomnio, anorexia, dolor abdominal, molestias digestivas
	6. <i>Necator americanus</i>	Enfermedad de Hookworm
	7. <i>Hymenolepis nana</i>	Taeniasis

Fuente: EPA/625/10-89/006

1.5.1. CLASIFICACIÓN DE LOS LODOS DE ACUERDO A SU CONTENIDO DE PATÓGENOS

De acuerdo a los lineamientos establecidos por la Agencia de Protección Ambiental (U:S EPA) en el Apartado 503, los biosólidos pueden ser clase A ó B, con respecto a la reducción de agentes patógenos.

Los requerimientos que debe cumplir un biosólido para ser considerado de clase A son:

- La cantidad de los microorganismos patógenos presentes en el lodo deberá reducirse a límites no detectables, es decir, deberán presentar los valores que se muestran la Tabla 1.4:

Tabla 1.4a. Límites máximos permisibles del contenido de patógenos en un biosólido clase A

Microorganismo	Unidad	Criterio de regulación
<i>Salmonella sp.</i>	NMP/4 g ST (peso seco)	< 3
Virus	UFP/ 4 g ST (peso seco)	< 1
Huevos de helminto	HH/ 4 g ST (peso seco)	< 1

Fuente: EPA/625/R-92/013

- La cantidad de las coliformes fecales tendrá que ser menor que el valor especificado: 1000 NMP/ g ST (peso seco).
- Además de cumplir con los límites impuestos en cuanto al número de coliformes fecales, la temperatura del lodo, determinado a partir de una muestra representativa del mismo deberá ser mantenida a 53 °C durante 5 días, a 55 °C por 3 días ó a 70 °C por 30 minutos.

Los límites de densidad para los patógenos indicados en la Norma 503 de la EPA son expresados como números de UFC o NMP (Unidad Formadora de Colonias o Número Más Probable) por cada 4 gramos de peso seco de lodo residual. La mayoría de estas pruebas eran realizadas con 100 mL de lodo residual, el cual típicamente contiene 4 gramos de sólidos totales. Además, expresando los límites "por gramo" requeriría el uso de fracciones (v. gr. 0.25/g o 0.75/g). Los límites de densidad para coliformes fecales, los

organismos indicadores, son dados " por gramo" ya que estos son mucho más numerosos que los patógenos.

Debido a que se ha presentado el resurgimiento de bacterias tal como la *salmonella* sp después que el lodo ha sido pasteurizado, la EPA ha regulado que la reducción de patógenos sea realizada antes o al mismo tiempo que la reducción de atracción de vectores (v.gr. cucacharas, ratas, moscas, mosquitos), evitando así que el surgimiento de cepas bacterianas sea un problema. O bien, una vez que al lodo se le han reducido los patógenos se puede inyectar al subsuelo en un lapso no mayor de ocho horas, puesto que se ha comprobado que este periodo de tiempo no es suficiente para que tenga lugar un resurgimiento de ellas.

En el caso de los biosólidos clase B únicamente se encuentra regulada la cantidad de coliformes fecales la cual debe ser menor a 2×10^6 NMP/g ST (peso seco). Este valor específico es la media geométrica obtenida a través de siete análisis consecutivos para determinar coliformes fecales. Comúnmente las cantidades de virus y de *salmonella* sp se reducen por un factor de al menos 10 veces cuando el lodo ha alcanzado esta cantidad de coliformes fecales, sin embargo la cantidad de huevos viables de helminto se reduce muy poco. Lógicamente algunos patógenos permanecen en el lodo aún cuando se alcance este valor específico de coliformes fecales por lo que este lodo debe observar ciertas restricciones cuando se pretende aplicar a suelo agrícola (EPA /625/R-92-013, 1999 y Lue-Hing Cecil *et al*, 1992):

- Si el cultivo se encuentra sobre la mezcla suelo-biosólido este no podrá ser cosechado sino hasta 14 meses después de la aplicación del lodo (por ejemplo para el cultivo de maíz, jitomates, fresas).
- Si el cultivo se encuentra bajo el suelo se cosechará hasta que hayan transcurrido 38 meses después de la aplicación de lodo (por ejemplo para papas, camotes, cacahuates, betabel y rábanos).
- Si el cultivo se destina para alimento de animales podrá ser cosechado 30 días después de la aplicación del lodo.

El apartado 503 CFR 40 de la EPA también contiene varios requerimientos para reducir la atracción de vectores. Uno de estos requerimientos es el de reducir los sólidos

suspendidos volátiles en un 38 %. Puesto que esta reducción muchas veces es difícil de lograr aún cuando el lodo esté bien estabilizado, se han dado algunas alternativas; para el lodo tratado aeróbicamente la alternativa consiste en disminuir el índice de consumo de oxígeno (SOUR) es decir, si este es menor o igual a 1 mg/h/g ST (en peso seco) a una temperatura de 20 °C puede considerarse que se ha logrado reducir la atracción de vectores. O bien, como se menciona anteriormente, el lodo estabilizado y desinfectado puede inyectarse al subsuelo durante las próximas ocho horas que siguen al tratamiento.

En México es la NOM-004-SEMARNAT-2002 quien regula y establece los límites máximos permisibles de contaminantes presentes en los lodos y biosólidos ya sea para su reuso o disposición final. Los criterios que contiene esta norma son los que se listan en la Tabla 1.4b:

Tabla 1.4b. Límites máximos permisibles para patógenos y parásitos en lodos y biosólidos

CLASE	INDICADOR BACTERIOLOGICO DE CONTAMINACION	PATOGENOS	PARASITOS
	Coliformes fecales NMP/g en base seca	<i>Salmonella spp</i> NMP/g en base seca	Huevos de helmintos/g en base seca
A	Menor de 1 000	Menor de 3	Menor de 1(a)
B	Menor de 1 000	Menor de 3	Menor de 10
C	Menor de 2 000 000	Menor de 300	Menor de 35

(a) Huevos de helmintos viables

NMP número más probable

Los procedimientos para la disminución de vectores aceptados por la NOM-004-SEMARNAT-2002 son los mismos que se incluyen en el Apartado 503 de la EPA; arriba mencionados.

1.6. COMPOSICIÓN QUÍMICA

La composición química típica del lodo crudo y digerido se presenta en la Tabla 1.5 (Metcalf & Eddy, 1996):

Tabla 1.5. Composición química de diferentes tipos de lodo

Característica	Lodo primario crudo		Lodo primario digerido		Lodo activado
	Intervalo	Valor típico	Intervalo	Valor típico	Intervalo
Sólidos secos totales (ST), %	2-8	5	6 -12	10	0.83 - 1.16
Sólidos volátiles (% de ST)	60 - 80	65	30 - 60	40	59 - 88
Proteínas (% de ST)	20 - 30	25	15 - 20	18	32 - 41
Nitrógeno (N, % de ST)	1.5 - 4	2.5	1.6 - 6	3	2.4 - 5
Fósforo (P ₂ O ₅ , % de ST)	0.8 - 2.8	1.6	1.5 - 4	2.5	2.8 - 11
Potasio (K ₂ O, % de ST)	0 - 1	0.4	0 - 3	1	0.5 - 0.7
Celulosa (% de ST)	8 - 15	10	8 - 15	10	-
Hierro (no como sulfuro)	2 - 4	2.5	3 - 8	4	-
Sílice (SiO ₂ , % de ST)	15 - 20	-	10 - 20	-	-
pH	5 - 8	6	6.5 - 7.5	7	6.5 - 8
Alcalinidad (mg/L como CaCO ₃)	500-1500	600	2500-3500	3000	580-1100
Ácidos orgánicos (mg/L como HAc)	200-2000	500	100-600	200	1100-1700
Poder calorífico (MJ/kg)	23000-29000	25500	9000-13500	11500	18500-23000

1.7. DIGESTIÓN AEROBIA AUTOTÉRMICA TERMOFÍLICA

1.7.1 FUNDAMENTOS

Dentro de los procesos que se utilizan para estabilizar los lodos residuales se encuentra la digestión aerobia autotérmica termofílica (DAAT), la cual ha sido desarrollada simultáneamente en Alemania e Inglaterra durante los últimos 25 años. (Booth *et al*, 1984).

Inicialmente, en Estados Unidos el proceso no fue bien recibido debido a problemas tales como el mal olor, reducciones pobres de sólidos volátiles y altos costos de desaguado, sin embargo, al optimizar el diseño de este tipo de reactores resolvió los problemas inherentes a los reactores de primera generación. La primera planta DAAT municipal con reactores de segunda generación fue construida en Michigan en el año 2002 (Scisson, 2000).

Se le denomina autotérmica porque no requiere una fuente externa de calor ya que utiliza la energía bioquímica producida por los microorganismos durante la degradación biológica de los sólidos suspendidos volátiles presentes en el propio lodo para incrementar la temperatura del sistema hasta un intervalo termofílico ($45^{\circ} - 65^{\circ}\text{C}$) (Carrington *et al.*, 1991; Juris *et al.*, 1993; Kelly *et al.*, 1993; Obeta *et al*, 1999).

Se ha determinado que la energía calorífica producida durante la digestión de los lodos residuales es de 23,000 KJ, por cada kg de sólidos volátiles removidos (Haug, 1993). También se ha demostrado que esta cantidad es suficiente para calentar lodos que contienen entre 95-97 % de agua hasta el intervalo termofílico de temperatura si se pueden conseguir eficiencias en la transferencia de oxígeno suficientemente elevadas como para evitar el arrastre del calor por el oxígeno o el aire. Para condiciones óptimas es preciso aislar adecuadamente los reactores con el propósito de evitar que el calor metabólico producido por los microorganismos durante la oxidación biológica escape hacia los alrededores además de alimentar un lodo con un contenido de sólidos igual o mayor al 3 % (Metcalf & Eddy, 1991)

Además de remover más del 38 % de los sólidos suspendidos volátiles (EPA, 1990) la digestión aerobia autotérmica termofílica tiene la ventaja adicional de destruir patógenos, es decir, garantiza una estabilización y desinfección de manera simultánea (EPA, 1990; Kabrick, 1982; Booth *et al*, 1984; Morgan, 1984; Trim, 1985)

Los métodos de aireación mas usados en los sistemas DAAT son los siguientes:

- Oxigenación usando oxígeno puro: Este método requiere de un suministro de oxígeno comercial o bien de la instalación de una planta de generación de oxígeno in situ. La temperatura de operación puede ser de 70°C o aún mayor. (Booth *et al*, 1986; Metcalf & Eddy, 1996; Morgan, 1984)
- Oxigenación usando un dispositivo de aireación: El aire es suministrado por un dispositivo de aireación de alta eficiencia (un sistema venturi externo o bien una bomba sumergida de autoaspiración) que pueda suministrar el oxígeno necesario para el proceso sin provocar el stripping de este gas. Las temperaturas de operación pueden ser desde 40 °C hasta 60°C, sin que sea recomendable alcanzar una temperatura mayor a esta última porque causaría una redisolución de los materiales orgánicos (Booth *et al*, 1986; Metcalf & Eddy, 1996, Morgan, 1984)

La modalidad más utilizada es la que utiliza aire puesto que esta representa un refinamiento de la digestión aerobia convencional, sin resultar tan costosa como la digestión aerobia con oxígeno puro.

Estudios realizados en plantas piloto de gran tamaño han permitido constatar que la digestión aerobia termofílica se puede emplear para conseguir rendimientos de eliminación de hasta el 70 % de la materia orgánica biodegradable con tiempos de retención muy cortos de 3 a 4 días (Metcalf & Eddy, 1991) En Tabla 1.6 se resumen los parámetros y modalidades de este sistema para diferentes tipos de lodos .La mayoría de los estudios realizados sobre DAAT han sido de corto término, con pruebas tipo batch y el incremento en la temperatura ha estado en un intervalo de cero hasta 40 °C usando aireación con aire y oxígeno. La máxima temperatura alcanzada en un sistema continuo a gran escala fue de 38 °C (Jewell y Kabrick, 1980)

Tabla 1.6. Parámetros del sistema de tratamiento con digestión aerobia autotérmica de lodo residual.

Tipo de lodo	Fuente de oxígeno	Tamaño del reactor (m ³)	Máxima temperatura alcanzada (°C)
Primario + lodos activados	Oxígeno puro	6 500	33
Primario + lodos activados	Aire	Digestor aerobio a gran escala	38
Lodo primario	Aire	1.4	60
Lodos de agua residual municipal	Aire	20 a 45	50
Lodos activados	Oxígeno	6.4	44.5

Fuente: Jewell y Kabrick, 1980.

1.7.2 METABOLISMO AEROBIO BACTERIANO

El término metabolismo se refiere a todas las reacciones bioquímicas que ocurren en las células. Durante el metabolismo los microorganismos realizan actividades tanto catabólicas como anabólicas. (Gerardi, 1994).

Para llevar a cabo tales actividades correctamente los microorganismos deben contar con una fuente de energía y de carbono.. La clasificación de los microorganismos según el modo de obtención de energía y a su fuente de carbono presentes en un reactor termofilico autotérmico se observa en la Tabla 1.7.

Tabla 1.7 Clasificación de microorganismos de acuerdo a su metabolismo

Clasificación	Fuente de energía	Fuente de carbono
Autotrófos: a) Quimioautótrofos	a) Reacción de oxidación-reducción inorgánica	a) CO ₂
Heterotrófos: a) Quimioheterótrofos	a) Reacción de oxidación-reducción orgánica	a) Carbono orgánico

Fuente: Metcalf & Eddy, 1991

Todos los microorganismos presentan tres similitudes básicas, ya sean autotrofos o heterotrofos: (1) usan su fuente de energía para formar ATP, el cual a su vez puede ser usado como una fuente de energía para la realización de las actividades biosintéticas de la célula, (2) convierten su fuente de carbón en su propio material celular y (3) deben tener una fuente de poder reductor, el cual usaran para obtener los hidrogenos necesarios para convertir la fuente de carbón en nuevo material celular (Gerardi, 1994).

Los quimiheterotrofos utilizan como fuentes de energía las macromoléculas presentes en el lodo residual, tales como proteínas, polisacáridos, lípidos, DNA y RNA, las cuales son convertidas en constituyentes más simples: CO_2 y H_2O . Durante esta transformación tiene lugar una liberación de energía. A este proceso se le denomina catabolismo (Madigan, 1997):.

Los organismos quimioheterótrofos desempeñan un papel de gran importancia en el tratamiento de lodos y aguas residuales al ayudar a la disminución de la materia orgánica causante del mal olor ya que esta representa su fuente de carbón. (Gerardi, 1994)

Todo el conjunto de reacciones bioquímicas que ocurren durante el catabolismo conducen a la producción de energía utilizable por la célula, esta energía es almacenada normalmente como adenosín trifosfato (ATP). El ATP es un compuesto fosfatado que sirve como el transportador de energía en organismos vivos que se genera durante reacciones exotérmicas y que se utiliza para llevar a cabo reacciones endotérmicas. Si los microorganismos realizan sus actividades catabólicas en presencia de oxígeno, este proceso recibe el nombre de respiración, donde el oxígeno actúa como el aceptor final de electrones. La parte catabólica de la respiración se divide en tres procesos: glicólisis, ciclo del ácido cítrico y fosforilación oxidativa (Madigan, 1997):.

La glicólisis tiene lugar en el citoplasma de la célula, específicamente en el citosol. En la respiración, la glucosa es oxidada a una molécula de 3 carbonos, llamada piruvato. El piruvato es un metabolito clave para la realización del ciclo del ácido cítrico. Aún cuando la glicólisis es el primer paso de la respiración, ésta tiene lugar en ausencia de oxígeno.

Durante el ciclo del ácido cítrico el compuesto tricarbonado, piruvato, es descarboxilado mediante la acción de una enzima produciendo CO_2 y Acetil CoA; los electrones son utilizados para formar NADH y FADH (Madigan, 1997).

Cabe mencionar que durante el proceso DAAT, en condiciones de baja concentración de oxígeno, se producen ácidos grasos volátiles, debido a la conversión de una proporción de Acetil-CoA en acetato, de ahí la producción de ácidos grasos volátiles que caracterizan a este proceso (Chu, 1995).

El grupo acetilo del compuesto bicarbonado Acetil CoA se combina con el compuesto tetracarbonado oxaloacetato para formar ácido cítrico, una molécula de 6 carbonos. A continuación tienen lugar reacciones de deshidratación, descarboxilación y oxidación donde el citrato va perdiendo carbonos transformándose en isocitrato a alfa-cetoglutarato a succinato, fumarato y malato y se producen dos moléculas adicionales de CO_2 . Finalmente se genera nuevamente oxaloacetato, que puede aceptar de nuevo restos de Acetil-CoA. Por cada molécula de piruvato que se oxida en el ciclo se liberan 3 moléculas de CO_2 , una durante la formación de acetil-CoA, una por la descarboxilación del isocitrato y una por la descarboxilación del alfa-cetoglutarato. También se producen 4 moléculas de NADH y una molécula de FADH (Madigan, 1997):

Durante la fosforilación oxidativa los átomos de hidrógeno procedentes del NADH y FADH se separan en protones y electrones, estos últimos son transportados de una sustancia química a otra, la energía liberada durante estos pasajes es usada para combinar el fosfato con ADP para formar moléculas de ATP. Las sustancias químicas que conforman la cadena transportadora de electrones son las siguientes (Madigan, 1997):

- NADH deshidrogenasas son proteínas unidas a la membrana celular por su cara interna. Aceptan átomos de hidrógeno a partir del NADH, pasándolos a las flavoproteínas.
- Flavoproteínas. Contienen un derivado de riblofavina (también llamada vitamina B_2). La porción flavínica unida a la proteína es un grupo próstetico que se reduce u oxida alternativamente cuando acepta o cede electrones por lo que puede aceptar átomos de hidrógeno o donar electrones. En la célula se encuentran

comunmente dos flavinas: flavín mononucleótido (FMN) y flavín adenin dinucleotido (FAD)

- Citrocomos. Son proteínas con porfirinas de hierro como grupos prostéticos (hemo). Sufren oxidación y reducción a través de pérdida o ganancia de electrones únicos a través del hierro en el centro de la molécula. Únicamente transportan electrones, no átomos de hidrógeno completos.
- Quinonas. Son moléculas altamente hidrofóbicas, se encuentran relacionadas con la vitamina K. Las quinonas, al igual que las flavoproteínas sirven como aceptores de átomos de hidrógeno y donadoras de electrones. La coenzima Q es un buen ejemplo de una quinona.

Los transportadores de electrones citados con anterioridad se encuentran orientados en la membrana celular de tal manera que ocurre una separación de los protones y electrones durante el proceso de transporte. Los átomos de hidrógeno procedente, por ejemplo, del NADH, se separan en protones y electrones, los electrones son transportados por la cadena especificada mientras que los protones son bombeados fuera de la célula. Al final de la cadena transportadora de electrones, éstos son captados por el aceptor final: el oxígeno, el cual es reducido a agua (Madigan, 1997).

Cuando el oxígeno es reducido a agua requiere H^+ del citoplasma para completar la reacción, estos protones se originan de la disociación del agua en H^+ y OH^- . Aún cuando el transporte de electrones hacia el oxígeno se considera como un sistema productor de agua, realmente produce los elementos del agua: H^+ y OH^- . Puesto que los protones H^+ son bombeados fuera de la célula, los OH^- se acumulan en el interior de la membrana, debidos a las cargas de ambos iones la parte interior de la célula queda cargada negativamente, con un pH ligeramente alcalino y la parte externa cargada positivamente y pH ácido. A pesar de que están cargados, los iones H^+ y OH^- no pueden atravesar libremente la membrana para crear un equilibrio espontáneo. El resultado neto de la acumulación de estos iones a ambos lados de la membrana crea un gradiente de pH y un potencial electroquímico, lo cual causa un estado energizado de la membrana y esta energía puede ser utilizada por la célula para el transporte de iones, rotación flagelar y síntesis de ATP. Este estado energizado se expresa como *fuerza motriz de protones*, la cual se mide en voltios (Madigan, 1997):

El ATP es formada con ayuda de un complejo enzimático llamado *ATP sintetasa*, el cual se encuentra unido a la membrana celular, esta encima posee dos partes: una subunidad múltiple de cabeza en el interior de la membrana y una especie de cola que conduce los protones y distiende la membrana. Esta enzima sintetiza el ATP al permitir la reentrada de protones a través de la membrana energizada, la fuerza motriz, a su vez libera energía que se invierte parcialmente en la síntesis de ATP, en un proceso llamado fosforilación oxidativa. El gran total de moléculas de ATP sintetizadas a través del metabolismo aerobio es de 38 moléculas de ATP por molécula de glucosa (Madigan, 1997).

La cantidad total de energía disponible de la oxidación de la glucosa por el oxígeno es de 2822 KJ/mol, la respiración aerobica tiene el 43 % de eficiencia, el resto se pierde en forma de calor (Madigan, 1997). Este calor es retenido en reactores aislados, hasta que el sistema alcanza por si mismo una temperatura termofílica.

Durante el anabolismo son las células quimioautótrofas las encargadas de sintetizar nuevo material celular a partir de moléculas inorgánicas simples (dióxido de carbono y agua) u de orgánicas no viables y de una fuente externa de energía. Los productos exteriores a partir de los cuales se construye una célula se denominan nutrientes. Los nutrientes son tomados por la célula y transformados en constituyentes celulares. Puesto que el anabolismo da como resultado la biosíntesis bioquímica de nuevo material celular, también se le conoce como biosíntesis. Puesto que solamente del 10 al 40 % de los SSV presentes en el lodo residual son microorganismos viables, el anabolismo juega un papel importante en la digestión al convertir moléculas inorgánicas u orgánicas no viables en microorganismos.

