



2g.

**Mejoramiento de la digestión anaerobia
de lodos residuales primarios
por medio de estimulación y pretratamiento**

Gabriela Eleonora Moeller Chávez

Tesis Doctoral

**Presentada a la
División de Estudios de Posgrado
de la
Facultad de Ingeniería**

**como requisito para obtener
el grado de
Doctora en Ingeniería**

Director de Tesis: Dr. Simón González Martínez

272932

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

**Ciudad Universitaria, D.F.
1999**



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.

PAGINACION

① DISCONTINUA.

*La vida es una oportunidad, aprovéchenla.
La vida es belleza, admírenla
La vida es sueño, háganlo realidad.
La vida es un reto, afróntenlo.
La vida es un deber, cúmplanlo.
La vida es un juego, júéguenlo.
La vida es preciosa, cuídenla.
La vida es riqueza, consérvenla.
La vida es amor, gócenla.
La vida es un misterio, devélenlo.
La vida es una promesa, cúmplanla.
La vida es tristeza, supérenla.
La vida es un himno, cántenlo
La vida es un combate, luchen.
La vida es una tragedia, domínenla.
La vida es una aventura, disfrútenla.
La vida es felicidad, merézcanla.
La vida es la vida, defiéndanla.*

(Madre Teresa de Calcuta)

*Las posibilidades que todos tenemos para triunfar son las mismas, la diferencia para quienes lo alcanzan, estriba en:
saber aprovechar las oportunidades que se nos presentan.*

¡Aprovéchenlas!

A mis hijos: Mónica Judith, Sandra Susana y Jorge Benjamín

Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México, UNAM (DGAPA), al Departamento del Distrito Federal (DGCOH) por el apoyo económico otorgado para el desarrollo de una parte de este trabajo y muy especialmente al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), por el apoyo económico y por la oportunidad que me brindó para la realización y conclusión de este trabajo.

A los miembros de mi jurado: Dres. Adalberto Noyola R., Petia Mijaylova N., Howard W. Pearson, Felipe Lara R., Gabriel Echávez A. y Rosario Iturbe A. por sus valiosas sugerencias y comentarios al trabajo.

A mi Director de tesis: Dr. Simón González Martínez, por sus valiosas sugerencias, comentarios y amistad.

A mis compañeros de trabajo y tesistas que me apoyaron en el desarrollo de este trabajo.

A Jorge Jalife E. por su apoyo en la edición de este trabajo, además, por su paciencia y comprensión.

¡Gracias!

RESUMEN

En el contexto del tratamiento de las aguas residuales, los lodos resultantes han sido siempre una gran preocupación por sus características ofensivas en cuanto son producidos, por los problemas de saneamiento que causan, por su dificultad para ser tratados y por los costos que esto implica. Conforme se exija una mayor calidad de agua, ya sea para su descarga o para satisfacer una determinada calidad para su posterior reúso, la producción de lodos será cada vez mayor. El encontrar soluciones efectivas y apropiadas para este problema es un reto, ya que aproximadamente 50 % de los costos totales del tratamiento de las aguas residuales se deben al manejo, procesamiento y disposición de los lodos.

Este trabajo se enfoca al conocimiento de las características fisicoquímicas y biológicas más importantes de los lodos primarios, a la operación de reactores anaerobios utilizando diferentes condiciones y diversas formas de digestores a nivel laboratorio para conocer su cinética de degradación y el comportamiento de algunos microorganismos durante la digestión anaerobia. La hipótesis planteada es que este proceso es susceptible de ser mejorado mediante un pretratamiento y un suministro adecuado de micronutrientes. El pretratamiento facilita la ruptura de las moléculas orgánicas complejas presentes en los lodos residuales, y los micronutrientes permiten a los microorganismos realizar eficientemente los procesos catabólicos para la degradación de la materia orgánica compleja y los anabólicos para la síntesis de su biomasa.

El trabajo se dividió en cinco etapas. En la **primera etapa** se caracterizaron los lodos desde un punto de vista fisicoquímico y biológico. Las características de los lodos analizados no difieren significativamente de las reportadas en literatura para otros países. No se identificaron diferencias estadísticamente significativas entre ellos durante los periodos de muestreo realizados, resultando ser típicamente de origen municipal y biológico infecciosos por la alta densidad de microorganismos patógenos presentes. Se confirmó la presencia de cantidades elevadas de bacterias patógenas, entre las cuales están los géneros *Salmonella* y *Shigella*, protozoarios patógenos al hombre como *E. Hystolitica* y *G. lamblia*. Los parásitos más persistentes encontrados son de los géneros *Ascaris* y *Strongyloides*.

Durante la **segunda etapa** se operaron digestores semicontinuos de baja tasa de 30 litros cada uno, con cuatro diferentes tiempos de retención. El digestor más eficiente, en relación con los porcentajes de remoción de materia orgánica y sólidos, fue el que operó con un tiempo de retención de 21 días. El comportamiento de coliformes totales, fecales y *Salmonella* en los digestores fue el mismo; sin embargo, para *Salmonella*, la constante de decaimiento fue menor indicando una mayor probabilidad de sobrevivencia en los lodos. *A. lumbricoides* y *S. stercoralis* fueron los parásitos que observaron mayor resistencia, encontrándose en todos los efluentes de los digestores.

En el desarrollo de la **tercera etapa** se trabajó con digestores anaerobios semicontinuos de alta tasa con seis diferentes tiempos de retención. El digestor más eficiente, en relación con los porcentajes de remoción de materia orgánica y sólidos, fue el que operó con un tiempo de retención de 13 días. En relación con la cinéticas de degradación de los lodos, el valor obtenido para la velocidad de utilización del sustrato (k) fue menor que los reportados en la literatura para otros estudios y, por consecuencia, la constante de saturación media (K_s) fue mayor, indicando esto una velocidad de degradación para los lodos más lenta que la reportada en otros estudios publicados en la literatura de otros países. El coeficiente de producción de biomasa (Y) se encuentra en el intervalo reportado en publicaciones internacionales para biomasa de tipo anaerobio y la velocidad de decaimiento (b) es ligeramente superior.

En la **cuarta etapa** se realizaron bioensayos anaerobios en lote donde se confirmó que tanto la adición de extracto de levadura, el pretratamiento térmico y sus combinaciones permiten mejorar la digestión anaerobia con respecto al proceso convencional.

Durante la **quinta etapa** se estudió el mejoramiento de la digestión anaerobia mediante los mismos factores (el pretratamiento y/o adición de estimulantes) con tres cargas orgánicas volumétricas diferentes en reactores semicontinuos *tipo huevo*. El mejoramiento de la digestión anaerobia mediante la adición de extracto de levadura se confirma sólo para cargas orgánicas volumétricas menores a 1.9 kg DQO/m³·d. El pretratamiento térmico mejora el proceso solamente cuando se aplica en digestores con cargas orgánicas altas, lo cual se demuestra con los elevados valores de las constantes de hidrólisis obtenidos.

ABSTRACT

Related to wastewater treatment, residual sludge has always been matter of concern because of its offensive characteristics as soon as it is produced, the sanitation problems it causes and also because of the technical and economic difficulties it causes when it is treated. As higher treated wastewater quality is required for discharge or reuse purposes, the sludge production will increase. Effective and appropriate solutions for this problem are needed. Near 50 % of the wastewater treatment costs are related to sludge management.

This research is focused on the main physicochemical and biological characteristics of primary sludge, the operation of anaerobic digesters under different conditions and using several digester shapes at laboratory scale, the kinetics of the sludge degradation, and the behavior of several microorganisms during the anaerobic digestion of primary sludge. The proposed hypothesis is that the process can be enhanced using a pretreatment and an adequate supply of micronutrients. The pretreatment allows the break-down of the complex organic molecules contained in primary sludge, and the supplied micronutrients allow the anaerobic microorganisms to develop efficiently their catabolic processes for the degradation of the complex organic molecules and the anabolic processes for their biomass production.

The research was divided in five parts. The **first stage** consisted on the physicochemical and biological characterization of primary sludge. Sludge characteristics do not differ from those reported in the literature in other countries; there were no statistically significant differences between them during the three sampling periods where they were characterized. So, they were considered typically municipal and biologically "hazardous", because of their content of pathogenic microorganisms. Some of the bacterial genera found were *Salmonella* and *Shigella*, and pathogenic protozoan as *E. Hystolitica* and *G. lamblia*. The more persistent parasites found were the genera *Ascaris* and *Strongyloides*.

During the **second stage**, 30-liter semicontinuous low rate anaerobic digesters were operated under four different hydraulic detention times. The most efficient digester, related with the removal of organic matter and solids, was the one operated with 21 days retention time. The behavior of fecal and total coliforms, and *Salmonella* in digesters were the same but the decay constant for *Salmonella* was lower, indicating a higher probability for survival in the sludge. The more resistant parasites found in the digesters were *A. lumbricoides* and *S. stercoralis*; they were systematically present in the effluents of all digesters.

During the **third stage**, high rate semicontinuous anaerobic digesters were operated under six different retention times. The most efficient digester was the one operated with 13 days. The value obtained for the substrate utilization rate (k) was lower than those

reported in the literature and, consequently, the value of the saturation constant (K_s) was greater. This means a lower degradation velocity for the sludge compared with values reported for other countries. The biomass production coefficient (Y) showed values within a "normal" range; the decay rate (b) was a little higher than the common values found in the literature.

In the **fourth stage**, anaerobic batch bioassays were performed. It was confirmed that yeast extract addition, heat pretreatment, and their combinations allows to improve the anaerobic digestion process with respect to the conventional anaerobic process.

During the **fifth stage** the improvement of the anaerobic digestion process was tested using the same factors (pretreatment and /or growth stimulants addition) with three different volumetric organic loads in semicontinuous egg-shaped reactors. The improvement of the anaerobic digestion adding yeast extract was confirmed only for volumetric organic loads under 1.9 kg COD/m³·d. Heat pretreatment improves the process only when applied to digesters with high organic loading rates, which is demonstrated by the high values of the hydrolysis rate constants.