Para realizar la biosíntesis de los compuestos inorgánicos u orgánicos no viables se requiere de energía ya que se trata de reacciones endergónicas, el ATP formado durante el proceso catabólico es usado para impulsar las reacciones del organismo

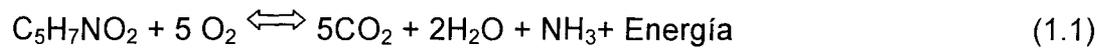
Además de utilizar la energía para la producción de nuevas células, los microorganismos también necesitan la energía para otras funciones: movimiento celular o motilidad y transporte de nutrientes (Madigan, 1997).

En peso seco, una célula típica consta de 50 % de carbono, y a su vez este es el elemento mayoritario de las macromoléculas. Después del carbono el siguiente elemento

más abundante en la célula es el nitrógeno, al representar aproximadamente el 12 % de nitrógeno, así mismo es el componente mayoritario de proteínas, ácidos nucleicos y otros componentes celulares; sin embargo, la globalidad del nitrógeno utilizable esta en forma inorgánica, como amoniaco, nitritos o nitratos. Otros macronutrientes son el fósforo, hierro, azufre, potasio, magnesio, calcio y sodio (Madigan, 1997)

Algunos microorganismos necesitan además nutrientes orgánicos, tales como las vitaminas, aminoácidos, pirimidinas y purinas, a los cuales se les conoce como factores de crecimiento (Metcalf & Eddy, 1991)

Si asumimos que la fórmula $C_5H_7NO_2$ representa la masa celular de microorganismos (biomasa o materia orgánica) la actividad catabólica en un digestor aerobio puede estar representado por la siguiente ecuación:



La ecuación (1.1) es indicativa de un sistema en donde la nitrificación esta inhibida, esta expresión indica que un 1.4 kg de O_2 es usado para degradar 1 kg de SSV (1.4 lb O_2 /lb de SSV destruido) y que cada mol de dióxido de carbono debe resultar de cada mol de oxígeno consumido.

Puesto que se ha comprobado que en un reactor DAAT se produce el cese o la ralentización de la nitrificación debido a diversos factores la reacción que tiene lugar durante este proceso se encuentra mejor descrita por la ecuación 1.1 (Matsch y Drnevich, 1977)

1.7.3 BACTERIAS TERMOFÍLICAS

Las bacterias termofilicas son microorganismos que se desarrollan a altas temperaturas, siendo su temperatura óptima de 50 °C, la máxima de 70 °C y la mínima de 20 °C (Jenkins, 1998).

Podemos considerar dos tipos principales de bacterias termofilicas:

- a) aquellas que crecen en sitios geotérmicos: aguas termales, suelos tropicales, calentadores de agua (tanto domésticos como industriales)
- b) las que se desarrollan en materiales auto-térmicos, tales como las compostas, el excremento, basura orgánica o los reactores biológicos autotérmicos termofilicos, por mencionar algunos. En ambos tipos de ambiente se pueden encontrar microorganismos comunes.

Se han identificado algunas cepas de bacterias termofilicas que crecen de manera óptima en un intervalo de temperatura de 55°C hasta 105°C (arriba del punto de ebullición del agua). A estas cepas que sobreviven en ambientes con temperaturas extremas se les ha dado apropiadamente el nombre de bacterias termófilas extremas o hipertermófilas, las cuales se desarrollan a una temperatura óptima de 80°C o mayor. (Madigan *et al*, 1997)

Las bacterias termofilicas fueron aisladas por primera vez en 1879 por Miquel, quien descubrió a una bacteria que era capaz de desarrollarse a 72°C. El encontró a esta bacteria en el suelo, el polvo, el excremento, en lodos residuales y en los sedimentos fangosos de los ríos. No paso mucho tiempo para que una amplia variedad de bacterias termofilicas fueran descubiertas en el suelo. Noto que estas se desarrollaban en las arenas del Desierto del Sahara, no así en suelos de bosques frescos. Suelos provenientes de compostados o con abonos orgánicos provenientes de desechos de jardín o estiércol pueden contener del 1 al 10 % de distintos tipos de bacterias termofilicas, mientras que un suelo de campiña puede contener solamente el 0.25 % o menos. (Jenkins, 1998)

1.7.4. PROPIEDADES FISICO-QUIMICAS AFECTADAS POR LA TEMPERATURA TERMOFÍLICA

Entre las propiedades que se ven afectadas por las temperaturas termofílicas podemos citar: Viscosidad, Tensión Superficial, Difusividad, Solubilidad Gas-Líquido y Solubilidad Sólido-Líquido:

Los efectos más significativos que causan los cambios de estas propiedades sobre el tratamiento termofílico del lodo se listan en la Tabla 1.8.

Tabla.1.8. Parámetros físico-químicos del agua afectados por temperaturas termofílicas

Característica	Cambio esperado	Impacto en el tratamiento aerobio termofílico
Viscosidad	Disminuye	Mejora la eficiencia de transferencia del O ₂ Mejora la eficiencia del mezclado
Tensión superficial	Disminuye	Mejora la eficiencia en la transferencia del O ₂ Incrementa potencialmente la formación de espuma
Difusividad	Se incrementa	Mejora la eficiencia en el mezclado Mejora la eficiencia en la transferencia de oxígeno
Solubilidad gas-líquido	Disminuye	Reduce la eficiencia en la transferencia de oxígeno Mejora la eficiencia del stripping entre los gases de salida (v. gr. CO ₂ , NH ₃ , etc)
Solubilidad sólido-líquido	Se incrementa	Puede aumentar la concentración de la mayoría de los orgánicos e inorgánicos La solubilidad de las sales de carbonatos disminuye.

Fuente: LaPara *et al*, 1999

1.7.5 FACTORES IMPORTANTES PARA LA DIGESTIÓN AUTOTÉRMICA TERMOFÍLICA

La aireación, el mezclado y la temperatura son probablemente los factores más importantes a considerar en el diseño de los sistemas DAAT (EPA; 1990, Deeny *et al*, 1991).

Un mezclado eficiente mantiene a los sólidos en suspensión, además induce el movimiento del líquido desoxigenado hacia el aireador. Por otra parte, el mezclado proporciona una cantidad suplementaria de calor a través de la energía de disipación por el mezclado, reduce el tamaño de las partículas orgánicas aumentando su área superficial (Kelly, 2003), proporciona un ambiente uniforme en cuanto a temperatura, oxígeno y alimento lo cual permite un mejor desarrollo celular y permite una rápida dispersión de material tóxico que entra al sistema, minimizando así sus efectos nocivos sobre los microorganismos (EPA, 1990),

La aireación en un reactor DAAT requiere de una cuidadosa estrategia, de manera que esta satisfaga la demanda de oxígeno que resulta del proceso, para lo cual es necesario tomar en cuenta aquellos factores que favorecen o afectan la transferencia de oxígeno en el sistema, entre los cuales se encuentran los siguientes:

- La elevada concentración de sólidos en el reactor complica tanto la transferencia de oxígeno como el mezclado (Pressley, 2000)
- La disminución de la solubilidad del oxígeno a temperaturas termofílicas afecta la transferencia de oxígeno en el lodo. (Pressley, 2000)
- La biomasa termofílica de un reactor DAAT tiene una tasa mayor de consumo de oxígeno que otros sistemas aerobios, sin embargo, parecen ser tolerantes a concentraciones bajas de oxígeno disuelto (Pressley, 2000)
- La cantidad excesiva de aire sale forzosamente del reactor, llevándose consigo parte del calor interior, ocasionando así una disminución en la temperatura del sistema, sin embargo, una cantidad adecuada de oxígeno

permitirá minimizar la pérdida de calor del reactor en el aire de salida (Pressley, 2000)

- El aumento gradual de la temperatura afecta la viscosidad, la tensión superficial y la difusividad del lodo ayudando a mejorar la transferencia de oxígeno (EPA, 1990; Pressley, 2000)

Como se puede notar, no es fácil lograr la tasa de aireación favorable. Estudios realizados en las plantas que se encuentran en operación han mostrado que aunque la biomasa viable dentro de los sistemas DAAT es teóricamente aerobia, los bajos niveles del potencial de oxidación-reducción (ORP) y la cantidad de oxígeno disuelto observados en algunos reactores DAAT; sugieren un régimen de operación en un ambiente micro-aeróbico a "quasi-anaerobico" sobre todo en reactores que no cuentan con un medidor electrónico del ORP que permita regular el suministro de oxígeno a la demanda real, sin embargo, aún en reactores que cuentan con este dispositivo no es posible controlar la deficiencia en el oxígeno durante periodos que parecen corresponder a la lisis y degradación de las células.(Pressley, 2000). Las condiciones micro-aerobicas favorecen la producción de ácidos grasos volátiles, principalmente acetato (Chu, 1995; Mavinic, 2001) Si el proceso DAAT es utilizado como una pre-etapa a la cual seguirá una digestión anaerobia del lodo residual, la producción de estos ácidos es favorable para este sistema dual ya que la acumulación de los ácidos grasos volátiles es evidencia de un metabolismo fermentativo o anaerobio que permitirá el rápido desarrollo de bacterias metanogénicas en el digester anaerobio (Mason *et al.*, 1987; Messenger *et al.*, 1990; Henry and Thomson, 1993; Hawash *et al.*,1994). Pero si el proceso DAAT es un tratamiento único, entonces la producción de los AGV no es deseable debido a los problemas de olor asociados con la acidificación y la volatilización de ácidos orgánicos a altas temperaturas (Williams *et al.*, 1989; Murray *et al.*, 1990; Kelly *et al.*, 1993).

Con respecto a la temperatura, se debe prevenir una elevación de esta mayor a 65 °C, para evitar la redisolución de los orgánicos, así mismo, para evitarles problemas de adaptación biológica la temperatura no puede ser menor a 25 °C. Durante la operación en un régimen semi-intermitente con dos reactores en serie, la

temperatura cae de 5 a 10 °C en el primer reactor cuando se alimenta, recuperando 1 °C/ h. La temperatura en un segundo reactor disminuye de 4 a 6 ° C, recuperándose a una velocidad mayor (EPA; 1990).

Los aspectos de diseño que más afectan a la temperatura de operación son: la eficiencia del sistema de aireación, el aislamiento del reactor, el manejo de la espuma y el pre-espesamiento del lodo (EPA 625/10-90/007. 1990).

La formación de espuma juega un papel importante ya que tiene tres efectos principales:

- Permite el aislamiento del sistema ya que esta capa sirve como un aislante adicional en la parte superior.
- Se relaciona con la actividad biológica.
- Mejora el uso del oxígeno, pues actúa como una barrera que impide que el oxígeno se escape fácilmente hacia el exterior. Por tales razones la espuma se debe controlar, sin llegar a eliminarla por completo. Los reactores DAAT cuentan con un espacio de 0.5 a 1 metro en la parte superior para el desarrollo y control de la espuma. Este control consiste en hacer más densa la espuma (transformar las burbujas grandes en pequeñas) con ayuda de un cortador mecánico instalado de forma fija en el reactor de manera que se forme una capa compacta que flote sobre la superficie líquida del reactor (EPA, 1990) o bien con la adición de desespumantes (Kelly, 2003).

El pH del proceso no es generalmente un parámetro que requiera control o consideraciones de diseño especiales; las temperaturas termofílicas en el reactor suprimen la nitrificación en el proceso. Consecuentemente, las disminuciones de pH que podrían ocurrir en un ambiente nitrificado no se presentan en un reactor aerobio termofílico autotérmico (EPA 625/10-90/007. 1990). A continuación se presenta una tabla con los parámetros de diseño para un reactor DAAT (Tabla 1.9):

Tabla 1.9 Parámetros de diseño de un reactor DAAT

Número de reactores	2 ó 3, operados en serie, operación semi-intermitente
Tipo de reactor	Cilíndrico, con una relación altura diámetro de 0.5 a 1
Tipo de lodos	Primario y secundario
SST requeridos en la alimentación	4 a 6 %
Sólidos suspendidos volátiles requeridos	2.5 % ó más
Tiempo de retención	5 a 6 días
Entrada de aire	4 m ³ /h/m ³ de volumen de reactor activo
Temperatura y pH	Reactor 1: 35 a 50 °C, pH ≥7.2 Reactor 2: 50 a 65 °C, pH = 8

Fuente: Deeny *et al*, 1991 y EPA 625/10-90/007, 1990.

1.7.6. VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LA DIGESTIÓN AEROBIA AUTOTÉRMICATÉRMOFILICA.

Las ventajas que se obtienen son:

- 1) La degradación de los sólidos suspendidos volátiles es igual o mayor al 38 %, como se puede observar en la Figura 1.1. (EPA, 1990). En las plantas de tratamiento que se encuentran actualmente en funcionamiento se han alcanzado las reducciones que se encuentran en la Tabla 1.9b.
- 2) Una mayor eliminación de bacterias, virus y parásitos (Jewell y Kabrick, 1980; EPA, 1990). Numerosos estudios realizados a lo largo de todo el mundo han demostrado que el proceso DAAT cumple con todos los requerimientos y regulaciones para una adecuada destrucción de patógenos. (Kelly, 2003)
- 3) Una reducción de los tiempos de retención hidráulico necesarios para obtener una reducción de sólidos suspendidos determinada en comparación con la digestión aerobia convencional (Metcalf & Eddy, 1991; EPA, 1990). Las altas temperaturas termofílicas están relacionadas directamente con la efectividad del sistema dentro de un corto tiempo de retención hidráulico (Figura 1.2 y Tabla 1.9b).
- 4) La producción de un lodo pasteurizado de muy buena calidad, usualmente de clase A, el cual puede ser utilizado sin restricciones de ningún tipo (EPA 625/r-92/013, 1992).
- 5) Requiere un 30-40 % menos de oxígeno (en comparación con la digestión aerobia a temperatura ambiente) ya que la nitrificación no se produce y la solubilidad del oxígeno disminuye a temperaturas termofílicas, sin embargo la baja concentración de oxígeno disuelto no afecta el desempeño de la biomasa. (EPA/625/10-90/007, 1990)
- 6) Destrucción de todas las semillas por lo que el producto se puede considerar por completo pasteurizado (Jewell y Kabrick, 1980).

- 7) No requiere suministro externo de calor ya que se basa en la conservación del calor liberado por los microorganismos durante la digestión para alcanzar y sostener la temperatura de operación deseada. Los sistemas típicos de DAAT operan a 55 °C y pueden alcanzar temperaturas de 60 a 65 °C en el reactor de la segunda etapa (Kelly *et al*, 1993).
- 1) No se trata de un lodo viscoso por lo que su manejo y bombeo se realiza más fácilmente que otros lodos, como los lodos activados por ejemplo (Riley y Forster, 2001)
- 8) Cumple con la relación tiempo/temperatura requerida para obtener un lodo clase A de acuerdo a los lineamientos de la Environmental Protection Agency, la cual establece que esta relación debe ser de 400 °C.d (grados centígrado por día) (EPA/625/10-90/007, 1990)
- 9) Es uno de los procesos térmicos más económicos, como se puede ver en la Tabla 1.10.

Tabla 1.9B
PARAMETROS REALES DE OPERACIÓN DE LAS PLANTAS DAAT EN
FUNCIONAMIENTO

Nombre de la Planta	Ubicación	Reducción de SSV (%)	Temperatura (°C)	TRH Días	Reducción de patógenos	Fuente
Three Rivers	Michigan, EE.UU	55	58-63	10-14	ND	Scisson, 2003
Gemmingen ¹	Alemania	25 a 40	ND	6	ND	Deeny <i>et al</i> , 1991
Backnang	Alemania	48	ND	3.3	Ausentes	Deeny <i>et al</i> , 1991
Gibsons	Columbia Británica, Canada	18-59	Reactor 1: 20-80 Reactor 2: 61-70	2.8-10.3	CF < 100 NMP/ g	Kelly <i>et al</i> , 1993
Kirchberg	Alemania	43 a 66	ND	4.5	< 4.5 U Log ^a	Deeny <i>et al</i> , 1991

¹Trata únicamente lodos activados

^a Unidades logarítmicas

ND: No disponible

Tabla 1.10 Costos de diferentes tratamientos de lodos para poblaciones con distinto número de habitantes.

Proceso	Población(hab)		
	25 000	40 000	60 000
	Costos (dolares/tonelada-sólidos secos)		
Producción de lodo (t/d) [**]	2.58	6.19	10.31
Secado indirecto (t/d)	961	720	663
Termoquímico (t/d)	738	557	528
DAAT (t/d)	668	587	529

Fuente: Kelly, 1999

**Toneladas por día

Tabla 1.11. Reducción de SSV en una planta DAAT a gran escala con diferentes fuentes de lodo residual

Fuente de lodo	Reducción de SSV (%)	Referencia
Aireación extendida	25 - 35	Shwinning y Cantwell, 1999
Lodos activados en exceso	25 - 40	US EPA, 1990
Primario + Lodos activados + Lodos de biofiltro	43 - 66	Shwinning y Cantwell, 1999
Primario + Lodos activados en exceso	30 - 56	Shwinning y Cantwell, 1999

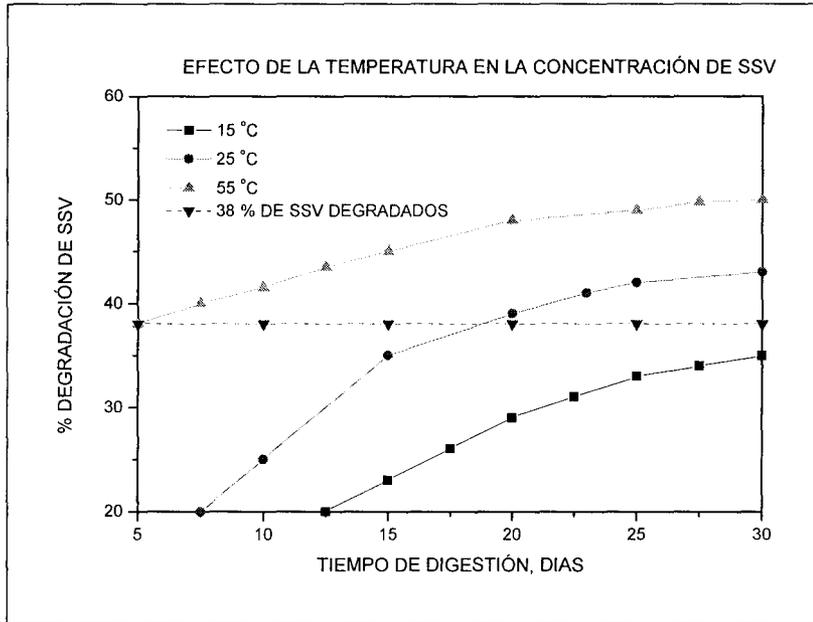


Figura 1.1 Efecto de la temperatura para alcanzar la disminución del 38 % en la concentración de los sólidos suspendidos volátiles. Fuente: EPA, 1990.

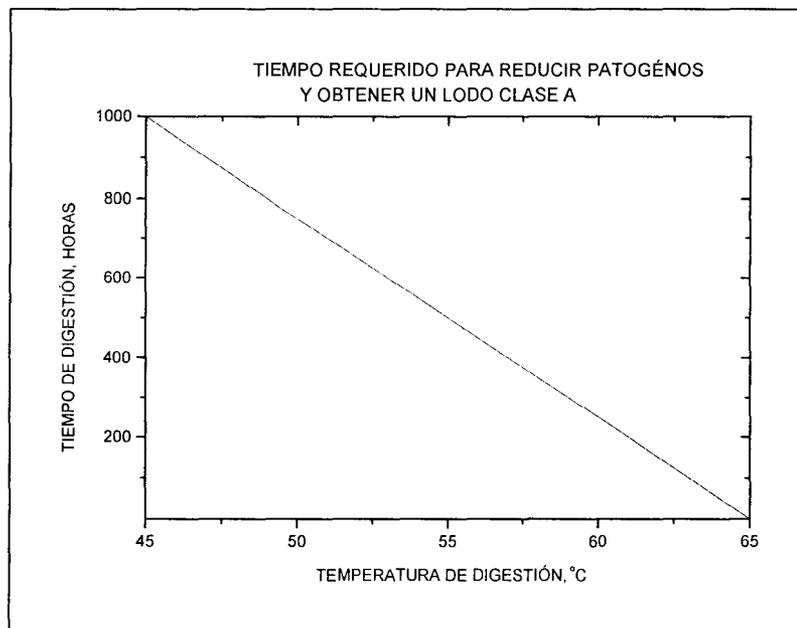


Figura 1.2. Tiempo de digestión necesario para obtener un lodo clase A.

Fuente: (EPA/625/10-90/007, 1990). United States Filter Corporation, 2000

A su vez, las desventajas que presenta la digestión aerobia autotérmica termofílica son las siguientes:

- 2) Requiere espesamiento de los lodos secundarios. Uno de los parámetros de diseño del proceso DAAT es que la concentración de los sólidos debe ser alta, 4 % de sólidos suspendidos totales y 2.5 % o mayor de sólidos suspendidos volátiles. Como la concentración de sólidos en los lodos secundarios es menor a la requerida para el proceso deben espesarse (EPA, 1990). Teóricamente, la oxidación biológica de un lodo residual con una baja concentración de sólidos no es suficiente para incrementar la temperatura hasta un rango termofílico, a menos que se use oxígeno de alta pureza (Fuggley y Spensley, 1985). Sin embargo no resulta práctico elegir el uso de oxígeno en lugar de espesar el lodo residual. En la Tabla 1.12 se resumen las temperaturas teóricas calculadas al realizar un balance de calor para un reactor DAAT:

Tabla 1.12 Temperaturas teóricas en un reactor DAAT usando aire y oxígeno

Tipo de lodo	Temperatura teórica (°C)	
	Aire	Oxígeno
Lodo espesado (6 % de ST)	44	83
Lodo delgado (3 % de ST)	24	44

ST = Sólidos totales

Fuente: Fuggley y Spensley, 1985.