**Mejoramiento de la digestión anaerobia
de lodos residuales primarios por medio
de estimulación y pretratamiento**

Índice

1. Introducción	1
1.1. Antecedentes e identificación del problema	1
1.2. Situación nacional relativa al tratamiento de lodos	1
1.3. Situación en otros países	2
2. Objetivos	4
2.1. Objetivos específicos	4
2.2. Alcances	4
3. Lodos residuales	5
3.1. Tipos de lodos	5
3.2. Cantidades	5
3.3. Caracterización	6
3.3.1 Contenido de materia orgánica	8
3.3.2 Nutrientes	8
3.3.3 Patógenos	8
3.3.4 Metales	8
3.3.5 Compuestos orgánicos tóxicos	9
3.4. Tratamiento	9
4. Fundamentos	12
4.1. Estabilización de lodos residuales por digestión anaerobia	12
4.2. Digestores anaerobios de lodos	13
4.3. Bioquímica de la digestión anaerobia	13
4.4. Microbiología de la digestión anaerobia	16
4.5. Cinética de la digestión anaerobia	19
4.6. Etapas limitantes de la digestión anaerobia	23
4.7. Activación e inhibición de las etapas limitantes de la digestión anaerobia	24

5. Estimulación	27
5.1. Técnicas hidrolíticas	27
5.1.1 Pretratamiento térmico.....	27
5.1.2 Pretratamiento alcalino	28
5.1.3 Pretratamiento térmico-alcalino.....	28
5.2. Adición de activadores biológicos.....	28
6. Metodología	30
6.1. Etapa I. Caracterización fisicoquímica y biológica de lodos primarios.....	32
6.2. Etapa II. Degradación de lodos primarios y comportamiento de patógenos en digestores anaerobios de baja tasa	34
6.3. Etapa III. Degradación de lodos primarios y determinación de los parámetros cinéticos en digestores anaerobios de alta tasa	36
6.4. Etapa IV. Pretratamiento y adición de estimulantes de crecimiento con el uso de bioensayos	39
6.4.1 Primera parte.....	40
6.4.2 Segunda parte	43
6.5. Etapa V. Pretratamiento y adición de estimulantes de crecimiento con el uso de digestores de tipo huevo (DAH)	44
7. Resultados y discusión	47
7.1. Etapa I. Caracterización fisicoquímica y biológica de lodos primarios.....	47
7.2. Etapa II. Degradación de lodos primarios y comportamiento de patógenos en digestores anaerobios de baja tasa	59
7.3. Etapa III. Degradación de lodos primarios y determinación de los parámetros cinéticos en digestores anaerobios de alta tasa	66
7.3.1 Degradación de lodos residuales primarios	66
7.3.2 Determinación de parámetros cinéticos en lodos residuales primarios	71
7.4. Etapa IV. Pretratamiento y adición de estimulantes de crecimiento con el uso de bioensayos	73
7.4.1 Primera parte.....	73
7.4.2 Segunda parte	78
7.5. Etapa V. Pretratamiento y adición de estimulantes de crecimiento con el uso de digestores de tipo huevo (DAH)	84
8. Conclusiones y recomendaciones	103
9. Referencias	106

Anexos:

- I Diseños experimentales
- II Parámetros cinéticos

ÍNDICE DE TABLAS

- Tabla 3.1 Lodos producidos durante los procesos de tratamiento de las aguas residuales.
- Tabla 3.2 Métodos más comúnmente utilizados para la estabilización de los lodos.
- Tabla 3.3 Comparación de los procesos para estabilización de lodos.
- Tabla 4.1 Factores que influyen los requerimientos de nutrientes, su disponibilidad y toxicidad de elementos inorgánicos.
- Tabla 4.2 Estimulantes de crecimiento bacteriano en el proceso de digestión anaerobia de los lodos residuales.
- Tabla 5.1 Algunas enzimas de metanógenos.
- Tabla 6.1 Variables de respuesta utilizadas en el estudio.
- Tabla 6.2 Resumen de la metodología utilizada para la caracterización fisicoquímica y biológica de los lodos residuales primarios.
- Tabla 6.3 Resumen de la metodología utilizada en el estudio con digestores de baja tasa.
- Tabla 6.4 Resumen de la metodología utilizada en el estudio con digestores anaerobios de alta tasa.
- Tabla 6.5 Diseño del experimento para la estimulación de la digestión anaerobia de lodos.
- Tabla 6.6 Combinaciones utilizadas en las pruebas de estimulación para la digestión anaerobia.
- Tabla 6.7 Resumen de la metodología utilizada en el estudio de pretratamiento y adición de estimulantes de crecimiento con el uso de bioensayos (Primera parte).
- Tabla 6.8 Matriz del diseño experimental para la estimulación de la digestión anaerobia de lodos (segunda parte).
- Tabla 6.9 Resumen de la metodología utilizada en el estudio de pretratamiento y adición de estimulantes de crecimiento utilizando bioensayos (segunda parte).
- Tabla 6.10 Combinaciones utilizadas para el diseño del experimento en los DAH.
- Tabla 6.11 Resumen de la metodología utilizada en el estudio de estimulación con digestores anaerobios de tipo huevo (DAH).
- Tabla 7.1 Caracterización fisicoquímica de lodos primarios.
- Tabla 7.2 Resultados del análisis de variancia (ANOVA) considerando un sólo factor para la caracterización de lodos.
- Tabla 7.3 Caracterización de lodos primarios (medias, medianas e intervalos para metales).

- Tabla 7.4 Comparación de características de lodos residuales primarios de origen municipal.
- Tabla 7.5 Análisis CRETIB de lodos primarios.
- Tabla 7.6 Resultados analíticos de los compuestos inorgánicos procedentes de lodos primarios según la norma NOM-CRP-001 y 002-ECOL/ 93.
- Tabla 7.7 Resultados analíticos de los compuestos orgánicos procedentes de lodos primarios según la norma NOM-CRP-001 y 002-ECOL/ 93.
- Tabla 7.8 Resultados analíticos de los compuestos orgánicos volátiles procedentes de lodos primarios según la norma NOM-CRP-001 y 002-ECOL/ 93.
- Tabla 7.9 Valor medio de coliformes totales y coliformes fecales en lodos primarios.
- Tabla 7.10 Protozoarios y parásitos presentes en lodos primarios.
- Tabla 7.11 Resultados promedio de la operación de digestores anaerobios de baja tasa (operación a 28 días de TRH).
- Tabla 7.12 Resultados promedio de la operación de digestores anaerobios de baja tasa (T.R.= 7, 14, 21 y 28 días).
- Tabla 7.13 Constantes de hidrólisis para lodos residuales primarios en digestores anaerobios de baja tasa.
- Tabla 7.14 Resultados del análisis de variancia (ANOVA) para la materia orgánica y sólidos para digestores anaerobios de baja tasa (considerando un sólo factor).
- Tabla 7.15 Frecuencia de *Salmonella* en lodos primarios crudos y digeridos.
- Tabla 7.16 Análisis de variancia para bloques aleatorizados ($\alpha=0.05$) para coliformes totales, coliformes fecales y *Salmonella*.
- Tabla 7.17 Protozoarios y parásitos en los lodos primarios crudos y digeridos.
- Tabla 7.18 Resultados promedio de la operación de digestores anaerobios de alta tasa (T.R.H.= 1.5, 2, 3, 5, 13 y 21 días).
- Tabla 7.19 Remoción promedio de la operación de digestores anaerobios de alta tasa (T.R.H.= 1.5, 2, 3, 5, 13 y 21 días).
- Tabla 7.20 Constantes de hidrólisis para lodos residuales primarios en digestores anaerobios de alta tasa.
- Tabla 7.21 Resultados del análisis de variancia (ANOVA) para DQO y sólidos considerando un sólo factor para los digestores anaerobios de alta tasa.
- Tabla 7.22 Resultados del análisis de variancia (ANOVA) para DBO y biogás considerando un sólo factor para los digestores anaerobios de alta tasa.
- Tabla 7.23 Coeficientes cinéticos para varios sustratos utilizados en procesos mesofílicos anaerobios (T= 35° C)
- Tabla 7.24 Condiciones iniciales y finales a 35° C en relación con DBO₅, DQO, SST, SSV y alcalinidad (mg/l).

- Tabla 7.25 Producción acumulada de metano durante los bioensayos anaerobios y producción específica de metano.
- Tabla 7.26 Resultados obtenidos para las variables de respuesta durante los bioensayos con el pretratamiento y la adición de estimulantes de crecimiento (Diseño factorial 3^2 , $n= 3$)
- Tabla 7.27 Resultados de los análisis de variancia para los bioensayos $n=3$ (primera parte).
- Tabla 7.28 Resultados de biodegradabilidad para los bioensayos (E_1P_1 y E_2P_1).
- Tabla 7.29 Resultados de biodegradabilidad para los bioensayos. (E_1P_2 y E_2P_2).
- Tabla 7.30 Variables de respuesta para el diseño del experimento con bioensayos (segunda parte).
- Tabla 7.31 Resultados de los análisis de variancia para los bioensayos (segunda parte)
- Tabla 7.32 Comportamiento de DQO y biogás.en reactores anaerobios de tipo huevo para los diferentes tratamientos
- Tabla 7.33 Comportamiento de los sólidos en reactores anaerobios de tipo huevo para los diferentes tratamientos
- Tabla 7.34 Comportamiento de algunos parámetros para los diversos factores estudiados en los DAH.
- Tabla 7.35 Cuadro de análisis de variancia para varios factores en los DAH (Diseño aleatorio con bloques, ANOVA de dos factores).
- Tabla 7.36 Resultados de los análisis de variancia para la DQO (Diseño completamente aleatorio, ANOVA de un sólo factor).
- Tabla 7.37 Resultados de los análisis de variancia para los SST (Diseño completamente aleatorio, ANOVA de un sólo factor).
- Tabla 7.38 Resultados de los análisis de variancia para los SSV (Diseño completamente aleatorio, ANOVA de un sólo factor).
- Tabla 7.39 Resultados de los análisis de variancia para el biogás (Diseño completamente aleatorio, ANOVA de un sólo factor).
- Tabla 7.40 Resultados de los análisis de variancia para los diferentes reactores. Comparación del mismo reactor entre fases para los diferentes factores. (Diseño completamente aleatorio, ANOVA de un sólo factor).
- Tabla 7.41 Comportamiento de microorganismos en digestores anaerobios de tipo huevo (DAH).