- 3) Mayores requerimientos de mezclado ya que demanda una aireación extremadamente eficiente. La energía de disipación del mezclador contribuye al incremento de la temperatura dentro del reactor (EPA, 1990; Kelly, 2003).
- 4) Aislamiento térmico del digestor. Es primordial elegir un aislante que permita controlar y evitar las pérdidas de calor hacia los alrededores en un sistema DAAT (EPA, 1990).

- 5) Se debe mantener la espuma controlada para evitar derrames pues durante estos derrames se pierde calor. Los derrames pueden ser controlados reduciendo la cantidad de aire suministrada al reactor, densificando la espuma con un cortador mecánico o añadiendo agentes anti-espumantes (EPA; 1993; Kelly, 2003).
- 6) Las partículas de lodo son extremadamente pequeñas, haciendo difícil su filtración y desaguado (Riley, David y Forster, Christopher, 2001)

CAPITULO 2

METODOLOGIA

2.1 DISEÑO EXPERIMENTAL

Debido a la naturaleza del fenómeno bajo estudio, como tener un solo equipo de trabajo, reactor, etc y al tiempo que se necesitaba para estabilizar al proceso, se decidió utilizar experimentos en forma secuencial, en lugar de usar experimentos en forma exhaustiva, como seria el caso de un diseño factorial. Se corrieron tres experimentos, cada uno tomado como un tratamiento distinto y donde los resultados del experimento inmediato anterior se utilizó de base para el experimento posterior.

Para los experimentos se utilizaron las siguientes características:

Unidad experimental: Mezcla de lodos primario y secundario en partes iguales.

Tabla 2.1. Variables experimentales

Variables	Valores			Unidad
	1	2	3	
Flujo de aire	0.4	0.7	1.4	ml/min
Tiempo de retención hidráulico	20	10	5	días

Tabla 2.2 Constantes

Constantes	Valor	Unidad
Volumen del reactor	3	Litros
Temperatura ambiente	23	°C
Ciclo de alimentación	24	Horas

Variables respuesta:

a) Remoción de materia orgánica, medida indirectamente como Demanda Química de Oxígeno (DQO) y además se midieron los sólidos suspendidos totales y los sólidos suspendidos volátiles.

b) Aumento en la temperatura.

Se analizará el lodo digerido para determinar coliformes fecales y huevos de helminto, con el propósito de medir la influencia del aumento de temperatura en la remoción de patógenos cuando se alcance la temperatura de 40-45 °C.

Tabla 2.3. Factores y los niveles de variación.

Factores	Niveles
Tiempo de retención	20 días
	10 días
	5 días
Cantidad de aire	0.4 ml/min
	0.7 ml/min
	1.4 ml/min

2.2 INSTALACION EXPERIMENTAL.

Se instrumentó un reactor de 3 litros fabricado en material de vidrio, con rotámetros para medir la cantidad de aire suministrado, con un termómetro calibrado para medir temperatura dentro del reactor así como con un agitador mecánico, compresores y difusores de aire. Una vez equipado fue aislado usando espuma de poliuretano. (Ver Figura 2.1)

El reactor fue colocado dentro de un cuarto con temperatura controlada, la cual fue siempre de 23° C. El reactor era cilíndrico, constaba de dos piezas: vaso y tapa, la tapa a su vez, contenía tres orificios, por lo cuales se introdujeron el termómetro, los difusores y el agitador mecánico. El termómetro era retirado una vez que se tomaba la lectura.

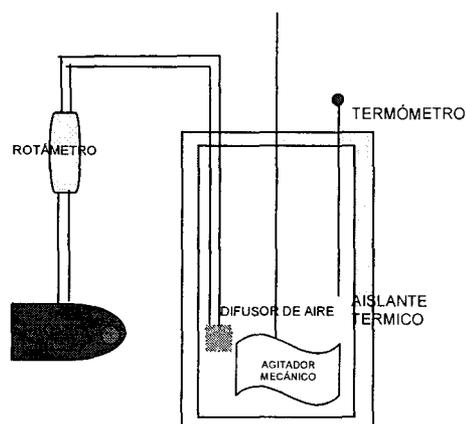


Figura 2.1. Esquema del arreglo experimental

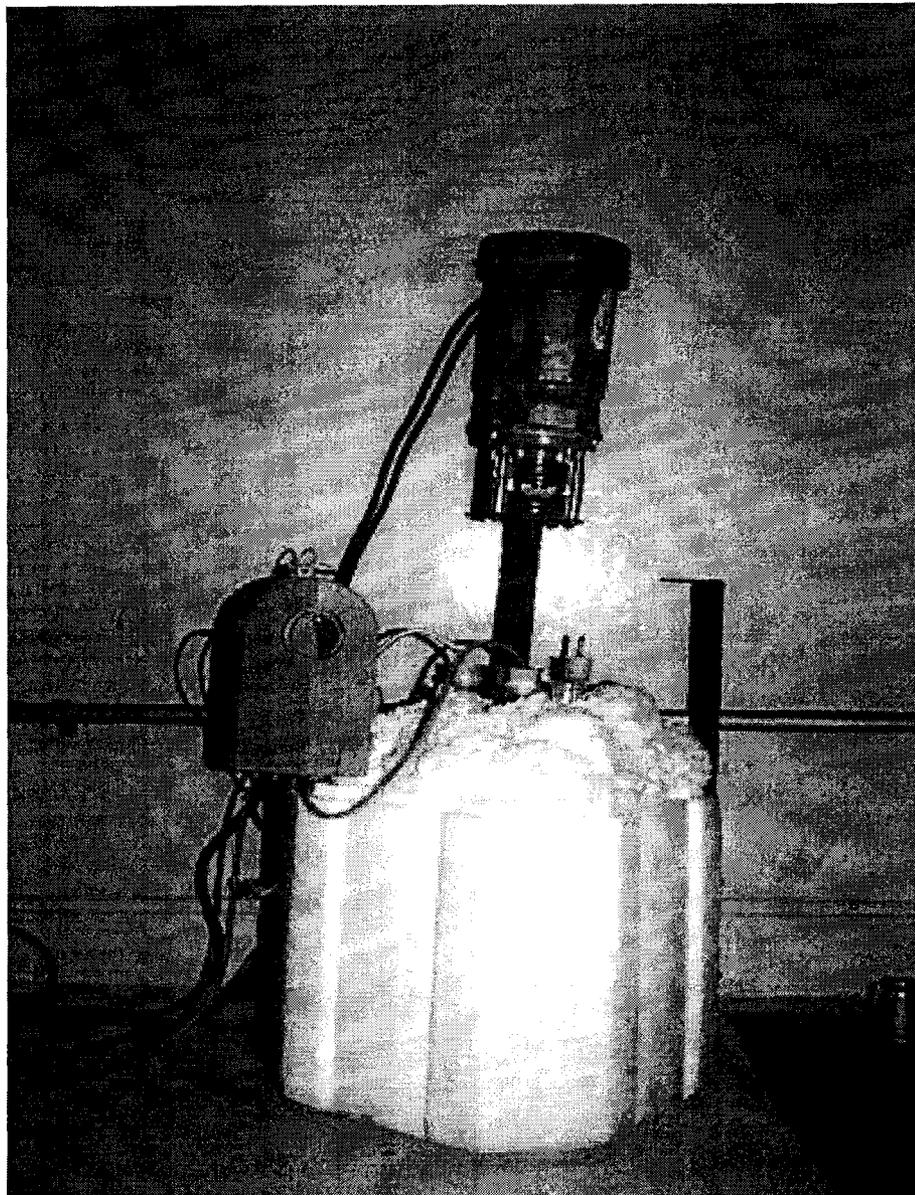


Figura 2.2. Reactor usado en el experimento

2.3 CARACTERIZACIÓN DEL LODO E INOCULACIÓN DEL REACTOR USADO COMO MODELO EN EL TRABAJO EXPERIMENTAL

El lodo fue una mezcla de lodos primarios y activados en exceso, previamente espesados por gravedad, en una proporción 1:1. Estos lodos fueron tomados del sedimentador primario y del clarificador del tanque de lodos activados, localizados en la planta piloto del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). Para hacer la caracterización del lodo modelo se determinaron los siguientes parámetros: Demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno, sólidos suspendidos totales, sólidos suspendidos volátiles, pH, alcalinidad, coliformes fecales, coliformes totales y huevos de helminto. El proceso de degradación se arranco adicionando este lodo al reactor durante un lapso de 3 días, después de lo cual empezó la alimentación en régimen semi-intermitente

2.4 ALIMENTACIÓN DEL REACTOR DURANTE EL PERIODO DE ARRANQUE

El reactor se alimentó continuo alimentando con la mezcla anteriormente descrita. Tanto los lodos primarios como los lodos activados eran previamente espesados por gravedad cuando el contenido de sólidos era menor a 4 % en el caso de los sólidos totales y menor a 2 % en el caso de los sólidos suspendidos volátiles. Posteriormente el lodo alimentado fue centrifugado, ya que era mayor la concentración de sólidos en lodos espesados de esta manera. La mezcla espesada se refrigeraba durante un lapso de 3 a 4 días a 4 °C, al término de este periodo era remplazada por lodo fresco. El lodo que servía de alimento a los microorganismos se introducía al reactor después de elevar su temperatura hasta la temperatura ambiente con el propósito de evitarles un choque térmico a los microorganismos que ya se encontraban dentro del reactor, los cuales se encontraban inicialmente a una temperatura de 23 °C.

2.5 CONTROL Y OPERACIÓN DEL REACTOR

Durante el control y operación del reactor se realizaron las siguientes determinaciones: demanda química de oxígeno, sólidos suspendidos totales y sólidos suspendidos volátiles. Se determinaron también alcalinidad, nitrógeno amoniacal, oxígeno disuelto y pH. Los análisis les fueron realizados al influente y al efluente. Para ambas corrientes, influente y efluente, los análisis se realizaron por triplicado en el caso de las determinaciones de DQO, SST y SSV. Para todos los demás parámetros los análisis se realizaron por duplicado (Tabla 2.4).

El experimento se llevo a cabo en tres fases experimentales, en cada una de esta fases se variaron la cantidad de aire y el tiempo de residencia hidráulica. En la Tabla 2.4 se presentan las condiciones experimentales de cada fase.

Tabla 2.4. Fases experimentales

Fase experimental	TRH, días	Cantidad de aire, mL/min	Duración, días
1	20	0.4	57
2	10	0.7	61
3 ^a	5	1.4	64

^aDurante esta fase el suministro de aire durante las primeras 4 horas fue incrementado a 2.5 mL/min, después de este tiempo la cantidad de aire fue de 1.4 mL/min.

Tabla 2.5 Frecuencia de los análisis

Parámetros a medir	Frecuencia	Influente	Efluente
DQO	Diario	Si	Si
SST, SSV	Diario	Si	Si
Alcalinidad	Diario		Si
Conductividad	Diario	Si	Si
DBO	Caracterización lodo	Si	
pH	Diario		Si
Temperatura	Diario		Si
OD	Diario	Si	Si

El reactor se operó en un régimen semi-intermitente, con un ciclo de operación de 24 horas.

Se realizaron análisis de coliformes fecales y de huevos de helminto para corroborar el grado de pasteurización del biosólido en la última fase del experimento una vez que el reactor alcanzó las mejores condiciones de operación. Estos análisis nos permitieron conocer el grado de pasteurización del biosólido obtenido mediante la digestión aerobia autotérmica termofílica.

2.6. TÉCNICAS ANALÍTICAS

Los procedimientos analíticos para determinar los parámetros establecidos fueron los que a continuación se indican.

- ❑ Determinación de sólidos suspendidos totales y volátiles. Esta prueba fue realizada de acuerdo con el procedimiento que dicta la norma mexicana de carácter voluntario NOM-AA-34. "Análisis de agua, determinación de sólidos". Dirección General de Normas. Secretaria de Patrimonio y Fomento Industrial. 1981.
- ❑ Demanda química de oxígeno. Se realizó el análisis de acuerdo a la norma NMX-AA-030-SCFI-2001. "Análisis de agua, determinación de la Demanda Química de Oxígeno en Aguas Naturales, Residuales y Residuales Tratadas". Dirección General de Normas. Secretaria de Economía.
- ❑ Demanda Bioquímica de Oxígeno. Usando el método de la norma NMX-AA-028-SCFI-2001. "Análisis de agua, determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno".
- ❑ Alcalinidad total. Determinada usando la norma NMX-AA-036-SCFI-2001. "Análisis de agua, determinación de acidez y alcalinidad en agua naturales, residuales y residuales tratadas". Debido a que el lodo requirió de un volumen mayor a los 25 mL en cada titulación se decidió usar una solución de ácido sulfúrico 0.1 N en lugar de una 0.02 N.
- ❑ Nitrógeno amoniacal. Fue determinado usando el método 8038, llamado comúnmente método de Nessler, el cual está aprobado por la EPA. Se diluyeron 5 mL de lodo en un matraz aforado de 100 mL, el factor de dilución fue 20. Fuente: Standard Methods

Técnicas microbiológicas

- ❑ Coliformes fecales. Fueron determinadas de acuerdo al método incluido en el anexo de la norma NOM-004-SEMARNAT-2002, Protección ambiental. Lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. Este procedimiento se basa en la norma NMX-AA-042-1987, "Calidad del agua-Determinación del número más probable NMP de coliformes totales, coliformes fecales (termotolerantes) y Escherichia coli presuntiva" la cual fue publicada en el Diario Oficial de la Federación el 22 de junio de 1987.
- ❑ Huevos de helminto. Se realizó el análisis de acuerdo al anexo incluido en la NOM-004-SEMARNAT-2002, que se basa a su vez en la norma NMX-AA-113-SCFI-1999, "Análisis de agua.- Determinación de huevos de helminto"- Método de prueba, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 5 de agosto de 1999.

CAPITULO 3

RESULTADOS EXPERIMENTALES

3.1 CARACTERIZACIÓN DEL LODO UTILIZADO EN EL ARRANQUE DEL PROCESO

Los resultados de la caracterización inicial del lodo se muestran en la tabla siguiente.

Tabla 3.1. Caracterización del lodo residual

Parámetro	Unidad	Valor
Demanda química de oxígeno (DQO)	mg/L	59 956
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)	mg/L	20 400
Sólidos suspendidos totales (SST)	mg/L	55 000
Sólidos suspendidos volátiles (SSV)	mg/L	33 000
pH	Unidades pH	7.5
Conductividad	mS/cm	1.90
Coliformes totales (CT)	NMP/g ST	1.3×10^8
Coliformes fecales (CF)	NMP/g ST	2.3×10^7

Con este lodo se inocularon dos reactores al inicio del experimento, como se puede notar, todas las concentraciones de los parámetros de diseño se encuentran en los valores recomendados en la literatura para el proceso de digestión aerobia autotérmica termofílica. Los análisis fueron realizados utilizando los procedimientos señalados en las respectivas normas.

3.2 RESULTADOS DEL MUESTREO Y DEL CONTROL DEL PROCESO EN LAS DIFERENTES FASES EXPERIMENTALES

Las siguientes tablas y gráficas muestran los resultados de cada una de las fases experimentales. Las tablas y las graficas muestran el comportamiento del reactor en función de estos parámetros para observar como actúa el proceso en estudio sobre el lodo problema.

**3.2.1 RESULTADOS DE LA FASE EXPERIMENTAL INICIAL CON
TRH DE 20 DÍAS Y QAIRE IGUAL A 0.4 ML/MIN**

La Tabla 3.2 muestra el comportamiento que se observó en cuanto a los sólidos suspendidos volátiles en este periodo experimental.

Tabla 3.2 Comportamiento de los sólidos suspendidos totales en el tiempo para un TRH de 20 días y un flujo de aire de 0.4 mL/min

TIEMPO, DÍAS	FECHA	SSTINF (g/L)	SSTEFL (g/L)	SST DESTRUIDOS (g/L)	REMOCIÓN (%)
1	04-sep-02	59.0	56.1	2.95	5
3	06-sep-02	58.1	51.7	6.39	11
13	17-sep-02	43,8	39.4	4,38	10
23	27-sep-02	49.3	41.9	7.39	15
27	01-oct-02	39.9	33.5	6.38	16
29	03-oct-02	39.5	35.5	3.95	10
35	09-oct-02	56.0	51.0	5.04	9
40	14-oct-02	45.6	39.2	6.38	14
41	15-oct-02	55.0	45.1	9.90	18
43	17-oct-02	48.8	45.9	2.93	6
48	22-oct-02	53.9	49.6	4.31	8
49	23-oct-02	51.4	42.6	8.73	17
51	25-oct-02	56.3	48.4	7.88	14
57	01-nov-02	47.6	41.9	5.71	12

La remoción máxima de SST fue de 18 %, la mínima de 5 %, a pesar del largo tiempo de retención hidráulico y de la alta concentración de sólidos suspendidos totales, la eficiencia en la remoción no fue mayor al 18 %.

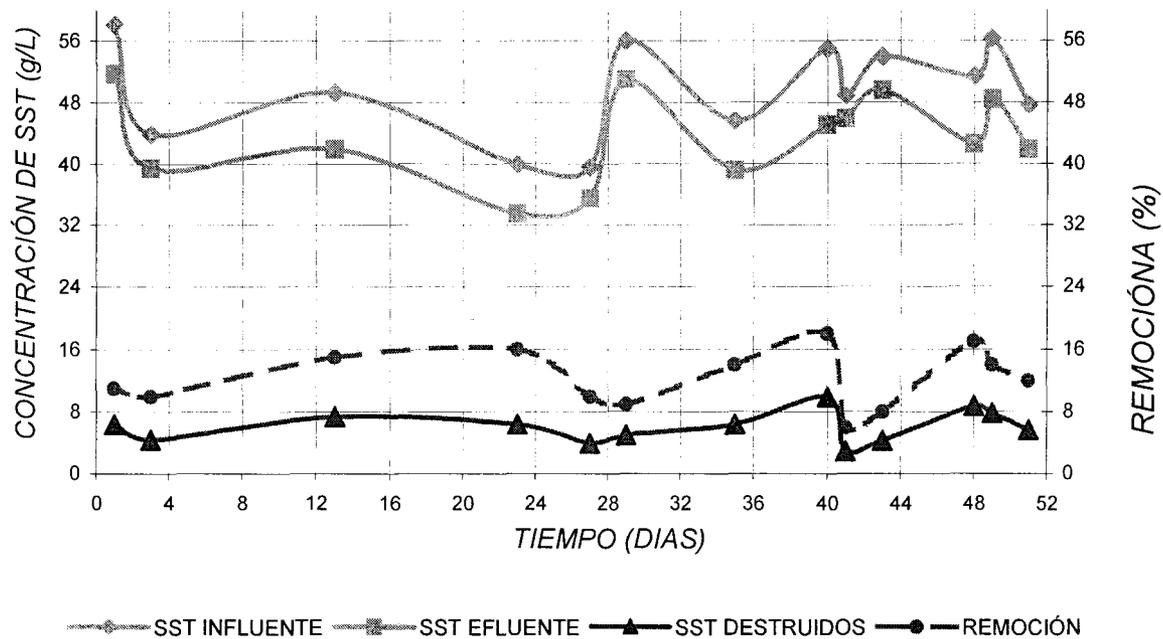


Figura 3.1 Comportamiento de los SST, para un TRH de 20 días y un caudal de aire de 0.4 mL/min

Como se observa en la Figura 3.1, la remoción de los sólidos suspendidos totales en este periodo experimental fue escasa, en comparación con las remociones que se alcanzan en reactores con el mismo tiempo de retención hidráulico y altas concentraciones de sólidos.

Tabla 3.3. Comportamiento de los sólidos suspendidos volátiles en el tiempo para un TRH de 20 días y un flujo de aire de 0.4 mL/min

PERIODO DE OPERACIÓN	FECHA	SSVINFL (g/L)	SSVEFL (g/L)	SSV DESTRUIDOS (g/L)	REMOCIÓN (%)
1	04-sep-02	40.12	37.71	2.41	6.0
3	06-sep-02	40.68	35.80	4.88	12.0
13	17-sep-02	30.65	27.59	3.07	10.0
23	27-sep-02	33.49	29.64	3.85	11.5
27	01-oct-02	25.93	23.60	2.33	9.0
29	03-oct-02	24.86	21.63	3.23	13.0
35	09-oct-02	41.44	36.88	4.56	11.0
40	14-oct-02	33.72	29.67	4.05	12.0
41	15-oct-02	39.60	36.63	2.97	7.5
43	17-oct-02	33.67	29.63	4.04	12.0
48	22-oct-02	33.94	28.51	5.43	16.0
49	23-oct-02	32.88	26.96	5.92	18.0
51	25-oct-02	39.41	29.76	9.65	24.5
57	01-nov-02	33.77	28.71	5.07	15.0

Como se puede observar en la Tabla 3.3 y Figura 3.2, la remoción máxima de los SSV fue de 24.5% y la mínima de 6 %.