INDICE DE FIGURAS

- Figura 3.1 Cantidades típicas de lodos generados en diferentes sistemas de tratamiento.
- Figura 4.1 Formas básicas de digestores anaerobios de lodos.
- Figura 4.2 Digestión anaerobia de lodos residuales domésticos.
- Figura 6.1 Modelos experimentales para el estudio con digestores anaerobios de baja tasa.
- Figura 6.2 Modelos experimentales para el estudio con digestores anaerobios de alta tasa.
- Figura 6.3 Modelos utilizados para el estudio de pretratamiento y adición de estimulantes de crecimiento con bioensayos anaerobios.
- Figura 6.4 Modelos utilizados para el estudio del efecto del pretratamiento y adición de estimulantes de crecimiento en modelos de tipo huevo (DAH).
- Figura 7.1 Coliformes totales y fecales en lodos primarios.
- Figura 7.2 Frecuencia de *Salmonella* en lodos primarios.
- Figura 7.3 NMP de *Salmonella* en lodos primarios.
- Figura 7.4 Comportamiento de *Salmonella* en lodos primarios durante el ensayo de sobrevivencia.
- Figura 7.5 *Strongyloides* identificado en lodos residuales primarios, (450x).
- Figura 7.6 Huevecillo de *Ascaris lumbricoides* identificado en lodos residuales primarios (450x).
- Figura 7.7 Comportamiento de sólidos y producción específica de metano (r) en digestores anaerobios con diferentes tiempos de retención.
- Figura 7.8 Coliformes totales y fecales y *Salmonella* en lodos crudos y digeridos anaeróbicamente.
- Figura 7.9 Constante de decaimiento para coliformes totales, fecales y *Salmonella* en lodos digeridos anaeróbicamente.
- Figura 7.10 Comportamiento de algunos parámetros en digestores anaerobios de alta tasa.
- Figura 7.11 Producción acumulada de metano para las diferentes combinaciones durante los bioensayos (primera parte).
- Figura 7.12 Producción específica de metano para las diferentes combinaciones durante los bioensayos (Primera parte).
- Figura 7.13 Producción de metano durante los bioensayos (segunda parte).
- Figura 7.14 Comportamiento de la DQO durante los bioensayos (segunda parte).

- Figura 7.15 Comportamiento de los sólidos suspendidos volátiles durante los bioensayos (segunda parte).
- Figura 7.16 Producción específica de metano durante los bioensayos (segunda parte).
- Figura 7.17 Constantes de hidrólisis para las diferentes combinaciones en los bioensayos
- Figura 7.18 Cantidades de DQO removidas para los diversos factores estudiados.
- Figura 7.19 Cantidades de biogás producidas para los diversos factores estudiados.
- Figura 7.20 Cantidades de SST removidos para los diversos factores estudiados.
- Figura 7.21 Cantidades de SSV removidas para los diversos factores estudiados.
- Figura 7.22 Parásitos aislados de digestores anaerobios de lodos (*Hymenolepis* y *Toxocara*).
- Figura 7.23 Parásitos aislados de digestores anaerobios de lodos (*Ascaris* y *Trichuris*).
- Figura 7.24 Producción específica de metano para los diferentes tratamientos y fases.
- Figura 7.25 Constantes de hidrólisis para los diferentes tratamientos y fases.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Antecedentes e identificación del problema

La mayoría de los sistemas convencionales de tratamiento de aguas residuales producen grandes cantidades de productos de desecho, con características muy especiales, denominados lodos.

La composición y contenido de sólidos de los lodos está en función de la composición y características de las aguas residuales crudas y del proceso de tratamiento que se les aplique.

Durante el tratamiento primario de las aguas residuales, se generan los llamados lodos primarios, que consisten básicamente en partículas sólidas predominando las de tipo orgánico.

El fundamento del tratamiento biológico de las aguas residuales, en el cual los microorganismos juegan el papel más importante, es el de convertir la materia orgánica compleja que se encuentra en forma coloidal y soluble en los desechos en material celular y que es denominada como lodos secundarios o biomasa.

Los lodos crudos de ambos tipos están compuestos principalmente de agua y un porcentaje de sólidos de 0.5 % a 5 % dependiendo del tipo de sólidos que contenga y del método de tratamiento.

Al generarse éstos lodos, el problema de contaminación persiste, ya no en la fracción líquida, sino en la sólida. La fracción líquida puede proseguir tratamiento, para reuso o descarga en cuerpos receptores.

El problema de contaminación que causa esta fracción sólida es muy grave, ya que los lodos pueden contener una serie de compuestos nocivos como: microorganismos patógenos, compuestos orgánicos en altas concentraciones, metales pesados y compuestos tóxicos, cuyo manejo y disposición complica el tratamiento y disposición final de esta fracción.

Se estima que de los costos totales de operación de una planta de tratamiento de aguas residuales, aproximadamente el 50% corresponde a los costos del tratamiento, manejo y disposición de los lodos, por lo que la optimización del proceso de biodegradación de éstos es de suma importancia (WEF 1992,1993 a y b).

1.2. Situación nacional relativa al tratamiento de lodos

De acuerdo con el Programa Hidráulico 1995-2000, en términos de carga orgánica total, la industria genera 1.6 millones de toneladas anuales, en tanto las descargas de origen doméstico son aproximadamente 1.8 millones de toneladas (SEMARNAP, 1996). La Comisión Nacional del Agua reporta que el caudal total de aguas residuales municipales generado al nivel nacional es de 190,000 litros por segundo (lps), y el número de plantas de tratamiento de aguas residuales según el Inventario Nacional de Plantas de Tratamiento de la misma institución, a diciembre de 1998, reporta 914 plantas construidas con una capacidad instalada de 63,151 lps; sin embargo, existen sólo 727 plantas en operación que tratan un gasto de 40,855 lps. De las 727 plantas en operación, 487 son lagunas de estabilización, 181 son del tipo de lodos activados y sus variantes y las restantes son distintos tipos de sistemas de tratamiento.

En muchas de las plantas de tratamiento de aguas residuales que se reportan en operación, esta fracción sólida se maneja inadecuadamente, ya que las plantas carecen de las instalaciones para llevar a cabo el tratamiento necesario y la disposición final adecuada a los lodos generados tanto en el tratamiento primario como en el secundario.

No existe una cifra oficial reportada sobre la producción de lodos generada en el país. Muy pocas son las plantas que realizan algún proceso de estabilización a estos desechos.

Los procesos más comúnmente utilizados para su estabilización son los de digestión aerobia y el tratamiento con cal, procesos adoptados probablemente por su facilidad de operación. En menor proporción son usados el composteo y muy rara vez, la digestión anaerobia (Moeller, 1997).

Ya que una gran parte de éstos lodos es vertida en los sistemas de alcantarillado o en cuerpos de aguas superficiales o bien son dispuestos en basureros a cielo abierto sin tomar las medidas de protección adecuadas para evitar la contaminación del suelo y de las aguas subterráneas o la atracción de vectores; aumentan entonces la contaminación de los cuerpos receptores, aguas subterráneas y provocan problemas de salud pública.

El funcionamiento de las instalaciones de tratamiento, sin un manejo adecuado de esta fracción, es inaceptable por las consecuencias ambientales y de salud que conlleva.

La legislación en el manejo de los lodos residuales en México, se considera en la *Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente* (1 de marzo de 1988), en el reglamento de la *Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente en materia de Residuos Peligrosos* (publicado en el *Diario Oficial de la Federación* el 25 de noviembre de 1988), en las *Normas Oficiales Mexicanas NOM-CRP-001-ECOL/93* y *NOM-CRP-002-ECOL/93* (publicadas en el *Diario Oficial de la Federación* el 18 de octubre de 1993 y cuya reforma de nomenclatura se publicó en el *Diario Oficial de la Federación* el 29 de noviembre de 1994 como "Normas Oficiales Mexicanas NOM-052-ECOL-1993 y NOM 053-ECOL-1993", en la *Ley de Aguas Nacionales* (aprobada y publicada en el *Diario Oficial de la Federación* el 1 de diciembre de 1992) y en el reglamento de la *Ley de Aguas Nacionales* (publicado en el *Diario Oficial de la Federación* el 12 de enero de 1994).

El Comité Consultivo Nacional de Normalización para la Protección Ambiental ha iniciado, a la fecha, los trabajos relativos a la elaboración del Anteproyecto de Norma correspondiente a Biosólidos, (NOM-004/ECOL, 97, Mejía, 1997).

1.3. Situación en otros países

La tecnología de tratamiento para lodos residuales generados en las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas en Estados Unidos y Europa se realiza utilizando alguno de los siguientes cuatro procesos:

- Digestión anaerobia
- Digestión aerobia
- Tratamiento con cal
- Incineración

* Estas normas clasifican a los lodos producidos en las plantas de tratamiento de aguas residuales como residuos peligrosos, y establecen las características de los residuos peligrosos, el listado de los mismos y los límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente, así como los procedimientos para su extracción. (Pruebas CRETIB).

La selección de alguno de estos procesos para la estabilización de un lodo en particular depende de varios factores como: la cantidad y calidad de lodos a tratar, las condiciones particulares del sitio y, la situación financiera en cada caso (Bruce, 1984, Lue Hing, C., 1992).

El método de estabilización más comúnmente utilizado para el tratamiento de los lodos municipales es el de digestión anaerobia, le siguen la digestión aerobia y otros sistemas (ISWA, 1994; EPA 1992; Malina, et al., 1992).

La disposición final sigue dos tendencias opuestas: el desechar el lodo descargándolo al mar, la cual actualmente ya está restringida por las nuevas disposiciones normativas, y la de utilizarse como mejorador de suelos, abono para cultivos y recuperador de zonas altamente erosionadas, si cumple con las normas establecidas para ello. (EPA 1979, 1983, 1989 a y b, 1992 y 1995, Keime 1982, FRC Tit 40 secc 257 y 503 1989, Darcy, 1987, Bryan, 1990).

En muchos países, la utilización del lodo requiere de una infraestructura costosa pero justificada ya que soluciona problemas de contaminación e incorpora nutrientes reciclando elementos vitales en los ciclos biológicos naturales; además de que convierte un desecho ambientalmente peligroso en un recurso económico y no peligroso. Por convencionalismo, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) y la Federación Ambiental y del Agua del mismo país (WEF) han sustituido la palabra "lodos" por el término "biosólidos". Países Europeos como Holanda, Alemania, Inglaterra y Suiza van a la vanguardia en la investigación y desarrollo de tecnología en el tema (Nyns 1986, Anglian Water 1991, ISWA 1994, Lebscher, 1997). En América, Estados Unidos, Canadá y Brasil son los que encabezan estas actividades (Lue Hing, 1992, Speece, 1996; Vieira et al., 1992).