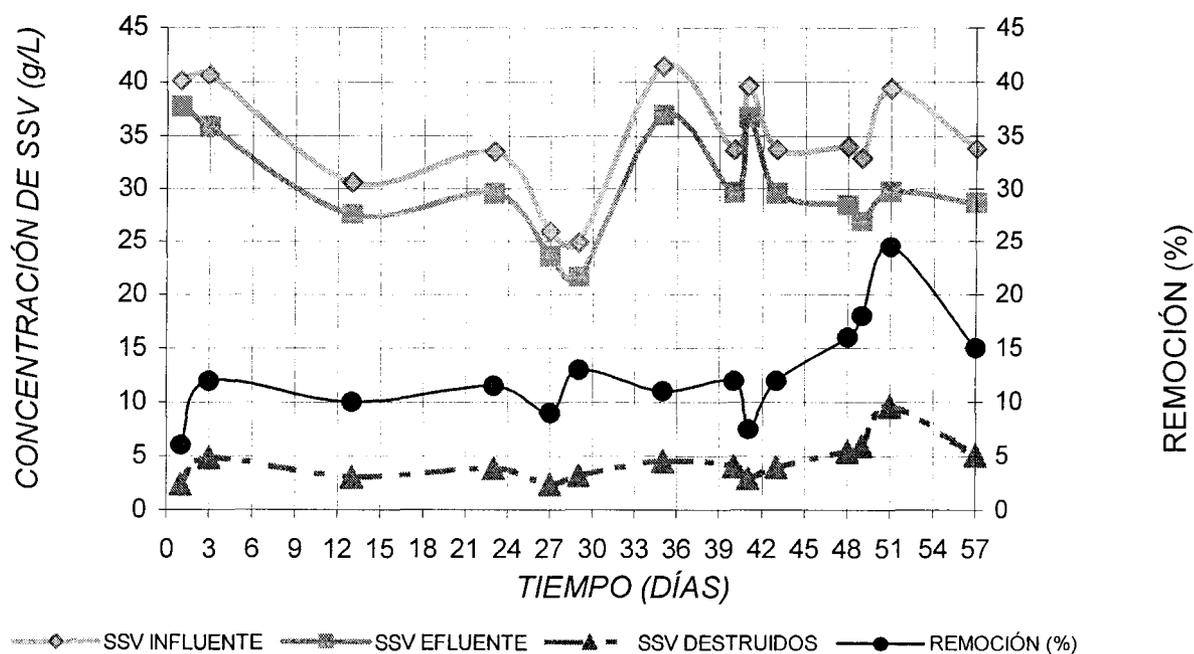


Figura 3.2 Comportamiento de los SSV, para un TRH de 20 días y un caudal de aire de 0.4 mL/min

Tabla 3.4. Relación SSV/SST, % de SSV destruidos y % de estabilización para el Influyente y Efluente para un TRH = 20 días y un flujo de aire de 0.4 mL/min

TIEMPO, DIAS	SSV/SST INFLUENTE	SSV/SST EFLUENTE	% DE SSV DESTRUIDOS	% ESTABILIZACIÓN (usando la relación SSV/SST)	% DE SSV REMANENTES	EFICIENCIA O ESTABILIZACIÓN DE SSV (%)
1	0.68	0.67	6.0	3.22	94	0.16
3	0.70	0.69	12.0	3.65	88	0.34
13	0.70	0.70	10.0	0.00	90	0.37
23	0.68	0.71	11.5	-14.10	89	0.40
27	0.65	0.70	9.0	-28.17	91	0.40
29	0.63	0.61	13.0	8.53	87	0.63
35	0.74	0.72	11.0	7.96	89	0.31
40	0.74	0.76	12.0	-9.58	88	0.42
41	0.72	0.81	7.5	-68.18	93	0.21
43	0.69	0.65	12.0	18.03	88	0.42
48	0.63	0.58	16.0	20.47	84	0.58
49	0.64	0.63	18.0	3.28	82	0.69
51	0.70	0.61	24.5	31.67	76	0.84
57	0.71	0.69	15.0	10.85	85	0.54

Nota: La eficiencia de estabilización fue calculada usando la fórmula siguiente:

$$E_{ssv} = \left[1 - \left(\frac{SSi \times (1 - SSe)}{SSe \times (1 - SSi)} \right) \right] \times 100$$

Donde:

E_{ssv} = Eficiencia con respecto a los sólidos suspendidos volátiles

SSi = Sólidos suspendidos volátiles del influente

SSe = Sólidos suspendidos volátiles del efluente

En la Tabla 3.4 se observan las relaciones SSV/SST para el influente e efluente, las cuales corroboran que aún cuando si tiene lugar una remoción, esta es escasa. A si mismo, la eficiencia de estabilización también es baja

Tabla 3.5. Comportamiento de DQO para un TRH de 20 días y un caudal de aire de 0.4 mL/min

TIEMPO (DIAS)	DQOINF (g/L)	DQOEFL (g/L)	EFICIENCIA (%)
1	180.80	144.640	20
3	52.80	47.520	10
13	54.18	41.715	23
23	107.13	80.349	25
27	50.67	39.013	23
29	88.65	71.456	19
35	65.75	40.452	38
40	59.96	41.745	30
41	36.76	25.491	31
43	46.85	38.285	18
48	87.12	52.274	40
49	54.79	35.789	35
51	49.78	25.746	48
57	69.55	46.852	33

La baja remoción en la concentración de los sólidos suspendidos volátiles también se reflejo en la disminución de la DQO, la máxima remoción fue de 48 %, la mínima de 10 %.

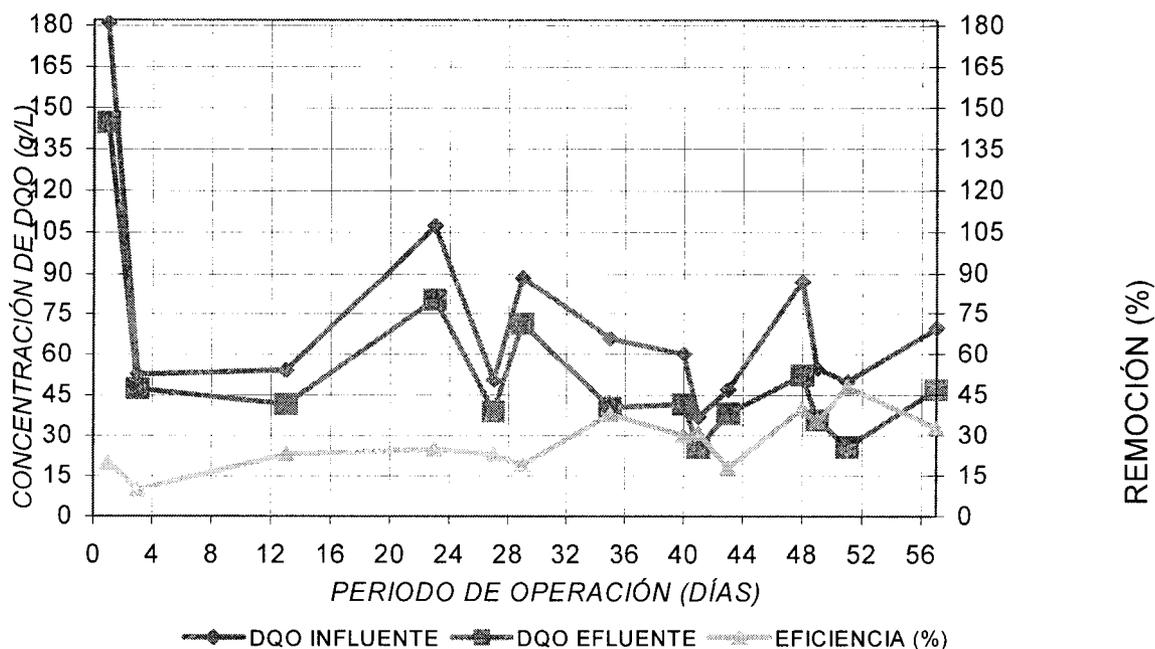


Figura 3.3. Comportamiento de la demanda química de oxígeno para un TRH de 20 días y un caudal de aire de 0.4 mL/min

Tabla 3.6 Incremento en la temperatura para un TRH de 20 días y un caudal de aire de 0.4 mL/min

TIEMPO (DIAS)	TEMPERATURA AMBIENTE (°C)	TEMPERATURA REACTOR (°C)	Δ TEMPERATURA (°C)
1	24	25	1
3	24	26	2
13	24	26	2
23	24.5	27	2.5
27	24	26	2
29	24	27	3
35	24	26	2
40	24	27	3
41	24.5	28	3.5
43	24	27	3
48	24	28	4
49	24	29	5
51	24	29	5
57	24	29	5

Al inicio del experimento el reactor aumento su temperatura gradualmente, sin embargo ese incremento no fue suficiente para alcanzar la temperatura termofílica, como se puede observar en la Figura 3.4 y en la Tabla 3.6.

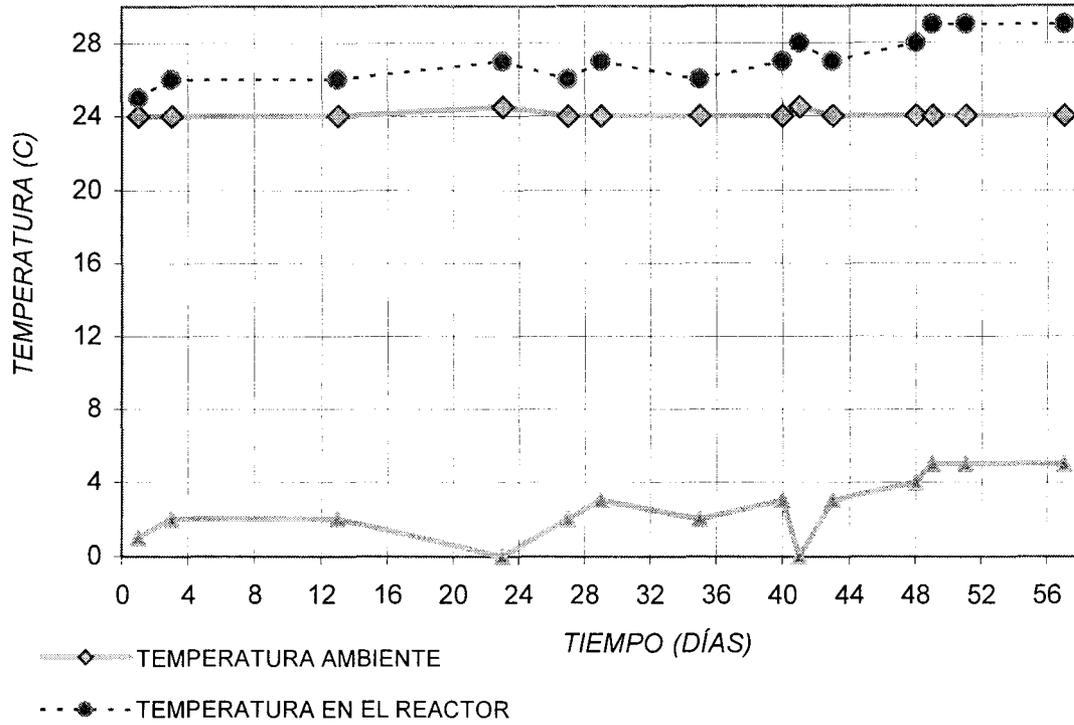


Figura 3.4. Comportamiento de la temperatura para un TRH de 20 días y un caudal de aire de 0.4 mL/min

En este periodo la temperatura solo aumento 5 °C con respecto a la temperatura ambiente.

Tabla 3.7. Comportamiento de la alcalinidad, pH, N-NH₃ y OD en la entrada y salida del reactor, para un TRH de 20 días, Qaire de 0.4 mL/min

Días de operación	Alcalinidad Influyente (mg/L)	pH Influyente	N-NH ₃ Influyente (mg/L)	Alcalinidad Efluente (mg/L)	pH Efluente	N-NH ₃ Efluente (mg/L)	OD Efluente (mg/L)
1	2805	7.8	350	2710	7.8	350	0.3
3	2310	7	315	2010	6.9	320	0.2
13	2191	6.8	278	1987	6.6	281	0.1
23	2020	7.1	378	2020	7.1	385	0.3
27	1335	7.2	295	1335	7	295	0.5
29	2515	7.1	388	2496	7.1	388	0.5
35	1194	7	291	1187	6.8	300	0.5
40	2500	7.2	355	2500	7	355	0.6
41	2803	7	447	2800	6.9	447	0.6
43	2320	7	360	2320	6.8	360	0.2
48	2145	7	385	1953	6.8	385	0.3
49	2460	6.9	395	2090	7	395	0.5
51	1971	7.1	443	1840	7.2	448	0.6
57	1785	7.2	387	1689	7.1	387	0.5

En la Tabla 3.7 se observan los datos correspondientes a la alcalinidad, el pH, el Nitrógeno amoniacal registrados a lo largo de esta etapa experimental

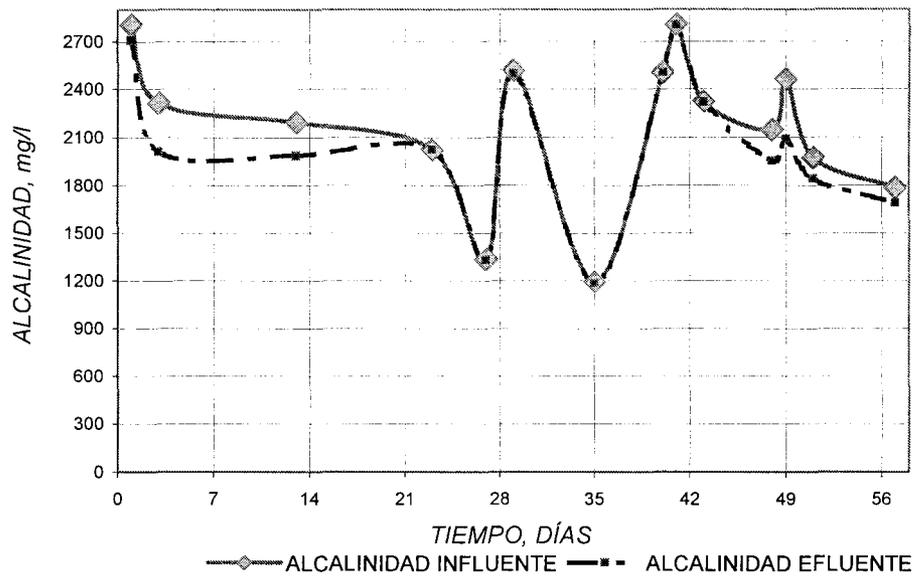


Figura 3.5. Comportamiento de la alcalinidad en tiempo, para un TRH de 20 días y Qaire de 0.4 mL/min

Como se observa en la Figura 3.5 y la Tabla 3.7, la alcalinidad del efluente disminuyó con respecto a la del influente. Lo mismo ocurrió con el pH (Figura 3.6)

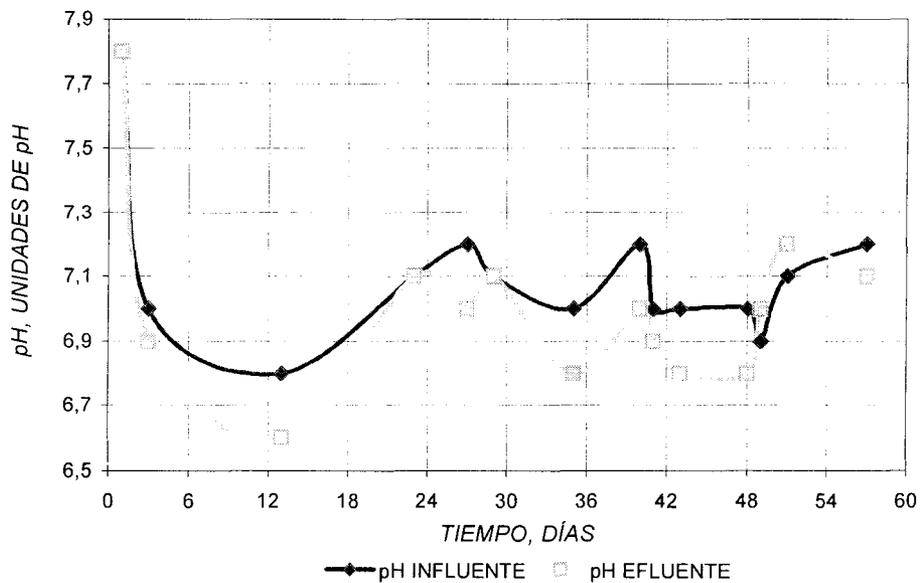


Figura 3.6. Comportamiento del pH en el tiempo, para un TRH de 20 días y Qaire de 0.4 mL/min

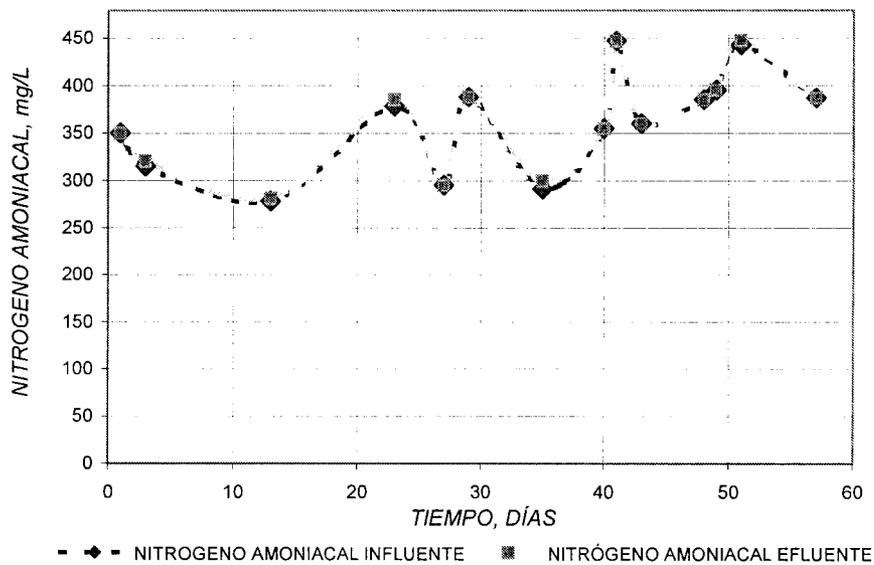


Figura.3.7 Comportamiento del nitrógeno amoniacal en tiempo, para un TRH de 20 días y Qaire de 0.4 mL/min

El nitrógeno amoniacal no sufrió variaciones significativas, como se puede observar en la Figura 3.7.

La concentración de OD en el efluente se mantuvo entre 0.3 y 0.6 mg/L como lo muestra la Figura 3.8.

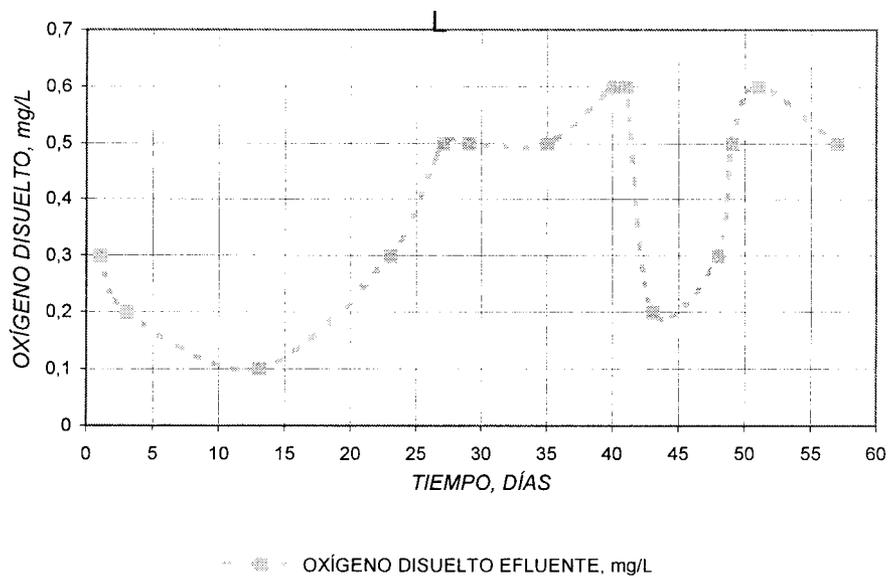


Figura 3.8 Comportamiento del oxígeno disuelto en tiempo, para un TRH de 20 días y Qaire de 0.4 mL/min

3.2.2 RESULTADOS OBTENIDOS EN LA OPERACIÓN DEL REACTOR, TRH DE 10 DIAS Y QAIRE IGUAL A 0.7 mL/min

En la Tabla 3.8 se dan los resultados de los análisis realizados para determinar los sólidos suspendidos totales para la segunda fase experimental.

Tabla 3.8. Comportamiento de los sólidos suspendidos totales en el tiempo para un TRH de 10 días y un flujo de aire de 0.7 mL/min

TIEMPO DÍAS	FECHA	SSTINF (g/L)	SSTEFL (g/L)	SST DESTRUIDOS (g/L)	REMOCIÓN (%)
64	08-nov-02	45.19	41.12	4.07	9
69	13-dic-02	46.16	41.54	4.62	10
72	16-dic-02	40.85	35.54	5.31	13
73	17-dic-02	42.78	38.08	4.71	11
74	18-dic-02	46.16	41.08	5.08	11
81	25-dic-02	41.85	34.74	7.12	17
83	27-dic-02	42.58	36.19	6.39	15
86	30-dic-02	35.79	30.78	5.01	14
89	02-ene-03	36.74	29.39	7.35	20
92	05-ene-03	37.46	31.84	5.62	15
94	07-ene-03	40.12	32.90	7.22	18
95	08-ene-03	40.58	33.68	6.90	17

En esta fase experimental se incremento la eficiencia en la remoción de los sólidos suspendidos totales, la máxima fue de 20 % y la mínima de 9 %, como se observa en los datos de la Tabla 3.8.

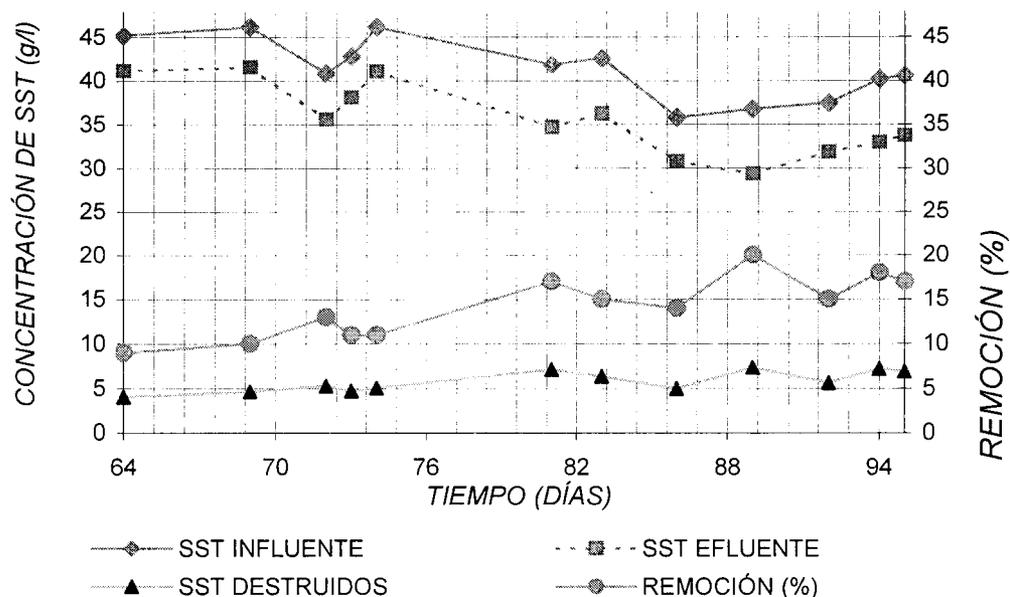


Figura 3.9 Comportamiento de los SST, para un TRH de 10 días y un caudal de aire de 0.7 mL/min

En la Figura 3.9 se puede apreciar la estabilización, a partir del día 80 de operación del reactor. La eficiencia de remoción para los SST se incrementó al 20 % la máxima y 9 % la mínima.

En la Tabla 3.9 se resumen los resultados de los análisis efectuados para determinar la concentración de sólidos suspendidos volátiles para esta fase experimental.

Tabla 3.9 Comportamiento de los sólidos suspendidos volátiles en el tiempo para un TRH de 10 días y un flujo de aire de 0.7 mL/min

TIEMPO DÍAS	FECHA	SSVINFL (g/L)	SSVEFL (g/L)	SSV DESTRUIDOS (g/L)	REMOCIÓN (%)
64	08-nov-02	31.63	26.89	4.75	15
69	13-dic-02	30.00	26.70	3.30	11
72	16-dic-02	26.96	25.61	1.35	5
73	17-dic-02	27.81	23.36	4.45	16
74	18-dic-02	33.70	27.63	6.07	18
81	25-dic-02	29.30	23.44	5.86	20
83	27-dic-02	31.08	24.55	6.53	21
86	30-dic-02	26.13	21.16	4.96	19
89	02-ene-03	27.19	21.21	5.98	22
92	05-ene-03	25.47	21.40	4.08	16
94	07-ene-03	30.49	24.39	6.10	20
95	08-ene-03	26.37	20.57	5.80	22

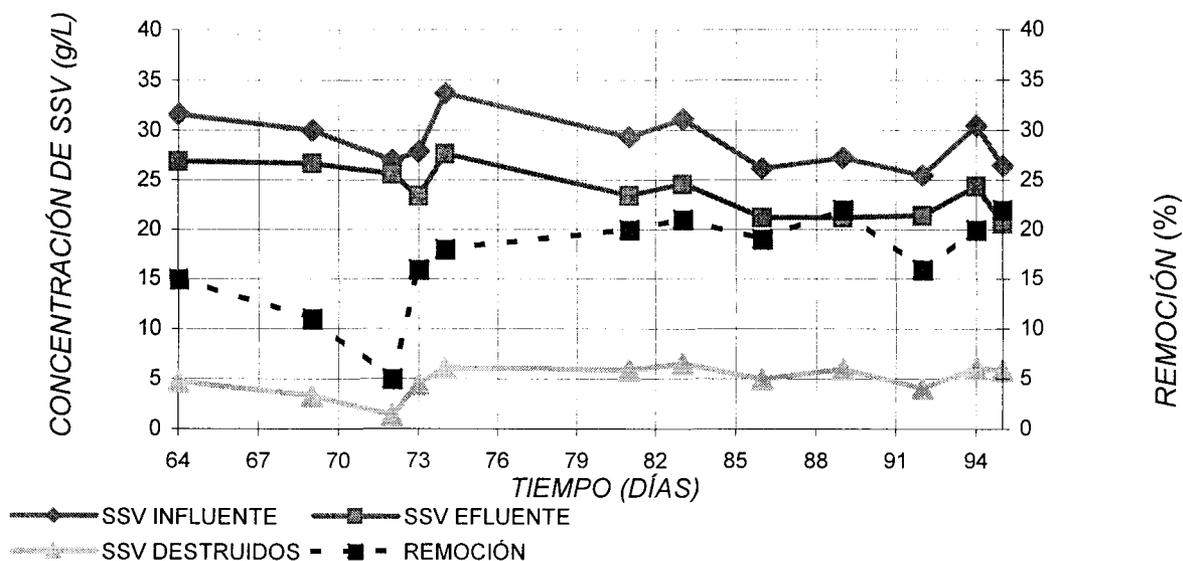


Figura 3.10. Comportamiento de los SSV, para un TRH de 10 días y un caudal de aire de 0.7 mL/min

En la Figura 3.10 se aprecia una tendencia a la estabilización con respecto a este parámetro, pues la eficiencia en la remoción comenzó a ser constante.

La eficiencia máxima de remoción registrada en esta etapa experimental fue de 22 %, y la mínima de 5 %, el promedio fue de 17 %. Siempre fue mayor la eficiencia en la remoción de SSV que de los SST.

En la Tabla 3.10 se expresan los datos referentes a la relación SSV/SST, el % de estabilización de los SSV, así como el porcentaje de remoción.

Tabla 3.10. Relación SSV/SST, % de SSV destruidos y % de estabilización para el Influyente y Efluente para un TRH = 10 días y un flujo de aire de 0.7 mL/min

TIEMPO DÍAS	SSV/SST INFLUENTE	SSV/SST EFLUENTE	% DE SSV DEGRA- DADOS	ESTABILIZACIÓN ^a (%)	% DE SSV REMANEN- TES	EFICIENCIA O ESTABILIZACIÓN DE SSV (%)
64	0.70	0.65	15	19.05	85	0.58
69	0.65	0.64	11	3.11	89	0.43
72	0.66	0.72	5	-32.92	95	0.20
73	0.65	0.61	16	14.53	84	0.71
74	0.73	0.67	18	24.02	82	0.67
81	0.70	0.67	20	11.11	80	0.88
83	0.73	0.68	21	21.95	79	0.88
86	0.73	0.69	19	18.61	81	0.93
89	0.74	0.72	22	8.98	78	1.08
92	0.68	0.67	16	3.59	84	0.78
94	0.76	0.74	20	9.43	80	0.85
95	0.65	0.61	22	15.48	78	1.11

^a Usando la relación SSV/SST

En la Tabla 3.10 la relación SSV/SST indica que existe una mayor remoción que en la etapa inicial. A su vez, la eficiencia de estabilización es mayor.

En la Figura 3.11 y en la Tabla 3.11 no se nota la estabilización como en el caso de la gráfica para los SST y los SSV, quizá la DQO se vio afectada por la adición de levadura, esto con el propósito de incrementar la concentración de nutrientes que pudiera verse reflejado en el aumento de temperatura.

La eficiencia mayor registrada en la remoción de DQO fue de 46 % y la mínima de 17 %. Se incremento la remoción de materia orgánica en esta segunda etapa experimental con respecto a la etapa inicial.

Tabla 3.11 Comportamiento de DQO para un TRH de 10 días y un caudal de aire de 0.7 mL/min

TIEMPO (DIAS)	DQOINF(g/L)	DQOEFL (g/L)	EFICIENCIA (%)
64	49.72	39.76	20
69	50.33	41.75	17
72	55.12	30.25	45
73	63.48	42.33	33
74	52.15	32.42	38
81	49.61	30.15	39
83	52.59	32.61	38
86	64.89	45.71	30
89	58.94	32.57	45
92	56.46	38.76	31
94	71.46	38.76	46
95	68.46	38.76	43

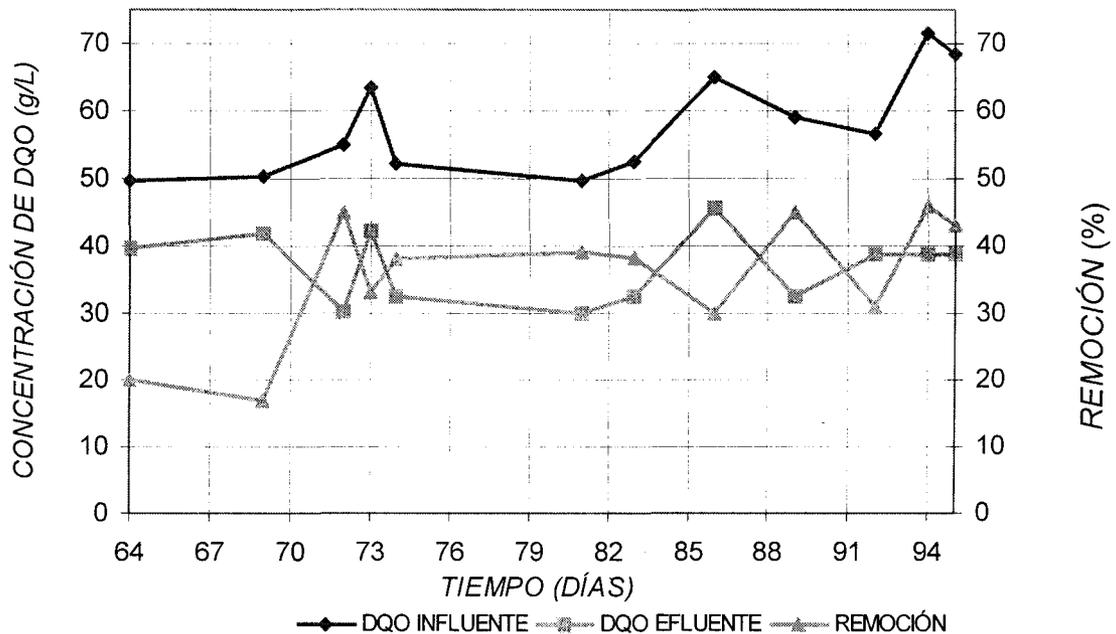


Figura 3.11. Comportamiento de la demanda química de oxígeno para un TRH de 10 días y un caudal de aire de 0.7 mL/min

Tabla 3.12. Incremento en la temperatura para un TRH de 10 días y un caudal de aire de 0.7 mL/min

TIEMPO (DIAS)	TEMPERATURA AMBIENTE (°C)	TEMPERATURA REACTOR (°C)	Δ TEMPERATURA (°C)
64	24	29	5
69	24	29	5
72	24	29	5
73	24	27	3
74	24	29	5
81	24	31	7
83	24	32	8
86	24	31	7
89	24	31	7
92	24	31	7
94	24	32	8
95	24	32	8

El aumento de la temperatura en este periodo fue de 8 °C sobre la temperatura ambiente, siendo la temperatura máxima dentro del reactor de 32 °C, como se observa en la Tabla 3.12 y en la Figura 3.12.

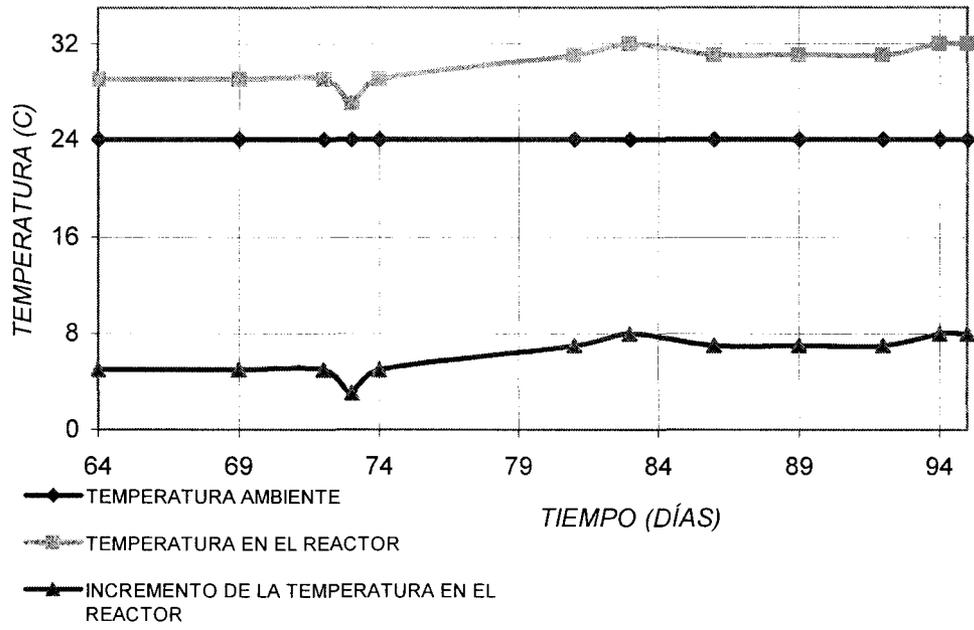


Figura 3.12. Comportamiento de la temperatura para un TRH de 10 días y un caudal de aire de 0.7 mL/min

Tabla. 3.13. Comportamiento de la alcalinidad, pH, N-NH₃ y OD para un TRH de 10 días y un Qaire de 0.7 mL/ min

Tiempo Días	Alcalinidad- Influyente (mg/L)	pH Influyente	N-NH ₃ Influyente (mg/L)	Alcalinidad Efluente (mg/L)	pH Efluente	N-NH ₃ Efluente (mg/L)	OD Efluente (mg/L)
64	2023	7.3	369	2023	7.3	369	0.3
69	1854	7.3	378	1715	7.3	378	0.4
72	3450	7.3	280	2875	7.3	280	0.5
73	2896	7.3	318	2500	7.3	318	0.5
74	3789	7.5	310	2940	7.5	310	0.8
81	4012	7.8	454	3080	7.8	454	0.8
83	5127	7.9	410	5127	7.9	410	0.9
86	4781	8	456	4255	7	510	1
89	5180	8.2	423	5180	8.2	423	0.8
92	4780	8.2	478	4020	7.9	522	1
94	4973	8.1	542	4320	7.5	598	1.1
95	4568	8.1	358	4185	7.7	415	1.1

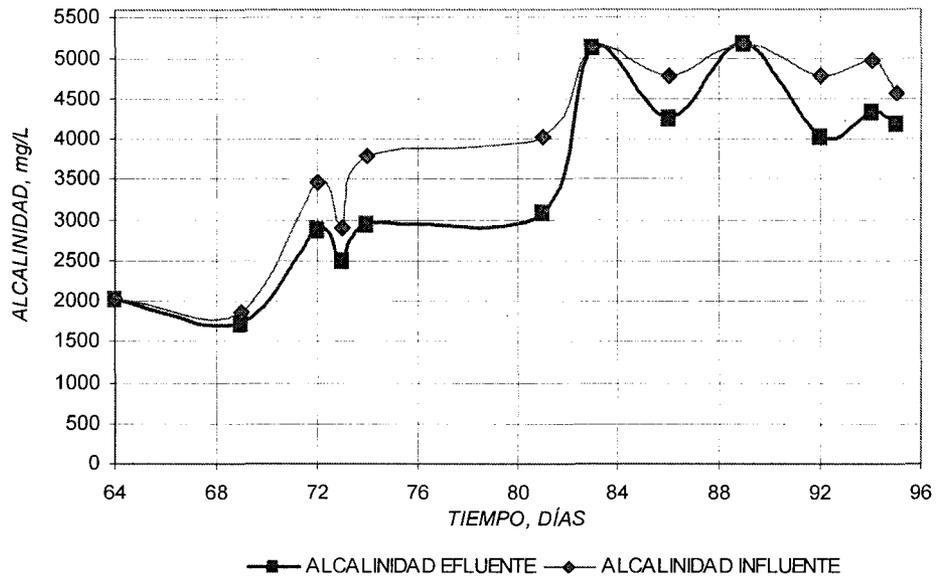


Figura 3.13. Comportamiento de la alcalinidad en el tiempo, para un TRH de 10 días y Qaire de 0.7 mL/min

En la Figura 3.13 se observa que la alcalinidad disminuyó, al igual que en la etapa experimental inicial, aunque esta disminución no fue demasiado grande con respecto a la alcalinidad que presentaba el influente. El pH, también tuvo una pequeña disminución (Figura 3.14)

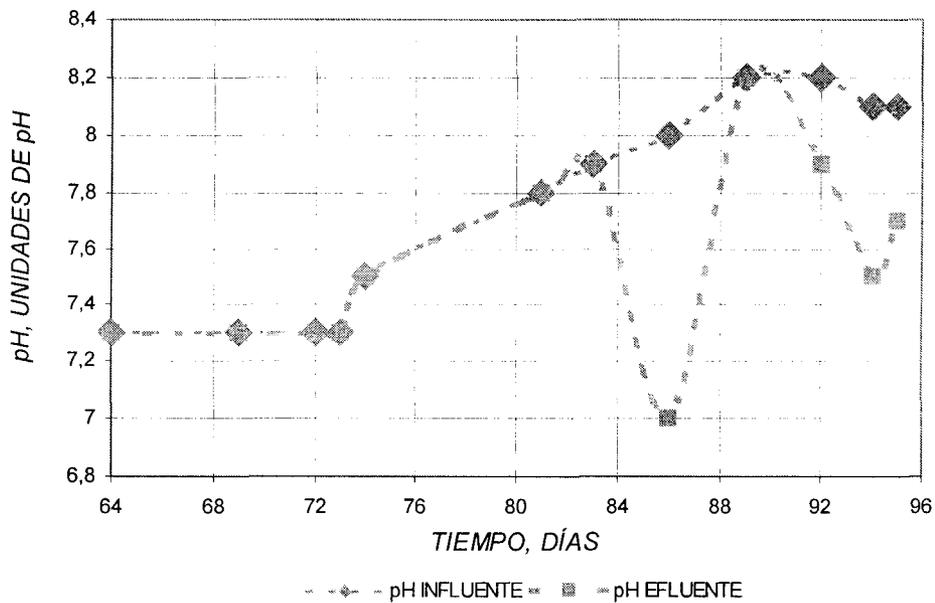


Figura 3.14. Comportamiento del pH en el tiempo, para un TRH de 10 días y Qaire de 0.7 mL/min

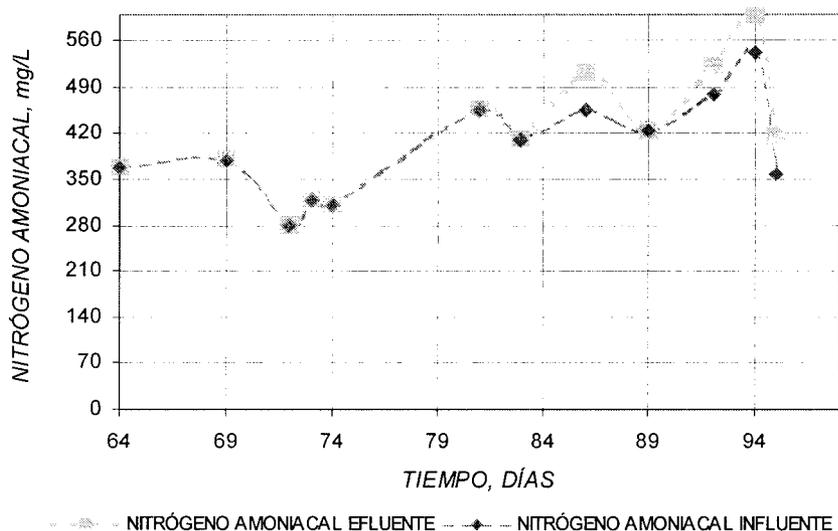


Figura.3.15. Comportamiento del nitrógeno amoniaco en el tiempo, para un TRH de 10 días y Qaire de 0.7 mL/min

El nitrógeno amoniaco no presento ni disminucion ni incremento en su concentracion, se mantuvo en un intervalo de 280-598 mg/L, tanto en el efluente como en el influente (ver Figura 3.15)

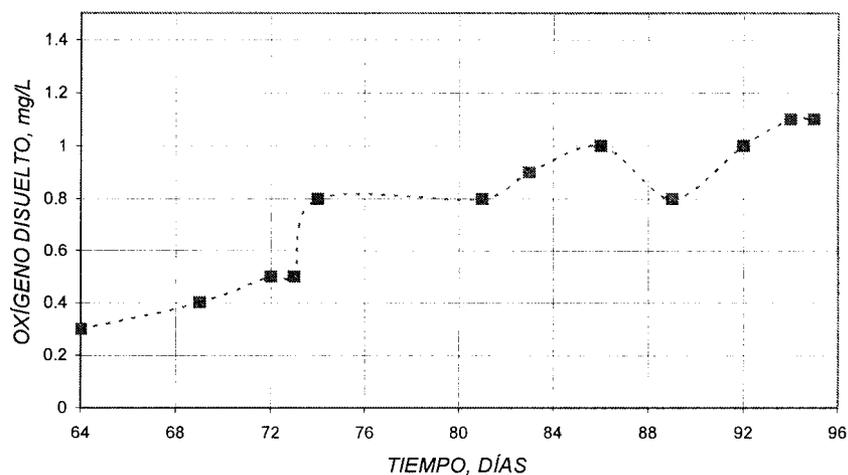


Figura 3.16 Comportamiento del oxígeno disuelto en el tiempo, para un TRH de 10 días y Qaire de 0.7 mL/min.