2. OBJETIVOS

- ♦ Mejoramiento de la digestión anaerobia de lodos primarios por medio de estimulación y pretratamiento.

2.1. Objetivos específicos

- Caracterizar los lodos residuales primarios, en función de los parámetros fisicoquímicos de interés para la digestión anaerobia y en términos del contenido de algunos organismos.
- Conocer los efectos del proceso de digestión anaerobia sobre los lodos residuales primarios en diferentes condiciones de operación, en diferentes tipos de digestores y a temperatura ambiente y mesofílica.
- Conocer el comportamiento de los coliformes totales y fecales, salmonela, protozoarios y parásitos contenidos en los lodos residuales primarios durante la digestión anaerobia.
- Determinar el grado de estabilización de la materia orgánica contenida en los lodos residuales primarios durante la digestión anaerobia por medio de:
 - a) *el pretratamiento térmico y / o alcalino de los mismos*
 - b) *la adición de estimulantes de crecimiento a la flora degradadora presente en los lodos primarios.*
- Determinar la velocidad de hidrólisis de los lodos residuales primarios.

2.2. Alcances

- Se trabajará con lodos residuales obtenidos del sedimentador primario de una planta de tratamiento de aguas residuales.
- Se operarán modelos de laboratorio de baja y alta tasa, con formas diferentes, a temperatura ambiente y mesofílica, en lote y en forma semicontinua.
- Se utilizará el calentamiento y la adición de sosa como pretratamiento.
- Se utilizará el extracto de levadura como estimulante del crecimiento.
- Se conocerá la velocidad de degradación de los lodos residuales mediante la determinación de las constantes de hidrólisis.

3. LODOS RESIDUALES

3.1. Tipos de lodos

Los lodos residuales son el subproducto, inevitable de la separación de los contaminantes de las aguas residuales. Conforme la normatividad disponga una mejor calidad en el efluente, serán generadas cada vez cantidades mayores de éstos productos. Los contaminantes que no cambian su naturaleza durante el proceso de tratamiento tienden a concentrarse en los lodos, aumentando cada vez la preocupación pública y de las autoridades sobre el impacto de éstos en el medio ambiente y la salud pública.

Al aumentar la infraestructura para el tratamiento de las aguas residuales, se producirán cantidades mayores de lodos residuales.

El Reglamento de la Ley de Aguas Nacionales establece en su título décimo: Infracciones, Sanciones y Recursos, en el artículo 119 que necesariamente éstos deberán ser manejados de una manera ambientalmente aceptable.

El tratamiento de las aguas residuales es generalmente una combinación de procesos físicos, biológicos y químicos que en el tren de tratamiento generalmente presentados en este orden logran un efluente de calidad adecuada. Éstos se clasifican en primarios, provenientes de la sedimentación primaria de sólidos la que remueve del 50 al 60 % de los sólidos totales, los secundarios o biológicos y los terciarios provenientes del tratamiento avanzado, generalmente de tipo químico, que se usan para obtener un efluente de alta calidad.

La tabla 3.1 muestra los tipos de lodos producidos durante los procesos de tratamiento de las aguas residuales.

Los lodos residuales son el producto de desecho generado durante el tratamiento convencional de las aguas residuales, y constituido por sólidos sedimentables y no sedimentables, que por medio de la coagulación química, de la floculación biológica y la sedimentación son extraídos de los tanques clarificadores de las plantas de tratamiento de aguas residuales.

3.2. Cantidades

La cantidad de lodos residuales producidos, que deben ser tratados, depende del tipo de planta, de las características del agua residual, de la operación del sistema y del tratamiento específico que se utilice para estabilizarlos. Las cantidades producidas pueden referirse como volumen producido (lodo líquido) o como masa, considerando el contenido de sólidos secos.

La masa de lodos producidos depende del grado de tratamiento de las aguas residuales. La producción de lodos, medida como sólidos secos, es aproximadamente 80 gramos por persona por día para el tratamiento primario, 115 gramos por persona por día para el tratamiento secundario y 145 gramos por persona por día para una planta con adición de reactivos químicos (tratamiento terciario) para remoción de fósforo (Environment Canada, 1984).

Las cantidades típicas de lodos generados se presentan en la figura 3.1

TABLA 3.1
LODOS PRODUCIDOS DURANTE LOS PROCESOS DE TRATAMIENTO
DE LAS AGUAS RESIDUALES

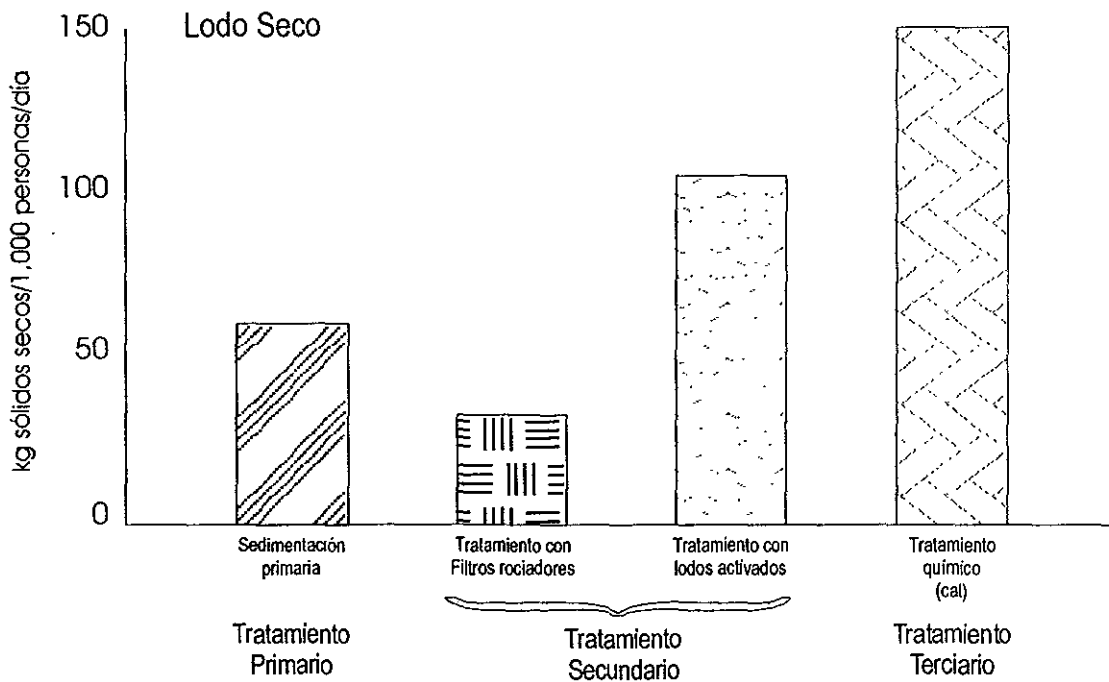
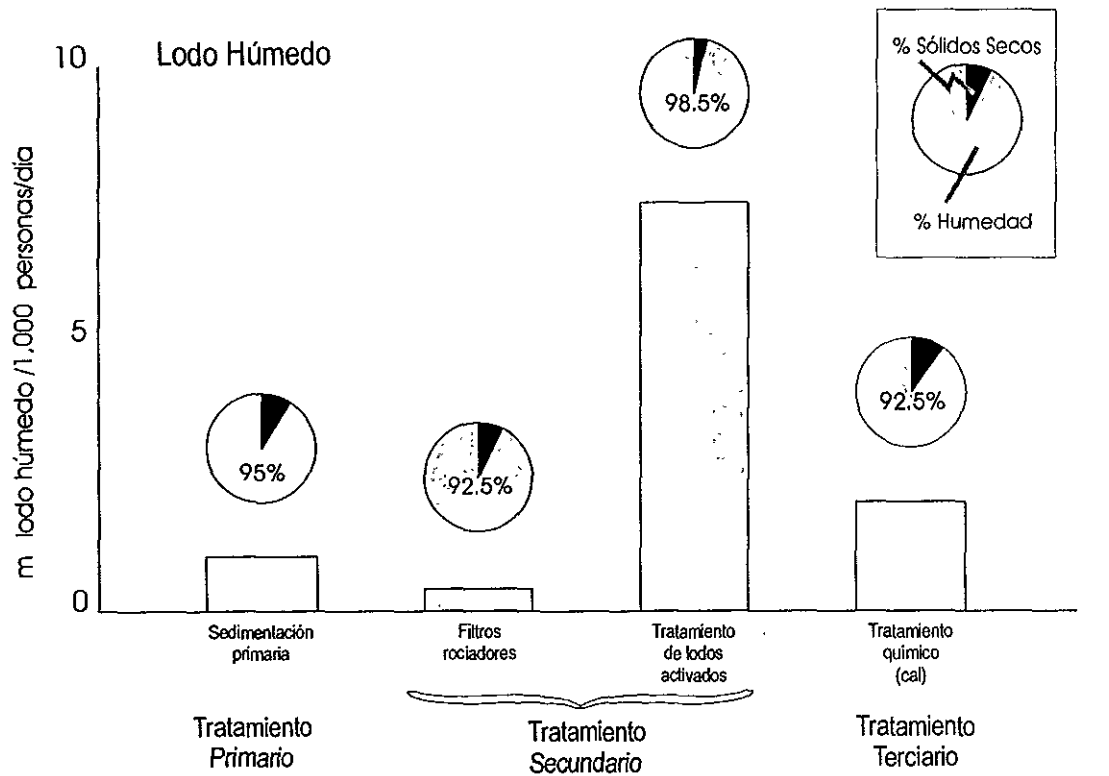
FUENTE DE LODOS	FUNCIÓN DEL PROCESO	CARACTERÍSTICAS IMPORTANTES
Sólidos suspendidos en el influente. (Lodos primarios)	Recolección y concentración de material suspendido	Concentración de sólidos suspendidos. Constituyentes inorgánicos. Densidad relativa Sedimentabilidad Capacidad de desaguado
Lodos de tratamiento químico	Coagulación Precipitación Concentración de partículas	Incisos anteriores Efectos de cambio de pH. Efectos de tratamiento por sustancias químicas.
Lodos activados en exceso. (lodos secundarios)	Concentración Precipitación y concentración de partículas.	Fracción de materiales inertes. Disponibilidad de la fracción orgánica para la digestión. Valor calorífico por unidad de peso de lodo. Sedimentabilidad. Capacidad de desecación.
Sólidos suspendidos en el efluente.		Concentración de sólidos suspendidos en el efluente. Actividad biológica en términos de demanda de oxígeno. Composición del lodo efluente en términos de nutrientes. Análisis microbiano.