La concentracion de OD se incremento con respecto a la etapa inicial, pero aún así se conservaba una concentracion muy baja en el reactor, de 0.3 a 1.1 mg/L (Figura 3.16)

**3.2.3 RESULTADOS OBTENIDOS DURANTE LA ULTIMA FASE
EXPERIMENTAL, CON UN TRH DE 5 DÍAS Y UN QAIRE DE
1.4 ML/MIN**

En la Tabla 3.14 se encuentran las concentraciones que presentaron los sólidos suspendidos totales durante esta fase experimental, se incluyen la concentración de los SST degradados y el porcentaje de remoción correspondiente a este parámetro.

Tabla 3.14. Comportamiento de los sólidos suspendidos totales en el tiempo para un TRH de 5 días y un flujo de aire de 1.4 mL/min

TIEMPO DÍAS	FECHA	SST INFLUENTE (g/L)	SST EFLUENTE (g/L)	SST DESTRUIDOS (g/L)	REMOCIÓN (%)
96	09-ene-03	40.18	32.95	7.23	18
100	13-ene-03	40.12	32.90	7.22	18
102	15-ene-03	38.90	32.28	6.61	17
114	27-ene-03	37.85	31.03	6.81	18
122	04-feb-03	38.75	31.77	6.97	18
129	11-feb-03	37.46	30.34	7.12	19
130	12-feb-03	36.79	30.17	6.62	18
131	13-feb-03	37.85	31.79	6.06	16
134	16-feb-03	36.75	30.87	5.88	16
136	18-feb-03	39.41	32.31	7.09	18
139	21-feb-03	39.79	31.83	7.96	20
142	24-feb-03	37.46	31.46	5.99	16
143	25-feb-03	38.76	31.00	7.75	20
144	26-feb-03	37.81	31.38	6.43	17
145	27-feb-03	39.46	31.96	7.50	19
152	06-mar-03	37.85	30.66	7.19	19
156	10-mar-03	39.21	31.76	7.45	19
158	12-mar-03	39.46	32.35	7.10	18
163	17-mar-03	35.46	31.07	4.38	12.4
166	20-mar-03	39.48	32.37	7.11	18
168	22-mar-03	40.15	32.93	7.23	18
170	24-mar-03	39.42	32.32	7.09	18
173	27-mar-03	38.57	31.24	7.33	19
177	31-mar-03	37.90	31.45	6.44	17
180	03-abr-03	38.96	31.56	7.40	19

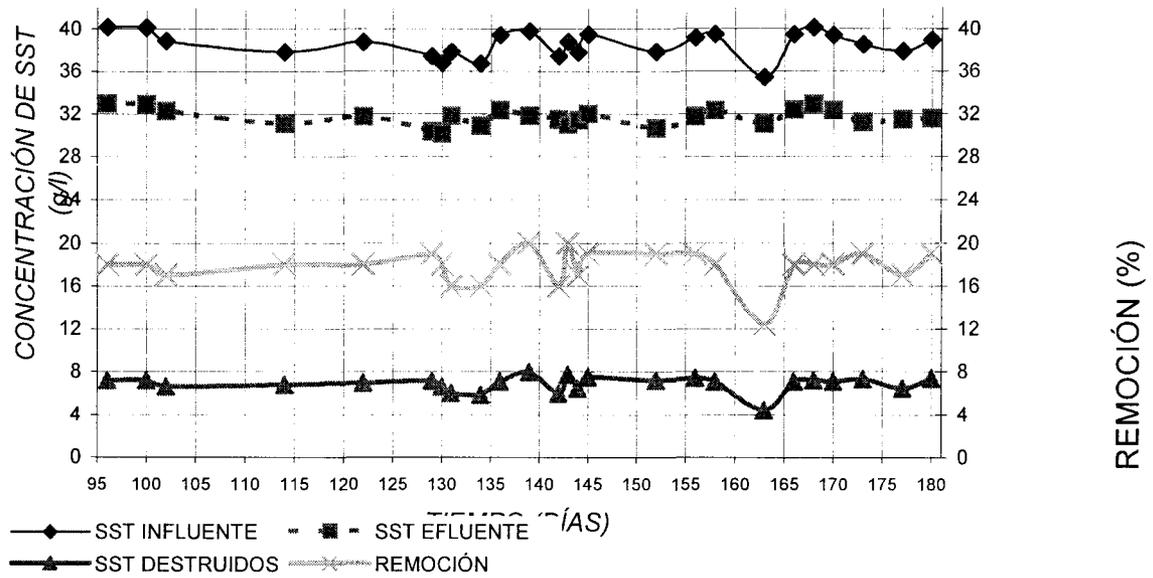


Figura 3.17 Comportamiento de los SST, para un TRH de 5 días y un caudal de aire de 1.4 mL/min

La eficiencia mayor fue de 20 %, sin embargo, se mantuvo constante hasta la terminación del experimento, también se puede notar una estabilización mucho más definida que en la Figura 3.9, correspondiente a la etapa experimental anterior, con un tiempo de retención hidráulico de 10 días y 0.7 mL/min de aire.

Tabla 3.15 Comportamiento de los sólidos suspendidos volátiles en el tiempo para un TRH de 5 días y un flujo de aire de 1.4 mL/min

TIEMPO, DÍAS	FECHA	SSV INFLUENTE (g/L)	SSV EFLUENTE (g/L)	SSV DESTRUIDOS (g/L)	EFICIENCIA (%)
96	09-ene-03	29.73	23.79	5.95	20
100	13-ene-03	27.28	22.37	4.91	18
102	15-ene-03	28.78	23.31	5.47	19
114	27-ene-03	27.25	22.07	5.18	19
122	04-feb-03	29.06	23.54	5.52	19
129	11-feb-03	27.72	22.17	5.54	20
130	12-feb-03	28.33	22.66	5.67	20
131	13-feb-03	28.01	22.68	5.32	19
134	16-feb-03	24.99	20.49	4.50	18
136	18-feb-03	28.37	21.99	6.39	22.5
139	21-feb-03	27.85	22.00	5.85	21
142	24-feb-03	28.09	22.75	5.34	19
143	25-feb-03	26.74	21.13	5.62	21
144	26-feb-03	27.98	20.97	7.01	25
145	27-feb-03	28.80	21.47	7.34	25.5
152	06-mar-03	29.15	23.02	6.12	21
156	10-mar-03	28.23	21.48	6.76	23.9
158	12-mar-03	26.83	21.12	5.71	21.3
163	17-mar-03	26.59	21.81	4.79	18
166	20-mar-03	27.63	21.55	6.08	22
168	22-mar-03	28.11	22.49	5.62	20
170	24-mar-03	29.17	21.34	7.83	26.8
173	27-mar-03	26.61	21.02	5.59	21
177	31-mar-03	28.42	22.17	6.25	22
180	03-abr-03	26.49	20.67	5.83	22

Como se observa en la Tabla 3.15, la eficiencia de remoción con respecto a los SSV fue mayor que en la etapa experimental con TRH de 10 días y Q_{aire} de 0.7 mL/min.

Es además notable que desaparecieron las fluctuaciones tan grandes que había entre la eficiencia máxima y la mínima con respecto a todos los parámetros. La eficiencia de remoción de los SSV se mantuvo en un intervalo que va de 18 % a 26.8 %, como se observa en la Figura 3.18 y en la Tabla 3.15.

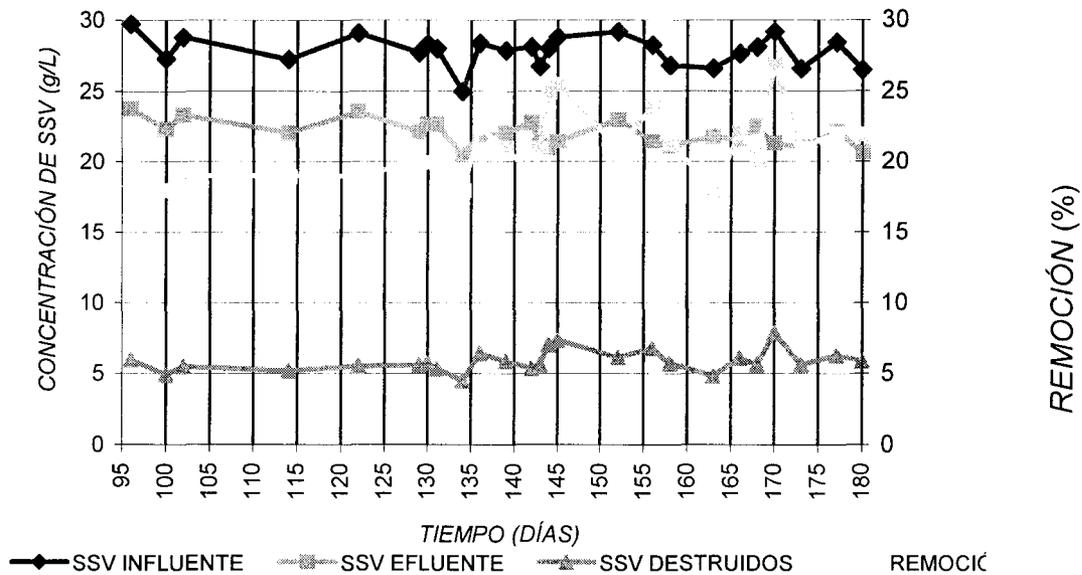


Figura 3.18 Comportamiento de los SSV, para un TRH de 5 días y un caudal de aire de 1.4 mL/min

La eficiencia de remoción de SSV para un TRH de 5 días y un flujo de aire de 1.4 mL/min se mantuvo en un rango de 18 a 26 %. En esta etapa el reactor se encontraba ya estabilizado, como lo muestra la Figura 3.18.

El porcentaje de estabilización en cuanto a los sólidos suspendidos volátiles destruidos fueron las que se dan en la Tabla 3.16, en donde también se encuentra la relación SSV / SST. El porcentaje de estabilización se incremento en un rango de 0.84 –1.3, la relación SSV/SST también mostró la reducción que estaba teniendo lugar durante esta fase experimental.

Tabla 3.16. Relación SSV/SST, % de SSV destruidos y % de estabilización para el Influyente y Efluente para un TRH = 5 días y un flujo de aire de 1.4 mL/min

TIEMPO, DÍAS	SSV/SST INFLUENTE	SSV/SST EFLUENTE	% DE SSV DESTRUIDOS	% ESTABILIZACIÓN ^a	% DE SSV REMANENTES	EFICIENCIA O ESTABILIZACIÓN DE SSV, %
96	0.74	0.72	20	8.77	80	0.87
100	0.68	0.68	18	0.00	82	0.84
102	0.74	0.72	19	8.67	81	0.84
114	0.72	0.71	19	4.22	81	0.89
122	0.75	0.74	19	4.71	81	0.84
129	0.74	0.73	20	4.59	80	0.94
130	0.77	0.75	20	9.80	80	0.92
131	0.74	0.71	19	12.47	81	0.87
134	0.68	0.66	18	7.08	82	0.92
136	0.72	0.68	23	17.22	77	1.06
139	0.70	0.69	21	4.05	79	0.99
142	0.75	0.72	19	12.90	81	0.87
143	0.69	0.68	21	3.92	79	1.03
144	0.74	0.67	25	29.21	75	1.24
145	0.73	0.67	25	24.34	75	1.23
152	0.77	0.75	21	9.92	79	0.95
156	0.72	0.68	24	18.79	76	1.15
158	0.68	0.65	21	11.47	79	1.05
163	0.75	0.75	18	0.00	82	0.86
166	0.70	0.67	22	14.60	78	1.06
168	0.70	0.68	20	7.69	80	0.92
170	0.74	0.66	27	31.72	73	1.30
173	0.69	0.67	21	7.55	79	1.04
177	0.75	0.70	22	20.41	78	1.03
180	0.68	0.65	22	10.73	78	1.10

^a Usando la relación SSV/SST

Dentro del diseño experimental se tomaron como variables respuesta la remoción de materia orgánica la cual fue medida como DQO y el aumento de la temperatura, cuyo efecto será la pasteurización de lodo al remover patógenos. La disminución de DQO en el tiempo así como el comportamiento de la temperatura se pueden observar en la Tabla 3.17

Tabla 3.17. Comportamiento de DQO para un TRH de 5 días y un caudal de aire de 1.4 mL/min

TIEMPO (DIAS)	DQO INFLUENTE (g/L)	DQO EFLUENTE (g/L)	EFICIENCIA (%)
96	67.86	38.76	43
100	48.67	32.48	33
102	57.48	33.91	41
114	65.79	36.18	45
122	61.12	34.78	43
129	53.74	32.46	40
130	55.78	35.14	37
131	51.99	33.79	35
134	55.75	34.56	38
136	65.42	39.25	40
139	57.41	31.25	46
142	57.89	34.74	40
143	61.48	35.04	43
144	64.42	36.72	43
145	65.79	38.95	41
152	66.47	39.46	41
156	56.79	36.91	35
158	78.94	39.76	50
163	71.46	42.87	40
166	52.99	30.73	42
168	61.55	35.08	43
170	58.75	34.07	42
173	71.46	38.59	46
177	68.46	38.34	44
180	68.46	36.97	46

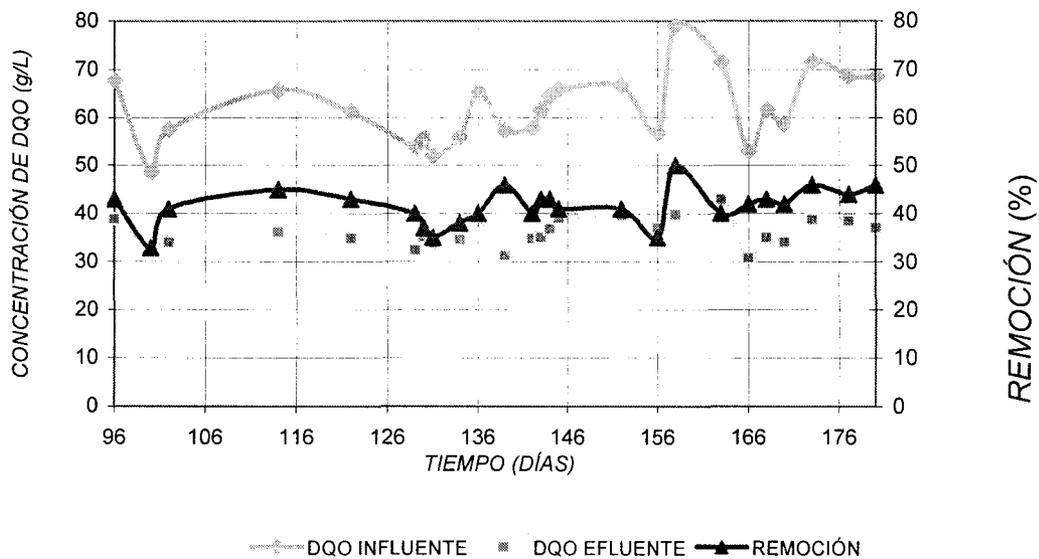


Figura 3.19 Comportamiento de la demanda química de oxígeno para un TRH de 5 días y un caudal de aire de 1.4 mL/min

En la Figura 3.19 si se puede apreciar la estabilización del proceso en cuanto a este parámetro, la eficiencia de remoción se incremento siendo la máxima de 50 % y la mínima de 35 %, las causas son: a) un aumento en la concentración de los SSV ya que el lodo alimentado se empezó a centrifugar y b) el incremento del flujo de aire, c) la disminución en el TRH y d) la adición de levadura

Tabla 3.18. Incremento en la temperatura para un TRH de 5 días y un caudal de aire de 1.4 mL/min

TIEMPO (DIAS)	TEMPERATURA AMBIENTE (°C)	TEMPERATURA REACTOR (°C)	Δ TEMPERATURA (°C)
96	25	34	9
100	24	33	9
102	24	34	10
114	21	34	13
122	24	35	11
129	24	35	11
130	26	36	10
131	23	35	12
134	22	34	12
136	26	37	11
139	26	38	12
142	26	38	12
143	26	38	12
144	27	39	12
145	27	40	13
152	24	38	14
156	27	40	13
158	25	40	15
163	23	39	16
166	24	40	16
168	24	40	16
170	25	41	16
173	24	41	17
177	25	41	16
180	24	40	16

Durante esta etapa experimental tuvo lugar el mayor incremento en la temperatura del reactor, lo cual se puede observar en la Tabla 3.18 y en la Figura 3.20.

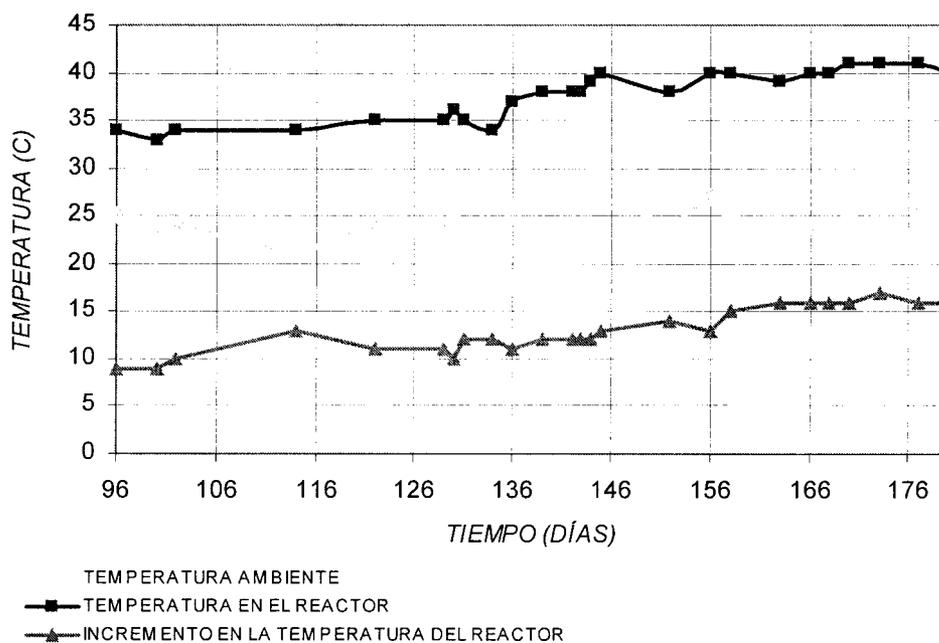


Figura 3.20 Comportamiento de la temperatura para un TRH de 5 días y un caudal de aire de 1.4 mL/min

La temperatura máxima alcanzada en el interior del reactor fue de 41 °C, el incremento sobre la temperatura ambiente fue de 17 °C, como se muestra en la Figura 3.20.

En cuanto a la disminución de patógenos se obtuvieron los resultados presentados en la Tabla 3.19.

Tabla 3.19. Determinación de coliformes fecales y huevos de helminto

Parámetro	Corriente	Valor	Unidad
Coliformes fecales	Influente	3.2×10^7	NMP/ g ST
	Efluente	1.3×10^5	
Huevos de helminto	Influente	8	HH/ 4 g ST
	Efluente	Ausentes	

Los huevos de helminto fueron 3 de *Himenolepys sp* y 5 de *ascaris sp*. Estos análisis fueron determinados por duplicado.

También se midieron tanto en el influente como en el efluente los parámetros de alcalinidad, pH, nitrógeno amoniacal y oxígeno disuelto, que se presentan en la Tabla 3.20.

Tabla 3.20. Valores de Nitrógeno amoniacal, Alcalinidad, pH y Oxígeno Disuelto en el Influyente para un TRH de 5 días y Qaire de 1.4 mL/min

Tiempo (Días)	Alcalinidad Influyente (mg/L)	pH Influyente	N-NH ₃ Influyente (mg/L)	Alcalinidad Efluente (mg/L)	pH- Efluente	N-NH ₃ Efluente (mg/L)	OD Efluente (mg/L)
96	4789	8.3	375	4120	7.5	482	1
100	3614	8.2	259	2987	7	325	1.2
102	3895	8.1	210	3050	7.6	314	1.3
114	4125	8	178	3896	7.3	210	1.2
122	4785	8	205	4512	7.8	250	1.1
129	3856	8.3	118	3020	7.5	217	1.5
130	4578	8.2	147	3872	7.4	265	1.3
131	3456	8	166	2891	7.8	189	1
134	2854	8.1	165	2057	7.6	223	1.1
136	2569	8	185	2135	7.4	256	1.5
139	3158	8	193	2569	7.3	278	1.3
142	3846	7.8	178	3122	7.1	236	1.3
143	2090	7.8	175	1896	7	210	1.1
144	3158	7.7	165	2997	7	198	1.2
145	3178	7.8	152	3020	7.3	207	1.5
152	3297	7.8	153	3020	7.1	189	1.2
156	2546	7.9	188	2147	7.1	218	1.1
158	2789	7.7	179	2253	7	188	1.2
163	2647	7.8	114	2050	7.3	202	1.4
166	3020	7.8	209	2845	7.1	287	1.5
168	3112	8	112	3015	7.4	185	1.1
170	2845	8	218	2546	7.7	256	1.2
173	2100	8.2	225	1983	7.8	286	1.4
177	2576	8.1	211	2128	7.7	254	1.3

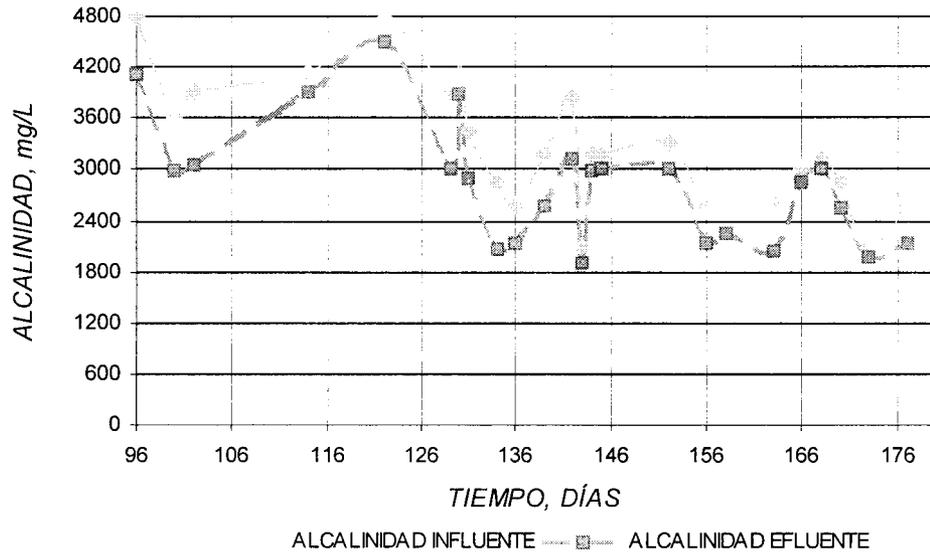


Figura 3.21. Comportamiento de la alcalinidad, para un TRH de 5 días y un Qaire de 1.4 mL/min.

Tanto la alcalinidad como el pH disminuyeron durante esta etapa experimental. Las concentraciones que presentaron ambos parámetros se observan en las Figuras 3.21 y 3.22, así como en la Tabla 3.20.

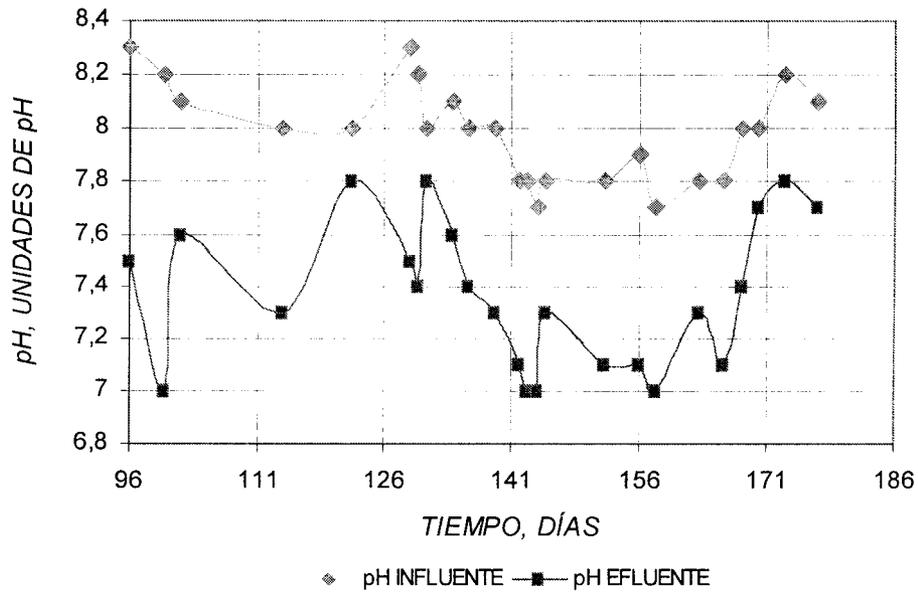
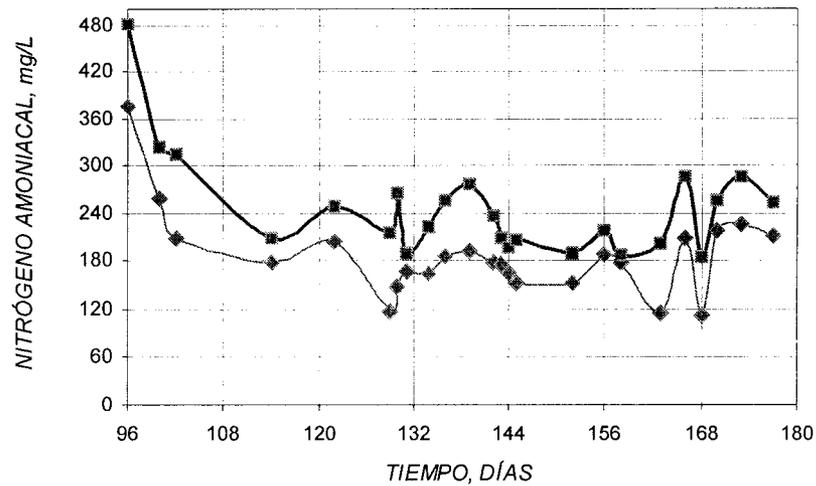


Figura 3.22. Comportamiento del pH, para un TRH de 5 días y un Qaire de 1.4 mL/min



◆ NITRÓGENO AMONIA CAL INFLUENTE ■ NITRÓGENO AMONIA CAL EFLUENTE

Figura 3.23 Comportamiento del nitrógeno amoniacal, para un TRH de 5 días y un Qaire de 1.4 mL/min.

La concentración de nitrógeno amoniacal disminuyó con respecto a la concentración de N-NH₃ que presentaba el influente, manteniéndose en un rango de 185-482 mg/L (Figura 3.23) durante esta fase experimental.

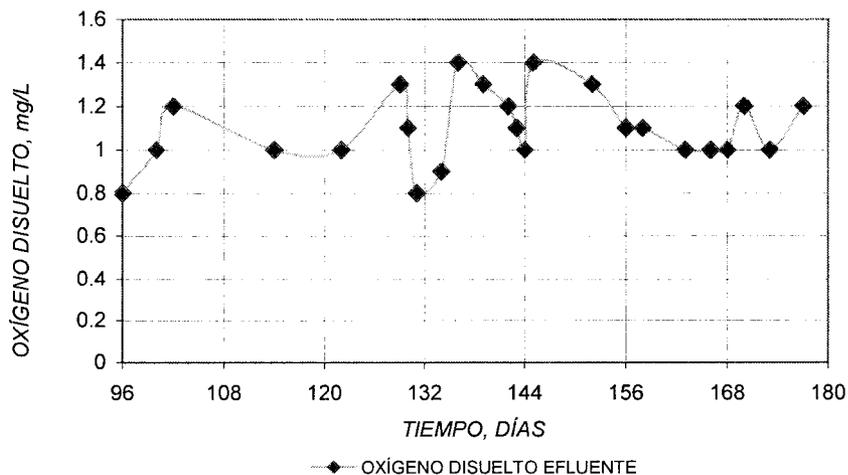


Figura 3.24. Comportamiento del oxígeno disuelto, para un TRH de 5 días y un Qaire de 1.4 mL/min.

La concentración de OD en el efluente se incremento, la máxima concentración fue de 1.5 mg/L y la mínima, de 1 mg/L, como los muestra la Figura 3.24.

CAPITULO 4

ANALISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

4.1 Fase experimental inicial, con TRH de 20 días y 0.4 mL/min de aire

La fase experimental inicial tuvo una duración de 57 días. En esta fase el reactor presentó una eficiencia máxima en cuanto a la disminución de sólidos suspendidos totales de 18 %, la eficiencia de remoción mínima para los sólidos suspendidos totales fue de 5 %.

Con respecto a los sólidos suspendidos volátiles la remoción máxima fue de 24 % y la mínima de 6 %, las otras observaciones fueron mucho menores con respecto a las eficiencias de remoción de las dos fases experimentales subsecuentes, considerándose como las más bajas en comparación a éstas.

En cuanto a la remoción de la DQO se observaron porcentajes de remoción o demasiado grandes o bien bajos, que ya no fueron observados en las dos fases experimentales siguientes, la eficiencia de remoción máxima fue de 48 % y la mínima de 10 %, este comportamiento del reactor puede deberse a la etapa de adaptación de los microorganismos.

La determinación de la relación SSV/SST fue del orden de 0.58-0.76. El porcentaje de sólidos suspendidos volátiles destruidos fue de 24.5 % la máxima y de 6 %, la mínima. Sin embargo el calor metabólico liberado por los microorganismos no fue suficiente para levantar la temperatura del reactor hasta un intervalo termofílico, a pesar de que en esta fase se alimento al reactor el lodo con las más altas concentraciones de sólidos suspendidos totales, sólidos suspendidos volátiles y demanda química de oxígeno de las tres fases experimentales, el incremento de la temperatura en el reactor fue de 5 grados centígrados con respecto a la temperatura ambiente, siendo la temperatura dentro del reactor de 29 grados centígrados al final de esta etapa experimental, aunque el lodo presentó una alta concentración de sólidos suspendidos volátiles, los sólidos de algunos lodos no se degradan fácilmente, de ahí que la liberación del calor sea menor (Stentiford, 2002).

El cálculo de la eficiencia o estabilización de los sólidos suspendidos volátiles se encontró en un intervalo de 0.2 –0.9 %, indicando así que el reactor no se encontraba estabilizado aún.

En cuanto a la alcalinidad esta presentó poca o ninguna variedad tanto la del influente como la del efluente. El pH tampoco presentó cambios bruscos en ninguna de las corrientes, se mantuvo muy cerca del pH neutro.

La concentración de nitrógeno amoniacal se incrementó ligeramente y el oxígeno disuelto disminuyó dentro del reactor.

La causa de la disminución de oxígeno en el reactor se debe a la oxidación biológica del lodo por los microorganismos, las altas concentraciones de sólidos suspendidos volátiles y totales así como de la demanda química de oxígeno del lodo alimentado hizo necesario el consumo de una mayor cantidad de oxígeno por parte de los microorganismos (Metcalf y Eddy, 1996).

4.2 Fase experimental intermedia con TRH de 10 días y 0.7 mL/min de aire

En esta fase experimental se decidió dejar de usar la línea de aire del laboratorio porque se encontraba a una temperatura muy baja, sustituyéndose por compresores, se acortó el tiempo de residencia hidráulica a 10 días y se incrementó el flujo de aire a 0.7 mL/min, así mismo se mejoró el sistema de mezclado al implementar un agitador mecánico al reactor.

Como consecuencia de esos cambios se logró aumentar la temperatura del reactor en 8 °C con respecto a la ambiente, el reactor alcanzó una temperatura mesofílica de 32 °C, al final de este periodo experimental.

La eficiencia de remoción en cuanto a la DQO fue de 46 % la máxima y de 17 % la mínima.

La concentración de sólidos suspendidos volátiles fue menor a la de la primera fase experimental, sin embargo, la eficiencia de remoción fue mayor, siendo la máxima de 22 % y la mínima de 5 %, la cantidad de material biodegradable en el lodo usado durante esta fase experimental sufrió una degradación en mayor proporción que en la primera fase experimental.

En cuanto a los sólidos suspendidos totales las eficiencias de remoción obtenidas fueron de 20 % la máxima y de 9 % la mínima. Con base a estos resultados podemos notar que la estabilización del reactor tuvo lugar 80 días después del día de arranque o de inoculación del reactor, se puede constatar en los resultados experimentales y en las gráficas de los parámetros de control: SST, SSV que los valores obtenidos de tales parámetros se mantuvieron muy constantes a partir de este periodo.

Debido a la implementación del agitador mecánico de mayor potencia, la capa de espuma característica de los reactores atad se empezó a formar. Tuvo lugar un derrame, era el día 72 de operación después del arranque y hubo un descenso de temperatura de aproximadamente 2 °C, sin embargo el lodo alimentado al siguiente día se centrifugó para que tuviera una mayor cantidad de sólidos y así se pudo dar una rápida recuperación de la temperatura. La capa de espuma formada en esta etapa experimental ayuda al mejoramiento del proceso al servir como aislante, mejorar el uso del oxígeno y mejorar la actividad biológica (Deeny, 1991)

La concentración en el efluente de oxígeno disuelto aumento a causa del trabajo realizado por el agitador mecánico quien contribuyó a un mezclado homogéneo de este gas.

4.3 Fase experimental final con TRH de 5 días y 1.4 mL/min de aire.

En cuanto a la eficiencia de remoción de los sólidos suspendidos totales, los sólidos suspendidos volátiles y la demanda química de oxígeno, la mayor fue registrada con respecto a los sólidos suspendidos volátiles, cuya remoción máxima fue de 26 % y la mínima de 18 %.

Trim y McGlasham, en 1984, realizaron un experimento donde se utilizó una mezcla de lodo igual a la utilizada en este experimento (50 % de cada tipo de lodo) esta eficiencia de remoción en cuanto a los SSV es aceptable, al compararse con el 27 % de reducción de SSV conseguida durante el citado experimento. Boulanger (1995) degradó el 20 % de los SSV presentes en una mezcla de lodos primarios y secundarios en una proporción de 44:56, respectivamente.

En cuanto a los sólidos suspendidos totales la máxima eficiencia que se registro durante el experimento fue de 20 % y la mínima, de 12 %

En nuestro caso la relación SSV/SST fue del orden de 0.75-0.66 para el lodo crudo alimentado, la remoción que tuvo lugar disminuyó esta relación hasta un intervalo de 0.66-0.58.

En cuanto al TRH, éste fue disminuyendo conforme avanzó el experimento siendo de 5 días para esta última etapa experimental, la mayoría de los reactores DAAT operan a este TRH o menor.

Se suministró durante esta etapa una mayor cantidad de aire al reactor con ayuda de más compresores, sin embargo tal cantidad no se incremento en gran medida, la máxima concentración de OD dentro de reactor fue de 1.5 mg/L, a pesar de eso varios experimentos han permitido determinar que la cantidad de aire no es un factor determinante para alcanzar una degradación de los sólidos suspendidos volátiles mayor a 38 % ya que no existe una diferencia significativa entre la cantidad de SSV degradados bajo condiciones micro-aerofilicas o en presencia de oxígeno en exceso, lo mismo se aplica para la DQO (Boulanger,

1995). Sharma (1999) también afirma que la eficiencia de remoción de los SSV es independiente de la cantidad de aire suministrado. Más bien lo que influye en la eficiencia del proceso DAAT es el mezclado del oxígeno que se esta suministrado, ya sea poco o mucho, de manera que se logre un ambiente homogéneo dentro del reactor y se eviten los gases de venteo, originados el proporcionar aire en exceso. La mayoría de los operadores de este tipo de plantas creen que una concentración de OD de 0.5 mg/L es aceptable en estos sistemas (Pressley, 2000). Por otra parte, Mavinic *et al* (2000) Realizaron un experimento con un reactor DAAT a escala piloto, la temperatura promedio alcanzada por el reactor con flujos de aire de 0, 25, 50, 75 y 100 mL/min fue de 55.6 °C, 54.9 °C, 48.2 °C, 51 °C y 49.9 °C, respectivamente, concluyendo que un déficit de oxígeno disuelto o inclusive la ausencia de éste en el reactor no tiene una importancia tan significativa como la puede tener un aislamiento perfecto, un mezclado eficiente y la alimentación de un influente con una alta concentración de sólidos suspendidos totales y volátiles. Sin embargo, el suministro en exceso de aire es un factor que afecta el proceso pues la liberación del gas en exceso se lleva consigo una parte de calor latente, causando una disminución en la temperatura del reactor (Pressley, 2000). Para lograr un sistema de aireación eficiente se aumentó la cantidad de aire durante 5 horas después de la alimentación, después se volvía a bajar para evitar el gas de venteo pues Scisson (2003) asegura que durante las primeras 4 horas tiene lugar la estabilización de la mayor parte de la DQO, después de este tiempo el suministro de aire se debe disminuir con el propósito de evitar el aire de venteo y estabilizar la temperatura del reactor, esto se realizo porque no se contaba con un medidor de ORP (potencial de oxido-reducción). Cabe mencionar que el oxígeno disuelto dentro de mi reactor nunca fue mayor durante las primeras 4 horas ni después, lo cual corrobora el mayor consumo de oxígeno durante ese tiempo. Kelly (1993) corrobora que la digestión aerobia autotérmica es un proceso que requiere pequeños volúmenes de aire y energía adecuada para un mezclado completo así como materia orgánica y biomasa suficientes para asegurar una alta temperatura de digestión.

A pesar del incremento en la concentración del oxígeno a partir de la segunda fase del experimento, éste nunca estuvo presente en una concentración mayor a 1.5 mg/L, resulta lógico que este proceso sea considerado, más que aerobio, como micro-aerobio o casi-anaerobio (Kelly, 2003). El proceso DAAT es una combinación de procesos biológicos aerobios, anaerobios y fermentativos, el aire suministrado impide la formación de metano (Kelly, 1999)

Resulta muy difícil aumentar la concentración de oxígeno disuelto en este tipo de reactores, debido a las siguientes causas: la elevada concentración de sólidos complica la transferencia de oxígeno así como su mezclado y la solubilidad del oxígeno es más baja a altas temperatura (EPA; 1990). En la literatura, la formación de ácidos grasos volátiles que tiene lugar a condiciones micro-aerobias es considerada una prueba de la naturaleza fermentativa o anaerobia del proceso, por esta razón el proceso DAAT se ha comenzado a usar antes de un tratamiento anaerobio, como parte de un sistema dual (Deeny, 1991).

A pesar de la falta de OD, en el reactor nunca hubo malos olores que hicieran pensar en la producción de metano o ácido sulfhídrico, propios de un reactor anaerobio.

Con respecto a la demanda química de oxígeno la máxima eficiencia fue de 50 % y la mínima de 35 %. La DQO fue una de las variables respuesta, podemos notar que la eficiencia en su remoción fue satisfactoria.

La otra variable respuesta fue la disminución de patógenos, como consecuencia del aumento de la temperatura en el interior del reactor. La temperatura alcanzada dentro del reactor fue de 41 °C, el incremento con respecto a la temperatura ambiente fue de 17 °C. El incremento de la temperatura se favoreció principalmente por la cantidad de sólidos suspendidos volátiles presentes en el lodo alimentado al reactor, más que de cualquier otro factor experimental. Un intercambiador de calor hubiera sido muy útil para alcanzar una temperatura mayor.

Durante esta última fase experimental tuvo lugar el segundo derrame, el día 114, pero la disminución de temperatura fue únicamente de 1 °C. Igualmente

durante la alimentación del reactor se perdía también 1 °C de temperatura, para evitar esto el lodo se calentó 1 ó 2 °C más que la temperatura del interior del reactor o bien también se recurrió a la centrifugación del lodo para que el contenido de sólidos fuera mucho mayor, obteniéndose buenos resultados.

Se esperaba que el aumento de la temperatura se diera con una mayor rapidez que con la que se llevo a cabo el proceso, sin embargo no fue así, obligándonos a realizar ciertos cambios en las condiciones inicialmente planeadas, como fueron las siguientes medidas de "ayuda": 1) Centrifugar el influente alimentado, 2) Calentar 1 ó 2 °C el influente con el propósito de amortiguar la pérdida de calor durante la alimentación, 3) Adicionar levadura en el influente para incrementar la cantidad de nutrientes disponibles para los microorganismos así como 4) Colocar el reactor en una atmósfera controlada, donde la temperatura siempre fue de 23 °C. No consideró que estos hechos hayan modificado sustancialmente la naturaleza del experimento, sobre todo porque estas medidas no se realizaron durante todo el experimento, sino en un periodo corto de tiempo.

Como se puede notar, el reactor no alcanzo temperatura termofílica, de acuerdo con mis observaciones experimentales puedo argumentar que se debió a las siguientes causas: a) pérdidas de calor excesivas a través del aislante b) un THR corto c) un mezclado ineficiente causando que el oxígeno presente en el aire que se estaba suministrando al reactor no se homogeneizara con el lodo sino que estuviera escapando como gas de venteo, ocasionando que la temperatura disminuyera y esto a su vez provocó una disminución en la eficiencia de remoción.(EPA; 1990). La optimización del reactor así como mejores condiciones de operación pueden ayudar a resolver estos problemas, por ejemplo, implementar un intercambiador de calor, mejorar el tipo de mezclador, los reactores DAAT deben usar mezcladores con alimentación de aire al centro, gran potencia de mezclado, sumergibles y con cortadores de espuma (EPA; 1990).

Al final del experimento, una vez que se alcanzó el mayor incremento de temperatura posible dentro del reactor se realizaron las determinaciones microbiológicas con respecto a huevos de helminto y coliformes fecales, los

huevo de helminto viables estuvieron ausentes en el lodo digerido, en el lodo crudo se encontraron únicamente 8 huevos, la mayoría del género *ascaris lumbricoides* y las otras 3 restantes del género *himenolepys diminuta*; en cuanto a coliformes fecales se logró una reducción de 2 unidades logarítmicas puesto que la concentración inicial era de 3.2×10^7 NMP/g ST y al final del experimento se determinó una concentración de 1.3×10^5 NMP/g ST.

La baja reducción de coliformes fecales pudo ser ocasionada por contaminación cruzada, la manera más recomendable de operar los reactores DAAT es en régimen batch, lo cual no permite la contaminación entre las corrientes de entrada y salida (Stentiford, 2000) por lo que no podemos asegurar que esta sea la concentración real de organismos indicadores. Por estas razones los resultados obtenidos se pueden considerar satisfactorios. Con respecto al contenido de patógenos del lodo considero que éstos debieron ser más numerosos de manera que no quedara duda sobre la factibilidad del proceso para removerlos, no por eso se debe considerar que el resultado experimental sea poco confiable.

Aquí cabe mencionar que se realizaron siete análisis consecutivos del análisis para coliformes fecales (técnica del número más probable, NMP), tal como dicta la NOM-004-SEMARNAT-2002, esta cantidad de análisis los considera obligatorios cuando se requiere comprobar que el biosólido producido es de clase B, que fue nuestro caso. Para el análisis de huevo de helminto también se siguió el procedimiento que se encuentra en esta misma norma, se realizó por duplicado, para las dos corrientes (influyente y efluente).

Se pudo constatar que efectivamente en un reactor de este tipo la nitrificación se inhibe o al menos se vuelve más lenta, esto se debió principalmente a la falta de oxígeno suficiente dentro del reactor, puesto que la nitrificación es un proceso aerobio, es comprensible que debido a la baja concentración de oxígeno disuelto dentro del reactor no se oxide el nitrógeno amoniacal, siendo su concentración siempre más alta en el efluente que en el influyente durante la etapa final del experimento.