Fuente: Bruce, (1984)

3.3. Caracterización

Los constituyentes de los lodos son materiales muy heterogéneos y su contenido depende no sólo del origen del agua, sino también de la tecnología de tratamiento empleada, de la época del año y de otros factores.

Los diferentes procesos de tratamiento de los lodos producen distintas cantidades y clases de lodos. En una misma planta de tratamiento, las características varían durante el año, o a veces durante el día debido a las variaciones en la composición del agua y con las variaciones del proceso. Estos cambios son particularmente pronunciados en las plantas que reciben descargas industriales.



³
 1 m = 264.2 gal
 1 kg = 2.20 lb
 Fuente: EPA 1989(a)

FIGURA 3.1
CANTIDADES TÍPICAS DE LODOS GENERADOS EN DIFERENTES SISTEMAS DE TRATAMIENTO

El contenido de patógenos y posibles tóxicos y su apariencia altamente desagradables lo hacen un desecho difícil de tratar y disponer (EPA, 1992).

Los constituyentes más importantes para clasificar y determinar la calidad de un lodo, su tratamiento, uso o disposición son:

- Contenido de materia orgánica (generalmente medida como sólidos volátiles)
- Nutrientes
- Patógenos
- Metales
- Compuestos orgánicos tóxicos

3.3.1 Contenido de materia orgánica

El contenido de materia orgánica en los lodos generalmente se expresa como el % de los sólidos totales que son volátiles. Los sólidos volátiles son compuestos orgánicos que son removidos cuando los lodos se calientan a 550 grados centígrados en condiciones oxidantes. La mayoría de los lodos crudos contienen de 75 a 85 % de sólidos volátiles expresados en base seca. El contenido orgánico es importante ya que puede generar olores desagradables, puede ser de valor cuando el lodo se utiliza como acondicionador si se aplica al suelo o como una fuente potencial de generación de Metano.

3.3.2 Nutrientes

Los lodos municipales contienen tres nutrientes que son esenciales para el crecimiento de las plantas: Nitrógeno, fósforo y potasio. Concentraciones típicas de nutrientes en lodos son menores que las de un fertilizante comercial. Un nutriente puede estar presente en los lodos en diferentes formas químicas. El nitrógeno como N orgánico, amoniacal o en forma de nitratos y el fósforo como fosfatos u ortofosfatos. La forma y la concentración en que los nutrientes están presentes en los lodos afecta su valor como fertilizante. Las reacciones en el suelo convierten lentamente la mayoría de las formas orgánicas de nitrógeno a nitratos, fácilmente utilizable por las plantas, muy soluble y por lo tanto fácilmente lixiviable, lo que es un alto potencial para contaminación.

3.3.3 Patógenos

Los lodos residuales concentran una gran cantidad de microorganismos (virus, bacterias, protozoarios y parásitos) que son removidos del agua en los sólidos que sedimentan. Una proporción de éstos microorganismos son patógenos y peligrosos. La concentración de patógenos en los lodos es difícil de medir directamente, pero la reducción de patógenos se puede medir indirectamente midiendo la concentración de organismos indicadores (coliformes totales y fecales). Los niveles de patógenos pueden reducirse significativamente por medio de los procesos de tratamiento de los lodos, tales como la digestión anaerobia, aerobia y el composteo.

3.3.4 Metales

La concentración de metales en los lodos residuales depende del tipo de agua residual que es tratada. El cadmio, cromo, cobre, plomo, níquel, mercurio, plata y zinc pueden estar presentes (Eckenfelder, 1989). Estos elementos en bajas concentraciones en el suelo

actúan como micronutrientes esenciales necesarios para las plantas y animales. Pero en altas concentraciones pueden ser tóxicos para ellos. El contenido de metales en los lodos es uno de los factores más importantes a considerar para su posible aplicación al suelo, ya que en exceso pueden dañar cultivos, o incorporarse, como es el caso del cadmio, a la cadena alimenticia, (Pike,1984). La forma en que se encuentran los metales en los lodos y el pH del mismo, son importantes para la disponibilidad de los mismos.

3.3.5 Compuestos orgánicos tóxicos

Los compuestos orgánicos sintéticos, que pueden estar presentes en muchas aguas residuales industriales, pesticidas e incluso en varios productos químicos de uso doméstico, son de importancia debido a que pueden inhibir los procesos biológicos de tratamiento de los lodos, o ser tóxicos si el uso del lodo es como acondicionador de suelos porque el compuesto puede incorporarse a la cadena alimenticia y tener efectos tóxicos en humanos y animales.

3.4. Tratamiento

El procesamiento de los lodos que se producen en una planta de tratamiento, es una de las actividades más costosas y difíciles de realizar. Después de su recolección y procesamiento, los lodos deben disponerse en tal forma que no se dañe el ambiente que los recibe. El término estabilización ha sido adoptado genéricamente para todos los métodos de tratamiento, cuyo resultado mejore las características nocivas y desagradables de los lodos residuales.

Se entiende por estabilización al o los procedimientos utilizados para evitar que el lodo sufra una descomposición biológica espontánea, y que mejora las características de éste hasta poderlo transformar en un producto aceptable e inocuo, debido a la reducción o eliminación de patógenos y a la descomposición y/o transformación de compuestos orgánicos indeseables en otros productos finales más estables.

En el caso de los procesos de digestión, además de la eliminación del olor desagradable, hay una destrucción parcial de los sólidos, una mejoría en las características reológicas y un aumento en la concentración de nitrógeno soluble. La mayoría de los métodos reducen en una cierta proporción los microorganismos patógenos.

La estabilidad de los lodos no es un parámetro sencillo de definir, por la misma complejidad del material, de tal suerte, que no existe un método estándar para medirlo, y el método elegido está básicamente en función del uso final al que se les destine. Estos métodos son básicamente de dos tipos: biológicos y químicos.

Los procesos biológicos efectúan en cierto grado una estabilización permanente. En los procesos de tipo químico, el efecto de la estabilización puede ser temporal o permanente. Los procesos de estabilización biológica reducen la masa del lodo del 25 al 40 por ciento debido a que una cantidad considerable de los sólidos volátiles presentes en el lodo se transforman por acción biológica a Metano, Bióxido de carbono y otros productos más simples. El grado de estabilización logrado depende de parámetros operacionales, como temperatura, mezclado, tiempo de retención, etc. (EPA 1979).

Un lodo estable es aquel que puede ser descargado o dispuesto en la naturaleza sin causar daño al ambiente, y que no produzca condiciones dañinas o indeseables. De acuerdo con esto, considerando lo que significan las condiciones dañinas o indeseables

creadas por un lodo se han propuesto los siguientes parámetros para definir la estabilidad de un lodo (Vesilind, 1975 y Vesilind et al., 1988).

- Producción de olor
- Toxicidad
- Reducción de sólidos suspendidos volátiles
- Reducción de patógenos

La elección del tratamiento o combinación de éstos para lograr la estabilización de los lodos está en relación con las características de los lodos que se generan, que dependen de las características de las aguas residuales, las condiciones de operación específicas de cada planta, y el uso o disposición final del los mismos.

La decisión para adoptar un método en particular para el tratamiento de éstos desechos, depende de muchos factores entre los cuales deben considerarse el tipo y características de los lodos, los costos iniciales de construcción, los costos de operación y el destino final entre otros. La tabla 3.2 presenta los métodos más comúnmente utilizados para el tratamiento de los lodos y la tabla 3.3 la comparación de cada uno de éstos procesos.

TABLA 3.2
MÉTODOS MÁS COMÚNMENTE UTILIZADOS PARA LA ESTABILIZACIÓN DE LOS LODOS

Tipo de estabilización	Proceso	Método
Biológica	digestión anaerobia	<ul style="list-style-type: none"> • sin calentamiento, (laguna o tanque) • con calentamiento - mesofílica (25 a 35°C) • de una etapa • de dos etapas • termofílica (50 a 55°C)
	digestión aeróbica oxidativa	sin calentamiento Autotérmica (45-70°C) con aire con oxígeno
	proceso dual	digestión autotérmica oxidativa, seguida por digestión anaerobia
	composteo con o sin agentes aglutinantes o material reciclado	<ul style="list-style-type: none"> • almacenamiento de lodo compactado por largos periodos • con ventilación • pila aireada • tambor rotatorio • recipiente aireado • ladrillos compactados
Química	adición de hidróxido de calcio (pH>12) adición de agentes oxidantes modificadores del olor o bactericidas	<ul style="list-style-type: none"> • Hidróxido de calcio hidratado al lodo líquido. • Adición de óxido de calcio a lodos líquidos o sólidos • cloración, peróxidos, otros agentes oxidantes, bactericidas orgánicos

Fuente: Bruce, 1984

TABLA 3.3
COMPARACIÓN DE LOS PROCESOS PARA ESTABILIZACIÓN DE LODOS.