Es importante señalar que una parte del NH_3 (producto final del catabolismo) se va con el aire de venteo, sin embargo, el resto del NH_3 esta volviéndose a incorporar a las células durante sus actividades anabólicas ya que forma parte de su composición (la célula se compone de un 14 % de N).

Debido a que el N es un nutriente, los microorganismos presentes en los procesos de tratamiento tenderán a biosintetizar el nitrógeno amoniacal y a incorporarlo a su masa celular, por otra parte, $40\text{ }^\circ\text{C}$ no se puede considerar una temperatura lo suficientemente alta para afectar drásticamente la solubilidad del nitrógeno amoniacal siendo este hecho el responsable más probable del ligero aumento en la concentración del mismo en la etapa final del experimento

El pH elevado es un indicador de que no se lleva a cabo la nitrificación porque cuando esto sucede el pH sufre un descenso puesto que durante la oxidación del nitrógeno amoniacal se forma ácido, lo cual abate el pH. Aquí cabe recordar la reacción de nitrificación para aclarar aún más este punto:



Como se puede observar, durante esta reacción se forma ácido nítrico por lo que se entiende que el pH no puede ser alto cuando tiene lugar la formación de este ácido, por mucha capacidad de amortiguamiento que pueda presentar un lodo, forzosamente se debe reflejar un descenso en el pH, que nunca fue observado durante el experimento.

WERF(1998) clasifica al proceso DAAT como un proceso establecido en comparación con la experiencia operacional que se tiene sobre los procesos innovadores. Sin embargo, aunque existen acuerdos de cómo deben ser los criterios operativos del proceso DAAT, aún existen considerables equívocos, reclamos por la escasez de especialistas y muchos ejemplos de reactores mal diseñados. Por otra parte, los lodos residuales domésticos crudos no son iguales, y responderán, por lo tanto en forma diferente al tratamiento termofílico. El proceso DAAT se encuentra en operación en varias plantas a gran escala, pero no ha sido bien entendido (Kelly, 1999)

Vesilind (1980) esta probablemente en lo correcto al decir: "No existen lodos residuales típicos". Oleszkiewicz y Mavinic (2001) extienden esta aseveración: "No existe un tratamiento apropiado que sea universal ni esquemas de manejo para lodos residuales". La construcción de plantas flexibles es importante, pero añade un costo que puede llegar a ser excesivo.

4.4 Análisis de varianza

El análisis de varianza fue realizado usando la eficiencia de la demanda química de oxígeno y el incremento de la temperatura, es decir, las variables respuesta.

En las Tablas 4.1 y 4.3 se comparan las medias de los tratamientos aplicados, se observaron diferencias entre ellas. En las Tablas 4.2 y 4.4 se muestra el análisis de varianza, de acuerdo con estos resultados se concluye que el tercer tratamiento, con TRH de 5 días y Qaire igual a 1.4 mL/min es el más apropiado, al alejarse más de la media. Por lo tanto la hipótesis nula se rechaza ya que no todas las medias de los tres tratamientos son iguales.

Tabla 4.1. Comparación de medias usando la eficiencia de remoción de la DQO.

	TRH=20 y Qaire= 0.4 ml/min	TRH=10 y Qaire= 0.7 ml/min	TRH=5 y Qaire= 1.4 ml/min
Medias de cada tratamiento \hat{y}_t	28.0714	35.41667	41.48
Media general	34.9894		

Tabla 4.2. ANOVA para la remoción de DQO

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado Medio
Entre tratamientos	1725.41	2	862.705
Dentro de los tratamientos	2732.09	48	56.9184
Total con respecto a la media general	4457.5	50	89.1

Tabla 4.3. Comparación de medias usando el incremento de temperatura

	TRH=20 y Qaire= 0.4 ml/min	TRH=10 y Qaire= 0.7 ml/min	TRH=5 y Qaire= 1.4 ml/min
Medias de cada tratamiento \hat{y}_t	3.07143	6.25	12.96
Media general	7.42714		

Tabla 4.4. Análisis de varianza para el incremento de temperatura.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado Medio
Entre tratamientos	1047.55	2	523.776
Dentro de los tratamientos	192.639	48	4.0133
Total con respecto a la media general	1240.189	50	24.8

CAPITULO 5

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES PARA TRABAJOS FUTUROS

De acuerdo a los resultados obtenidos de los análisis microbiológicos el biosólido producido fue de clase B

La cantidad de oxígeno disuelto no es un factor limitante para alcanzar temperatura termofílica si se cuenta con un sistema eficiente de distribución.

Como consecuencia del ambiente casi-anaerobio o micro-aerobio, la nitrificación no se lleva a cabo, ya que para que el amoníaco sea oxidado a nitrito debe ser haber al menos 2 mg/L de oxígeno disuelto.

La concentración de nitrógeno amoniacal no vario significativamente sino hasta la tercera etapa del experimento, cuando su concentración fue mayor en el efluente que en el influente, la causa fue la mineralización del nitrógeno orgánico a nitrógeno amoniacal.

Se comprobó, al medir el nitrógeno amoniacal que la concentración de este parámetro tanto en el influente como en el efluente no vario significativamente porque los microorganismos aún no comenzaban a mineralizar la materia orgánica presente en el lodo.

Sin embargo, en la etapa final del experimento, se determino la presencia de $N-NH_3$ en una concentración mayor en el efluente que en el influente.

El reactor DAAT siempre mantuvo un pH de 7.5 hasta 8.2, este parámetro presento los valores esperados, de acuerdo a la literatura.

Algunos autores recomiendan aumentar el tiempo de retención hidráulica cuando la temperatura del reactor no es la deseada, con el propósito de lograr una reducción mayor de patógenos.

También es recomendable tener un intercambiador de calor que minimice las pérdidas de calor al alimentar el reactor o durante los derrames de espuma que son tan comunes en este tipo de reactores.

Los resultados pueden mejorarse optimizando tanto al proceso como al reactor biológico: cambiar el tipo de aislante, que en este caso fue espuma de poliuretano, probar el concreto que es el aislante común usado para todos los reactores daat actualmente en funcionamiento, el aireador usado debió ser de mayor potencia y con paletas más amplias, los aireadores usados para los reactores daat estan equipados con cortadores de espuma y se colocan exactamente en el centro del reactor, se trata de equipos muy sofisticados ya que el mezclado en un factor de importancia para la ganancia de temperatura. La mayoría de los reactores daat cuentan con un intercambiador de calor que les ayude a minimizar las pérdidas de calor hacia los alrededores púes la pérdida de energía calorífica tiene un gran efecto en estos sistemas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARTICULOS Y LIBROS:

- 1) Baiers Urs Hans y Peter Zwiefelhofer. Sludge stabilization. "Effects of Aerobic Thermophilic Pretreatment." – En Water Environment and Technology. Enero 1991: 57
- 2) Barrios Pérez José A. Y. Jiménez Cisneros, Blanca E. "Manejo de Lodos en Países en Desarrollo: Experiencia en México" Instituto de Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), 2001
- 3) Booth M.G y Tramontini, E. (1984) Thermophilic Sludge Digestion Using Oxygen and Air. Sewage sludge Stabilization and Disinfection. Ellis Harwood, Ltd., WRC. Capitulo 14. Pp. 293. Chichester, England.
- 4) Boulanger, M. The effect of varying air supply upon supernatant quality in autoheated thermophilic aerobic digesters treating waste sludge from a biological phosphorous removal process. MAsc Thesis, Dept. Civil Engineering, British Columbia University, Vancouver. 1995.
- 5) Carrington, E.G., Pike, E.B., Auty, D., Morris, R., 1991. Destruction of faecal bacteria, enteroviruses and ova of parasites in wastewater sludge by aerobic thermophilic and anaerobic mesophilic digestion. Water Science and Technology 24, 377–380.
- 6) Chu, Angus. Volatile fatty Acid Metabolism in Thermophilic Aerobic Digestion of Sludge. Theses for Doctor of Philosophy, Department of Civil Engineering. University of British Columbia, Vancouver, B.C., October.1995
- 7) Deeny, Kevin, Hahn Herman, Leonhard, Dieter y Heidman James. "Autoheated Thermophilic Aerobic Digestion".- En: Water Environment and Technology. Octubre 1991: 66
- 8) Del Senst. "Digestion process stands up to extreme cold and rule 503 compliance".- En: Water/Engineering and Management. Julio 1998: 26

- 9) Deacon, James The microbial world: Thermophilic Microorganisms. Institute of Cell and Molecular Biology, The University of Edimburgh
- 10) Eckenfelder, W. W., and J. L. Musterman, Activated Sludge Treatment of Industrial Wastewater. 1ra Ed. Technomic Publishing, Inc., Lancaster, PA, 1995. 670 páginas
- 11) Fuggle, R.W., y Spensley, R.A. New developments in sludge digestion and pasteurization. Water pollution control. Volumen 84(1), 33-44. 1985
- 12) Garman, David. "Biosolids- Best practice and Research Directions",- En; Environment Industry Review" Septiembre ,1998, 1-3.
- 13) Gerardi, Michael H. y Robert, Arthur. Wastewater Biology: The Life Processes. A Special Publication by Water Environment Federation. 1994. Prepared by Task Force on Wastewater Biology: The Life Processes, under direction of Operations and Maintenance Subcommitte of the Technical Practice Committee
- 14) Haug, R.T. The Practical Handbook of Compost Engineering , CRC Press, Boca Ratón, Florida. 1993
- 15) Hawash, S., El-Ibiari, N., Aly, F.H., El-Diwani, G., Hamad, M.A. Kinetic study of thermophilic aerobic stabilization of sludge. Biomass and Bioenergy 6, 283–286.1994
- 16) Henry, D.P., Thomson, R.H. A new process to treat strong biological waste. Water Science and Technology 27, 213–218. 1993.
- 17) Jenkins, Joseph. Humanure handbook. Capitulo 3: Thermophilic Microorganisms. Jenkins Publishing. 1998
- 18) Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (1996). Alternativas para el tratamiento y reuso de lodos residuales. Proyecto TC-9614. Elaborado para la Comisión Nacional del Agua, México.
- 19) Jiménez, B., Maya, C., Sánchez, E., Romero, A. y Lira, L. (2001). Comparison of the quantity and quality of the microbiological content of sludge in countries with low and high content of pathogens. IWA Specialised Conference on

Sludge Management: regulation, treatment, utilisation and disposal. Acapulco, Mexico, pp. 526-533.

- 20) Jewell, W. J., and R. M. Kabrick, "Autoheated Aerobic Thermophilic Digestion with Aeration," J. Water Pollut. Control Fed., 52: 512, 1980.
- 21) Juris, P., Plachy, P., Dubinsky, P., Venglovsky, J., Toth, F., 1993. Effect of aerobic stabilization of pig slurry on vitality of model pathogens. Veterinary Medicine 9, 553-558.
- 22) Kabrick M. Y Jewell, W.J. Fate of Pathogens in Thermophilic Aerobic Sludge Digestion. Water Research. Vol. 16. Pp 1051. 1982
- 23) Kambhu, K., and J. F. Andrews, "Aerobic Thermophilic Process for the Biological Treatment of Wastes - Simulation Studies," J. Water Pollut. Control Fed., 41: R127, 1969
- 24) Kelly, Harlan, "Aerobic thermophilic digestion or liquid composting of municipal sludges". Proceedings, ASCE. Environment Special Conferences, ASCE New York , 650-662.
- 25) Kelly, Harlan. Comparing biosolids treatment of Thermophilic Digestion, Thermal-chemical and Heat Drying Technologies. 4th European and Organic Residuals Conference. Wakefield, UK. Noviembre, 1999. pp.1,13
- 26) Kelly, Harlan, Henryk, Melcer y Mavinic, Donald. "Autothermal thermophilic aerobic digestion of municipal sludges: A one year, full-scale demonstration project".- En: Water Environment Research. Volumen 65. Número 7. Noviembre/Diciembre 1993: 849-861
- 27) Kelly, Harlan y Donald Mavinic. (2003). Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion. Research, application and operational experience. WEFTEC 2003 Workshop W104 Thermophilic Digestion: Hot Update. Los Angeles Convention Center, Los Angeles California. October 11, 2003
- 28) LaPara, Timothy, M. Y Alleman James, A (1999). "Autothermal Thermophilic Aerobic Waste Treatment Systems: A State-Of-The-Art Review", En: Water. Research 33(4) pp: 895-908.

- 29) Lue-Hing Cecil, Zenz David R. y Kuchenrither, Richard Water Quality Management Library. Volume 4: Municipal sewage sludge management. Processing, utilization and disposal. Editores: Ed. Technomic Publishing Company, Inc. 1992. 663 pp
- 30) Luna Guido M.L, Vega Jarquín C, Franco Hernández M.O, Vásquez Murrieta M, Trujillo Tapia N., Ramírez Fuentes E. y Dendooven L. Actividad Microbiana en Suelos. XXX Aniversario de Biotecnología y Bioingeniería. CINVESTAV Septiembre-Octubre 2002 The Microbial World:
- 31) Jim Deacon. Thermophilic microorganisms Institute of Cell and Molecular Biology, The University of Edinburgh
- 32) Madigan MT, Martinko J. M & J Parker (1997) Brock Biology of Microorganisms. Eighth edition.. Prentice Hall.
- 33) Mason, C.A., Hamer, G., Fleischman, T., Lang, C. Aerobic thermophilic biodegradation of microbial cells. En: Applied Microbiology and Biotechnology Vol. 25, pp 568–574. 1987
- 34) Matsch, L. C., and R. F. Drnevich, "Autothermal Aerobic Digestion," J. Water Pollut. Control Fed., 49: 296, 1977.
- 35) Mavinic, Donald S et al "Effect of microaerophilic conditions on autothermal thermophilic aerobic digestion process".- En: Journal of Environmental Engineering, 127(4) abril 2001: 311
- 36) Messenger, J.R., de Villiers, H.A., Ekama, G.A. Oxygen utilisation rate as a control parameter for the aerobic stage dual digestion. Water Science and Technology Vol. 22, pp 217–227. 1990.
- 37) Metcalf & Eddy. Ingeniería de Aguas Residuales, tratamiento, vertido y reutilización. 3ra Ed. McGraw Hill. Tomo I y Tomo II. 1991
- 38) Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación de España. 1990/26490 Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la Utilización de los Lodos de Depuración en el Sector Agrario.

- 39)Morgan, S.F., Gunson, H.G., Littlewood M.H. y Winstanley, R. Aerobic Thermophilic Digestion of Sludge Using Air. Sewage Sludge Stabilization and Disinfection. Ellis Harwood Ltd. Chichester, England. 1984. Pp 279.
- 40)Murray, K.C., Tong, A., Bruce, A.M. Thermophilic aerobic digestion—a reliable and effective process for sludge treatment at small works. En: Water Science and Technology Vol. 22, pp. 225–232. 1990
- 41)Murthy, S.N. "Optimizing dewatering of biosolids from autothermal thermophilic aerobic digesters (atad) using inorganic conditioners".- en: Water Environment Research, 72(6) nov-dic. 2000: 714
- 42)Oleszkiewicz J.A y Mavinic D. S. Wastewater Biosolids: An overview of processing, treatment and management. Can. Journal of Civil Engineering. Vol. 28. Pp 102,114. 2001.
- 43)Peavy, H.S. Tchobanoglous, G. Y Rowe, R. D. Environmental Engineering. 1ra Ed. McGraw Hill. 699 páginas
- 44)Pressley, Richard L. Y Eloff, James. Second Generation Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion: Conceptual Issues and Process Advancements, 2000.
- 45)Rao Y. Surampalli, Shankha K. Banerji y J.C Chen. 1993. "Microbial stabilization of sludge by aerobic digestion and storage".- En: Journal of Environment Engineering. Volumen 119. Número 3. Mayo/Junio: 493
- 46)Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la Utilización de los Lodos de Depuración en el Sector Agrario. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid, España. 1990.
- 47)Riley David, W y Forster Christopher, F. 2001. "The physico-chemical characteristics of thermophilic aerobic sludges".- En: Journal of Chemical Technology and Biotechnology. Volumen 76: 862-866
- 48)Sakai Y., Aoyagi T., Akashi A. Y Hasegawa S. 200. "Complete decomposition of biological waste sludge by thermophilic aerobic bacteria"- En: Water Science and Technology. Volumen 42 No. 9 pp 81-88

- 49) Sharma, Abyartha. Optimization of VFA production in an ATAD Reactor with respect to Aeration Rates and Removal of Phosphorus, incorporating a Magnesium Ammonia Crystallizer from the ATAD supernatant. Theses for Master of Applied Sciences, Department of Civil Engineering, University of British Columbia, Vancouver, Canada. Mayo, 1999.
- 50) Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2004, Protección ambiental.- Lodos y biosólidos.- Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el
- 51) SECRETARIA DE MEDIO AMBIENTE, RECURSOS NATURALES Y PESCA. PROYECTO de Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-052-ECOL-1999. Que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y el listado de los residuos peligrosos.
- 52) SECRETARIA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES. Inventario Nacional de Suelos 2002. México, 2002.
- 53) Scisson, James P. Jr. Atad: The next generation: Design, Construction, start-up and operation of the first municipal 2nd generation Atad. WEF/AWWA/CWEA Joint Residuals and Biosolids Management. Conference and Exhibition, 2003.
- 54) Shwinning H-G y Cantwell, A. 1999. Thermophilic aerobic digestion and hidronaization- history, experience and outlook, proceedings of the 4th European Biosolids and Organic residuals Conference, Wakefield, UK, November.
- 55) Stentiford, E.I. Sludge Treatment Options: Aerobic digestion. Water Intelligence Online © IWA Publishing, 2002.
- 56) Trim, B.C., y McGlashan, J.E., Sludge Stabilization and Disinfection by Means of Autothermal Aerobic Digestion with Oxygen. En: Water Science and Technology. Volumen 7. Pp 563. 1984.

- 57)Ugwuanyi Obeta J., Harvey L M y McNeil B. "Effect of digestion temperature and pH on treatment efficiency and evolution of volatile fatty acids during thermophilic aerobic digestion of model high strength agricultural waste."- En: Biosource Technology No. 96, 2005. Pp 707-719
- 58)Ugwuanyi, Obeta J., Harvey, L.M., Mcneil, B., 1999. Effect of temperature, pH and Suspended solids content upon pasteurization of model agricultural waste during thermophilic aerobic digestion. Journal of Applied Microbiology 87, 387–395.
- 59)United States Environmental Protection Agency. Land application of biosolids. 2002-S-000004, March 28, 2002.
- 60)United States Environmental Protection Agency, Biosolids generation, use and disposal in the United States, EPA-530R-99-009, September, 1999.
- 61)United States Environmental Protection Agency, Biosolids. Technology Fact Sheet: Land Application of Biosolids, EPA 832-F-00-064, 2000.
- 62)United States Environmental Protection Agency, Environmental Regulations and Technology: Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion of Municipal Wastewater Sludge, EPA/625/10-90/007, September, 1990.
- 63)United States Environmental Protection Agency. Environmental Regulations and Technology : Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge, EPA/625/R-92/013, 1999.
- 64)Vesilind, Arnee. P. Treatment and disposal of wastewater sludge. Ann Arbour Science. MI.1980.
- 65)Williams, A.G., Shaw, M., Selviah, C.M., Cumby, R.J. The oxygen requirements for deodorising and stabilizing pig slurry by aerobic treatment. Journal of Agricultural Engineering Research Vol. 43, 291–311.1989
- 66)WERF. Biosolids Management: assessment of Innovative Processes, Biosolids Management, Water Environment Federation Foundation, Project 96-REM-1. 1998.

67) Manejo Ambientalmente Adecuado de Lodos Provenientes de Plantas de Tratamiento. Publicado por: Dirección de Medio Ambiente del Municipio Metropolitano de Quito, Ecuador. Agosto de 1999, <http://www.cepis.org.pe/eswww/repamar/gtzproye/lodos/lodos.html>.

APENDICE A

DEFINICIONES

Atracción de vectores: Característica de los lodos que los hacen atractivos para roedores, moscas, mosquitos u otros organismos capaces de transportar y transmitir agentes infecciosos.

Unidades que se usan para medir el contenido de patógenos. La densidad de microorganismos en el apartado 503 de la EPA, se define como el número de microorganismos por unidad de masa de ST (base seca) Los límites de densidad para los patógenos indicados en este apartado son expresados como números de UFC, UFC o NMP por cada 4 gramos de peso seco de lodo residual. La mayoría de estas pruebas eran realizadas con 100 mL de lodo residual, el cual típicamente contiene 4 gramos de sólidos totales. Además, expresando los límites "por gramo" requeriría el uso de fracciones (v. gr. 0.25/g o 0.75/g). Los límites de densidad para coliformes fecales, los organismos indicadores, sin embargo, son dados "por gramo" ya que estos son mucho más numerosos que los patógenos. Los resultados son comparados con los límites de densidad incluidos en dicho apartado (503)

Métodos y unidades para contar patógenos. Los métodos y unidades usados para contar microorganismos varían dependiendo del tipo de microorganismo. Los huevos viables de helminto son observados y contados como individuos (números) bajo el microscopio. Los virus usualmente son contados en una unidad formadora de placas (UFP). Cada UFP representa una zona de infección donde un virus infeccioso simple ha invadido e infectado una capa de células animales. Para las bacterias el conteo es en unidades formadoras de colonias (UFC) o como el Número Más Probable (NMP). El NMP es una estimación estadística del número en una muestra. La muestra es diluida al menos

una vez en tubos que contienen medio nutritivo. Los tubos son mantenidos bajo condiciones favorables para el crecimiento microbiano. La densidad bacterial original en la muestra es estimada basada en el número de tubos que muestran crecimiento y en el nivel de dilución de esos tubos