Proceso	Ventajas	Desventajas
DIGESTIÓN ANAEROBIA	<ul style="list-style-type: none"> -Eficiente destrucción de SSV (40-60%) Costos de operacion bajos, sobre todo si se utiliza el metano -Amplia aplicabilidad -El producto final es adecuado para uso en el suelo - Inactivación de patógenos (relativa) - Reducción de la masa total del lodo - Requerimientos bajos de energía 	<ul style="list-style-type: none"> - Requiere operarios especializados - Puede causar espumamiento - El proceso es lento - El sobrenadante tiene una carga muy alta en términos de DBO, DQO ,SS y NH3 - Procedimientos de limpieza difíciles - Puede producir olores desagradables - Altos costos iniciales - Problemas de seguridad debido a la inflamabilidad del Metano
DIGESTIÓN AEROBIA	<ul style="list-style-type: none"> - Costos iniciales bajos, sobre todo para plantas pequeñas - El sobrenadante causa menos problemas que el que resulta de la digestión anaerobia - Control de operación sencillo - Amplia aplicabilidad - Reducción de la masa total del lodo 	<ul style="list-style-type: none"> - Consumos elevados de energía - Menor destrucción de SSV que en la digestión anaerobia - Transporte potencial de patógenos a través de los aerosoles - Se obtiene un lodo difícil de desaguar por medios mecánicos - No funciona adecuadamente a bajas temperaturas
COMPOSTEO	<ul style="list-style-type: none"> - Producto resultante de alta calidad, adecuado para fines agrícolas - Puede combinarse con otros procesos - Costos iniciales bajos 	<ul style="list-style-type: none"> - Requiere de 40 a 60 % de sólidos en el lodo a procesar - Requiere un agente abultador - Requiere suministro de aire forzado o volteado - Diseminación potencial de patógenos a través del polvo - Costos de operación altos - Requiere cantidades grandes de terreno - Requiere una fuente de Carbón - Puede generar olores
ESTABILIZACIÓN CON CAL	<ul style="list-style-type: none"> - Costos de capital bajos - Fácil operación 	<ul style="list-style-type: none"> - El lodo sólo puede algunas veces utilizarse para aplicación en suelos ácidos - Alto consumo de reactivos químicos - Aumento del volumen de lodos producidos - La disminución del pH después del tratamiento puede generar olores y nuevo crecimiento biológico generando condiciones indeseables

(Fuente: WEF, 1993 a y b)

4. FUNDAMENTOS

4.1. Estabilización de lodos residuales por digestión anaerobia

El método convencional y más ampliamente utilizado para el tratamiento de los lodos y en últimas fechas, incluso para el tratamiento de las aguas residuales con alta carga orgánica, es el de la digestión anaerobia.

La digestión anaerobia es un proceso biológico anaerobio en el cual la materia orgánica es degradada progresivamente por una comunidad bien organizada de varias poblaciones microbianas (biomasa activa) hasta Metano y Bióxido de carbono. La carga orgánica (DBO o DQO) del material inicial disminuye y el lodo remanente después del proceso, es estabilizado, ya no sufre degradación biológica espontánea, lo cual facilita su disposición final o su utilización. Además el biogás producido es un producto potencialmente importante como energético (Nyns, 1986; Gunnerson et al., 1986)

La digestión anaerobia ha sido utilizada con éxito para la estabilización de los lodos residuales por más de 60 años. Sin embargo, el proceso aún sufre de cierta mala reputación en cuanto a su aplicabilidad. Una de las razones es que el personal responsable de la operación de las plantas no tiene el suficiente conocimiento de los fundamentos del tratamiento anaerobio. La falta de un entrenamiento adecuado ha contribuido a esta mala reputación. (Parkin & Owen, 1986 y Speece, 1996).

La digestión anaerobia de los desechos es un proceso microbiológico complejo que involucra muchos tipos de bacterias que trabajan en forma sincronizada. El éxito de la digestión depende del balance relativo de la población viable que constituye los diferentes tipos de bacterias, por lo que el entendimiento del proceso necesariamente requiere del conocimiento de los fundamentos de la cinética de crecimiento de las bacterias anaerobias y de las facultativas.

La clave para lograr un proceso de digestión anaerobia eficiente es el que se logre desarrollar y mantener una población metanogénica abundante, estable y viable.

En términos de una reacción bioquímica, el proceso de digestión anaerobia puede ser caracterizado bajo diferentes aspectos, siendo los más importantes: la estequiometría de la reacción, su termodinámica, su cinética, la naturaleza catalítica del proceso y su transferencia de masa. Así como los aspectos microbiológicos y bioquímicos. (Lema, et al., 1991).

Para lograr esto se requiere satisfacer las siguientes condiciones:

- Un contacto adecuado entre la población bacteriana y las fuentes de nutrientes apropiados en el sustrato
- Un ambiente uniforme y adecuado
- Un tiempo de retención celular suficiente

El desarrollo de la investigación profunda y formal en esta área ha hecho resurgir a éstos como una tecnología alternativa seria, confiable y eficiente. Esto no significa que un tratamiento vaya a sustituir a otro, sino que deben complementarse y utilizar aquel tratamiento que más convenga de acuerdo con las necesidades particulares del desecho a tratar y en algunos casos la solución al problema será combinando ambos tipos de tecnología (Noyola, 1991).

4.2. Digestores anaerobios de lodos

Existen tres formas básicas de digestores anaerobios: el digestor convencional americano (DCA), el digestor convencional tipo europeo (DAE) y el digestor en forma de huevo (DAH) (Ferranti et al., 1989).

El DCA es un tanque vertical cilíndrico que generalmente se construye de concreto. Su diámetro es siempre mayor a su altura. La cubierta puede ser fija o móvil. En el digestor con cubierta flotante, el nivel de ésta cambia conforme varía el volumen de lodo o gas dentro del digestor. Este tipo de cubierta es en forma de domo y se construyen de materiales ligeros. Los digestores con cubierta fija son de mayor volumen para dejar un espacio libre para la acumulación del biogás. Deben contener sistemas para controlar el exceso de presión generada por la acumulación del gas y un sistema de ignición. El mezclado de los lodos en éstos digestores se hace mecánicamente, por recirculación o por difusión de gas.

La forma del digestor convencional tipo europeo (DAE), se asemeja a dos conos invertidos unidos en su parte inferior y superior por un cilindro en su parte media. Este tipo de digestores se puede construir de concreto o acero. El lodo y el sobrenadante se descargan por la parte inferior y lateral respectivamente.

El diseño de los digestores anaerobios en forma de huevo (DAH), ha logrado mejorar la eficiencia de la digestión de los lodos con sólo optimizar uno de los aspectos más críticos en la operación de los digestores anaerobios: el mezclado de los lodos, donde se minimizan las zonas muertas, de hecho, la acumulación de natas y sedimentos es nula, ya que lo inclinado de sus paredes lo impide. El costo de construcción de los DAH era entre 30 y 40% mayor que los digestores de tipo europeo, sin embargo, actualmente con los avances en la tecnología de materiales e ingeniería estructural se han abatido considerablemente. utilizando concreto pretensionado (Bode, H. et al., 1999). Durante los últimos cincuenta años la tendencia ha sido a utilizar primero los digestores de forma baja con cubierta plana, seguidos de los de tipo europeo con cubierta y fondo cónico, seguidos de los de tipo huevo, que han demostrado ser más efectivos minimizando las zonas muertas y optimizando el mezclado de los lodos.

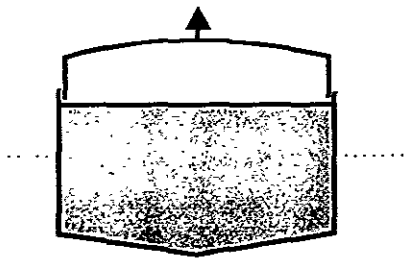
La tendencia en el futuro en cuanto a las formas de los digestores es hacia la forma rectangular, cambiando el patrón clásico de completamente mezclado al flujo pistón. Un digestor de este tipo con un tiempo de retención medio de 20 días se asemejaría a un tanque rectangular de lodos activados de tipo pistón con seis canales, con características especiales en términos de proceso, almacenamiento, remoción de natas, requerimientos de espacio y costos (Korte, K., 1999). La figura 4.1 presenta un esquema de las formas básicas de estos tipos de digestores para el tratamiento anaerobio de los lodos.

4.3. Bioquímica de la digestión anaerobia

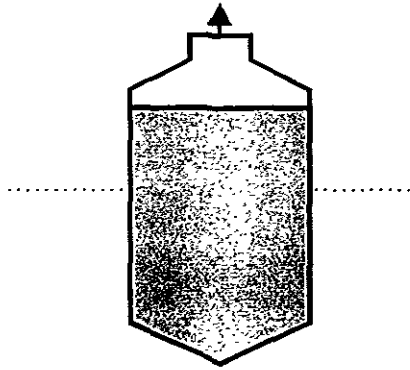
Los procesos de digestión anaerobia que se usan para el tratamiento de lodos y aguas residuales tienen una serie de reacciones bioquímicas que comprenden varios estados para degradar la materia orgánica.

La hidrólisis del material en forma particulada es seguida de la degradación de los productos intermediarios por cinco grupos independientes de microorganismos.

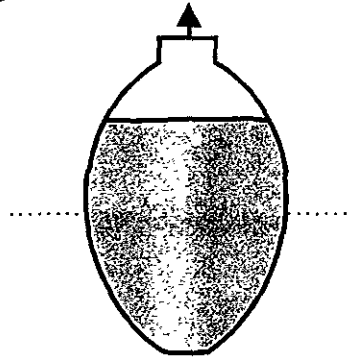
Gujer y Zehnder (1983) proponen un sistema de seis pasos dentro de la conversión anaerobia para degradar compuestos orgánicos complejos a Metano y Bióxido de carbono:



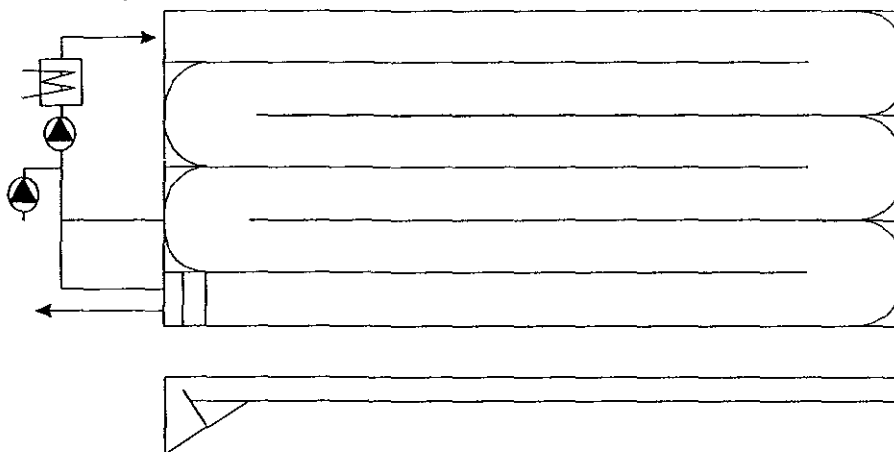
a) Forma baja, digester tradicional para lodos, (Inglés y Norteamericano)



b) Forma tradicional (Europea)



c) En forma de huevo



d) De tipo flujo pistón

Fuente: adaptado de Ferranti (1989); Korte, K. (1999).

FIGURA 4.1
FORMAS BÁSICAS DE DIGESTORES ANAEROBICOS DE LODOS.

- Hidrólisis de proteínas, lípidos y carbohidratos;
- Fermentación de azúcares y aminoácidos;
- Oxidación anaerobia de ácidos grasos de cadena larga y alcoholes;
- Oxidación anaerobia de productos intermediarios tal como los ácidos grasos volátiles (con excepción de Acetato)
- Conversión de Acetato a Metano; y
- Conversión de hidrógeno a Metano

La fig.4.2. representa un esquema de éstas conversiones.

a) *Hidrólisis de biopolímeros*

Las bacterias en general son incapaces de tomar la materia orgánica compleja y en suspensión sin que primero degraden los grandes polímeros a monómeros. De esta manera, la licuefacción o hidrólisis es el primer paso para la utilización de los biopolímeros. Este proceso es considerado como limitante para algunos sustratos complejos. No todo el material suspendido se degrada a la misma velocidad. Las partículas grandes con baja proporción área/volumen son hidrolizadas más lentamente que las partículas pequeñas. El almidón, proteínas y celulosa son degradados a diferentes velocidades. Material no degradable, como la lignina y el plástico pueden retardar la hidrólisis de otras partículas con las que están asociadas. (Ver reacciones 1A,1B y 1C de la fig. 4.2.).

b) *Fermentación de monosacáridos y aminoácidos*

Se entiende por fermentación el proceso microbiano en el cual los compuestos orgánicos sirven tanto de donadores como receptores de electrones. Ningún hidrógeno producido durante la fermentación es originado de la deshidrogenación del piruvato. Los sustratos de fermentación son azúcares y aminoácidos, y los productos son biomasa, productos de degradación intermedia (como propionato, butirato, etc.) y precursores del Metano (Acetato e hidrógeno), que se presentan en la reacción 2 de la fig. 4.2.

c) *Oxidación anaerobia de ácidos grasos*

La oxidación anaerobia es el proceso en el cual el hidrógeno molecular es el principal donador de electrones. El hidrógeno es producido por la oxidación de dinucleótidos de piridina y ferredoxina reducidas. La degradación de ácidos grasos de cadena larga en los reactores anaerobios ocurre por Beta-oxidación. La Beta-oxidación es un proceso que remueve unidades de Acetato (C₂) de las cadenas largas de ácidos grasos por la transformación al correspondiente tioéster de CoA, dependiente de ATP. Este es un proceso cíclico, con la remoción de un mol de Acetil-CoA en cada vuelta del ciclo (Bailey, et al., 1977). Durante esta oxidación anaerobia, la oxidación de NADPH y ferredoxina forma H₂, y esto puede causar una inhibición por elevada presión de hidrógeno. (Ver reacción 3 en fig.4.2).

d) *Oxidación anaerobia de productos intermediarios de degradación*

El propionato es degradado a Acetato, CO₂ e H₂ de acuerdo con la siguiente reacción:

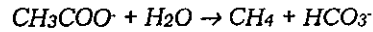


Probablemente el butirato es degradado de igual forma que los ácidos grasos mayores. De hecho se ha demostrado que algunos microorganismos, como *Syntrophomonas wolfei*, no sólo oxida butirato, sino también caproato, caprilato,

valerato, heptanoato e isoheptanoato. No todos los organismos que se han aislado son capaces de oxidar butirato y los ácidos grasos mayores usando protones como único aceptor de electrones.

e) *Metanogénesis a partir del Acetato*

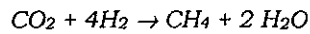
70 % del Metano producido en un digestor proviene de la descarboxilación del Acetato de acuerdo a la siguiente reacción:



Así, el Acetato es el precursor primario para la producción de Metano. El microorganismo involucrado en este proceso es del género *Methanosarcina*, esta bacteria muestra gran sensibilidad a los cambios de pH y temperatura (Mah & Smith, 1981). (Ver reacción 5 en fig. 4.2.).

f) *Metanogénesis a partir de hidrógeno*

Muchos microorganismos han sido aislados, los cuales son capaces de sintetizar Metano a partir de Bióxido de carbono e hidrógeno de acuerdo con la siguiente reacción:



Esta metanogénesis es dependiente del pH, e involucra a diversas especies de bacterias. En esta reacción, la única coenzima presente en metanógenos, es la Coenzima M (CoM), que tiene que ver con la transferencia de grupos metilo. Tiene un alto contenido de azufre y acidez, y es requerida por la Metilcoenzima M reductasa, que es una enzima universal en los metanógenos y esta activa en los últimos pasos de la reducción de CO₂. (Ver reacción 6 en fig.4.2.).

Muchas aguas residuales industriales y probablemente muchos lodos residuales no contengan la cantidad adecuada de nutrientes para lograr el óptimo crecimiento de la microbiota, por lo que para lograr la estabilidad en el proceso de tratamiento deben estar perfectamente definidos los nutrientes esenciales requeridos dependiendo del tipo de sustrato utilizado, y por razón de economía, debe de conocerse la mínima concentración de nutrientes que permitan la máxima velocidad de conversión en el proceso (Takashima, 1987, Speece, 1983a y b, 1996; Oleszkiewicz & Sharma, 1990; Parkin, et al., 1986 y Streicher et al., 1990).

4.4. Microbiología de la digestión anaerobia

El proceso fermentativo durante el cual las bacterias anaerobias producen Metano y Bióxido de carbono a partir de materia orgánica compleja se denomina **digestión anaerobia**. Este proceso ocurre en ecosistemas muy diversos tales como pantanos, sedimentos marinos o lacustres, en medios ambientes extremos como en lugares hipertermofílicos, en los tractos de animales, por ejemplo el rumen de los rumiantes se puede comparar a un verdadero reactor anaerobio metanogénico.

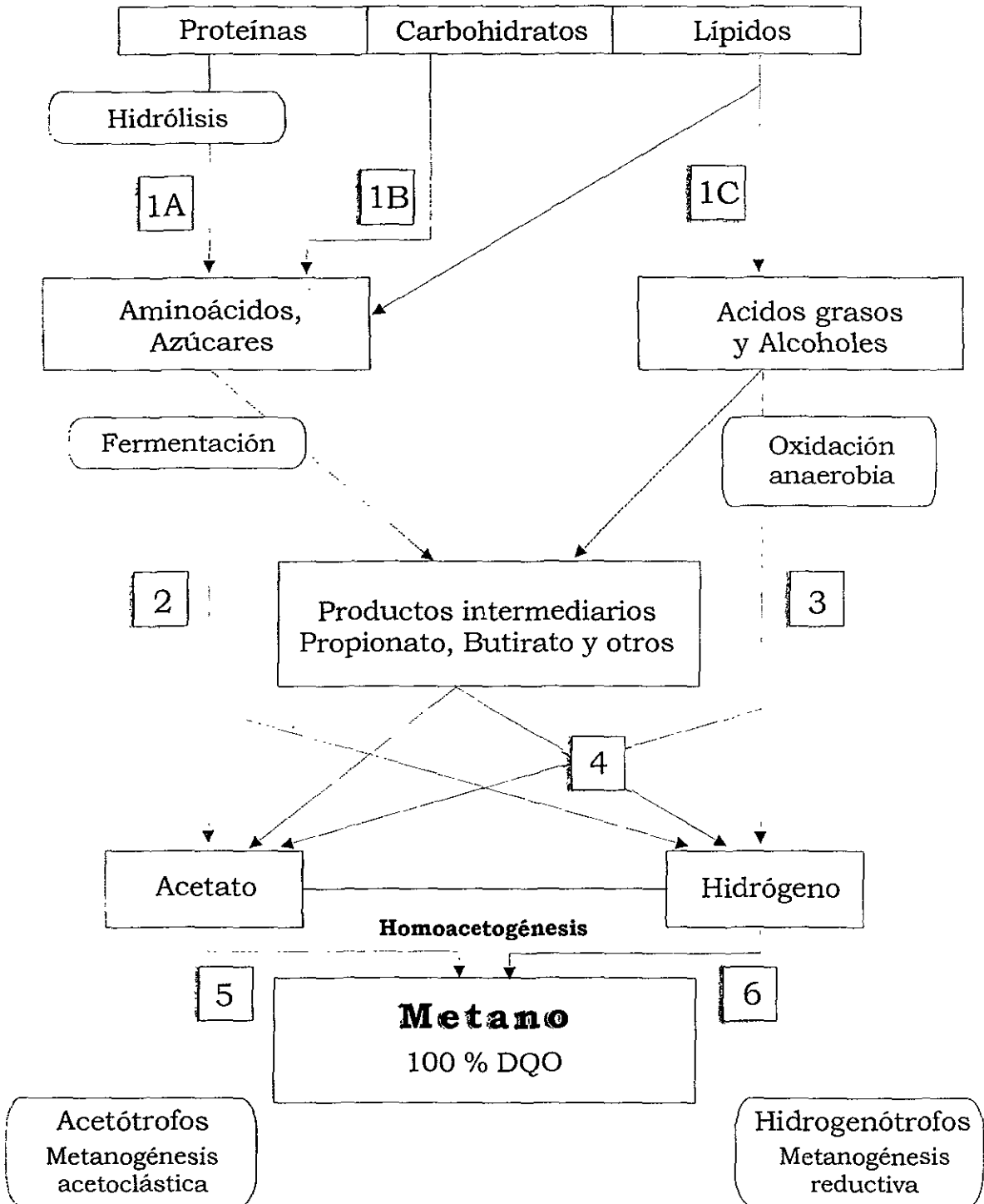
Se requieren tres condiciones básicas para que este proceso biológico pueda llevarse a cabo:

- Condiciones de anaerobiosis estrictas
- Condiciones reductoras rigurosas (< -330 mV)
- Ausencia de aceptores minerales finales que favorezcan otras vías en competencia con la metanogénesis.

100 % DQO

Materia Orgánica Particulada

(Polímeros orgánicos complejos)



(Adaptado de: Gujer y Zehnder, 1983 y Pavlostatis, et al., 1991)

FIGURA 4.2.
DIGESTIÓN ANAEROBIA DE LODOS RESIDUALES DOMÉSTICOS.

Una vez reunidas estas condiciones habrá que respetar las exigencias específicas en cada grupo bacteriano: ausencia de inhibidores, condiciones de temperatura y pH, presencia de oligoelementos, etc.

Por lo general la metanogénesis ocurre a pH entre 6.7 y 7.8, ya que a pH ácidos, los ácidos volátiles pueden provocar una inhibición del fenómeno. Los rangos de temperatura son mesofílicos o termofílicos.

Un digestor anaerobio no podrá funcionar correctamente si por lo menos no se respetan las tres primeras condiciones mencionadas, ya que la mayoría de las bacterias son anaerobias estrictas. Por lo general, estas condiciones se auto establecen en los reactores y no hay necesidad de reducir previamente el influente, siempre que se operen adecuadamente. El hecho de no tener que procurar aire a las bacterias en este tipo de digestores, es una ventaja muy grande en comparación a los procesos aerobios, en el sentido de ahorro de energía y equipo. El ecosistema anaerobio es el resultado de complejas interacciones entre los microorganismos de diferentes especies.

En la primera etapa, los compuestos orgánicos complejos se hidrolizan dando como resultado a compuestos más simples a través de enzimas producidas por las **bacterias fermentativas**; en la segunda etapa, ocurre la acidogénesis con la formación de H_2 y CO_2 , Acetato y ácidos orgánicos intermediarios, debido a las actividades de las **bacterias fermentativas**. Durante la tercera etapa ocurre la acetogénesis y los ácidos orgánicos producidos se convierten a H_2 y Acetato por medio de las **bacterias acetogénicas**. Adicionalmente, una parte del H_2 y CO_2 disponible se convierten en Acetato por las **bacterias homoacetogénicas**. Durante la cuarta y última etapa, un grupo de **bacterias metanogénicas** reducen el CO_2 y descarboxilan el Acetato para formar Metano (CH_4).

Aunque las bacterias son las principales responsables de la digestión anaerobia, hay algunos otros microorganismos que participan en forma importante durante la etapa de fermentación de la digestión anaerobia, por ejemplo, algunos protozoarios flagelados y algunos hongos, capaces de producir enzimas activas para la ruptura de materiales lignocelulósicos.

El aumento en el conocimiento de la ecología de los sistemas anaerobios es indudablemente uno de los desarrollos más promisorios para el mejoramiento y control para la tecnología adoptada para el tratamiento anaerobio de residuos (Wolfe, 1986; Novaes, 1986).

Las bacterias fermentativas son las responsables de las dos primeras etapas de la digestión anaerobia, la hidrólisis y la acidogénesis. Estas bacterias producen enzimas que son liberadas al medio para hidrolizar los compuestos orgánicos complejos, tales como celulosa, hemicelulosa, pectinas, almidón y otros compuestos de menor peso molecular, los cuales son transportados al interior de las células y fermentados en una variedad de productos tales como etanol, butirato, Acetato, propionato, etc.

Son representativos de estas bacterias los géneros *Bacteroides*, *Chlostridium*, *Butyrivibrio*, *Eubacterium*, *Bifidobacterium* y *Lactobacillus*.

Este grupo de bacterias fermentativas es de suma importancia, ya que su participación en la primera etapa del proceso de digestión anaerobia es decisiva en la ruptura del material orgánico complejo. Estas bacterias requieren ácidos orgánicos y CO_2 como fuente de carbono, amoníaco como fuente de nitrógeno, cisteína o sulfuros como fuente de azufre, vitamina B y algunas sales minerales, especialmente sales de sodio.

Los productos finales del metabolismo de éstas bacterias dependen, tanto del sustrato inicial, como de las condiciones ambientales. Relativo a esto último, es importante enfati-

zar la presencia del H₂, a presiones parciales bajas de H₂ se favorece termodinámicamente la formación de compuestos orgánicos tal como el Acetato, CO₂ y H₂. Por el contrario, si la presión parcial de H₂ se mantiene elevada, sólo ocurre la formación de propionato y otros ácidos orgánicos de mayor peso molecular, lactato y etanol (Zehnder, 1978; Vogel, et al., 1988).

Las bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno son esenciales para la degradación anaerobia, debido a que catabolizan propionato y otros ácidos orgánicos de cadena larga superiores al Acetato, alcoholes y ciertos compuestos aromáticos a Acetato y CO₂. Solamente algunas especies de bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno han podido ser aisladas y estudiadas, por lo que se conoce poco de sus requisitos nutricionales. Existe una estrecha asociación entre las bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno y las bacterias consumidoras de hidrógeno, regulando el nivel de hidrógeno en el ambiente. A este tipo de asociación se le denomina sintrófica. (Wolfe, 1986 ; Mah, 1981 y Novaes, 1986, Guyot, 1990). Ejemplos de bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno son: *Syntrophobacter wolinii* y *Methanosarcina*.

La homoacetogénesis es un paso importante en la digestión anaerobia, debido a la importancia del producto final formado: el Acetato, precursor más importante del Metano. Las bacterias involucradas en este paso se caracterizan como quimiolitotróficas, consumidoras de H₂ y CO₂. Ejemplos de estas bacterias son: *Clostridium aceticum* y *Acetobacterium woodii*.

Las bacterias metanogénicas constituyen un grupo especial de bacterias, de diferentes especies y diferentes formas celulares que obtienen su energía para el crecimiento y formación de Metano a través de mecanismos no totalmente conocidos. El Manual de Bergey las incluye en el reino de las Archaeobacterias, grupo que difiere sustancialmente de las Eubacterias. Difieren en la constitución de su pared celular y en la constitución lipídica de su membrana, en sus enzimas y en el transporte electrónico. (Buchannans and Gibbons, 1996).

Las bacterias metanogénicas son anaerobias obligadas, y se desarrollan en un ambiente en donde el potencial redox es aproximadamente de - 300mV. Tienen dos rangos de temperaturas óptimos para su crecimiento, el mesofílico (15-40 °C) y el termofílico (55 a 65 °C) El rango de pH ideal para la producción de Metano es entre 6.8 y 7.2 (Jones, et al., 1987).

Sus requerimientos nutricionales son muy simples: amoníaco, sulfuros o cisteína como fuentes de nitrógeno y azufre respectivamente. Acetato, CO₂ y formiato como fuente de carbón. Su crecimiento puede ser estimulado por ciertos compuestos orgánicos (factores de crecimiento), vitamina B, cisteína o Acetato. La mayoría de las especies utilizan H₂ y CO₂. (Bryan, 1971; Speece, 1996). Los mecanismos bioquímicos de la biosíntesis y la formación de Metano, resultantes de la fijación del CO₂ y la asimilación del Acetato, no están totalmente dilucidados.

Algunos géneros representativos de este grupo son: *Methanosaeta*, *Methanococcus*, *Methanosarcina*, *Methanobacterium* y *Methanospirillum*.

4.5. Cinética de la digestión anaerobia

La cinética de la digestión anaerobia juega un papel primordial en el desarrollo y operación de los sistemas de tratamiento. Basados en la bioquímica y microbiología de los procesos anaerobios, la cinética provee una base racional para el análisis del proceso, el control y el

diseño. En forma adicional a la descripción cuantitativa de las velocidades de utilización del sustrato, la cinética del proceso se involucra con los factores operacionales y ambientales, ya que éstos afectan esta velocidad (Jorgensen et al., 1985; Kaspar et al., 1978).

El tiempo de retención celular se considera como el parámetro más importante. El modelo cinético más aplicable es el de Monod que considera este factor como el principal para el diseño y operación del sistema. El modelo se desarrolla a partir de los principios del crecimiento bacteriano y la utilización del sustrato y permite predecir adecuadamente la eficiencia del proceso (Kono, 1968). La importancia del uso de este modelo no es el obtener valores absolutos, sino en el significado del tiempo de retención celular (θ_c) y en la descripción conceptual del efecto de varios parámetros en el funcionamiento del digestor.

Al combinar las expresiones cinéticas apropiadas con un análisis del reactor se puede obtener un diseño óptimo del mismo. Se asume un sistema completamente mezclado.

Las ecuaciones (1) y (2) son las dos ecuaciones básicas que describen el tratamiento biológico anaerobio de las aguas residuales. (Lawrence & Mc. Carty, 1969 y 1970, Lawrence, 1971).

$$-\frac{dS}{dt} = \frac{kSX}{K_s + S} \quad (1)$$

$$\frac{dX}{dt} = Y \left(-\frac{dS}{dt} \right) - bX \quad (2)$$

en donde:

$-\frac{dS}{dt}$ = Velocidad de remoción del sustrato (orgánico), masa utilizada entre volumen-tiempo,

k = Tasa máxima específica del sustrato, masa de sustrato utilizada por día entre masa de bacterias

S = Concentración de sustrato biodegradable, masa entre volumen

K_s = Constante de velocidad media de Monod masa entre volumen (sustrato)

X = Concentración bacteriana, masa entre volumen,

$-\frac{dX}{dt}$ = Velocidad de crecimiento bacteriano, masa entre volumen- tiempo

Y = Rendimiento bacteriano, masa de bacterias entre masa de sustrato

B = Velocidad de decaimiento bacteriano, día⁻¹.

La concentración de sustrato se mide como DQO o como sólidos volátiles (SV). La concentración bacteriana X se determina utilizando la concentración de SSV. Sin embargo, en un digestor de lodos municipal, los SSV bacterianos no pueden distinguirse fácilmente de otros tipos de SSV. Esto significa un problema analítico importante.

De la sustitución de la ecuación (1) en la (2) y dividiéndola entre X se obtiene la ecuación (3).

$$\frac{dX/dt}{X} = \mu = \frac{YkS}{K_s + S} - b \quad (3)$$

En donde μ (día⁻¹) se denomina como la tasa específica neta de crecimiento bacteriano. La velocidad de crecimiento bacteriano está relacionada con la utilización del sustrato y por lo tanto con la descomposición de la materia orgánica, por medio de los coeficientes cinéticos Y , b , k y K_s .

Utilizando las ecuaciones anteriores y haciendo balances de masa en el reactor, se pueden determinar las ecuaciones que relacionan la eficiencia del proceso con el tiempo de retención celular.

El tiempo de retención celular requerido para obtener una concentración determinada de efluente, S , se obtiene por medio de la ecuación (4)

$$\frac{1}{\theta_c} = \frac{YkS}{K_s + S} - b = \mu \quad (4)$$

La tasa específica de crecimiento neta, μ es igual al inverso de θ_c por lo que la velocidad de crecimiento bacteriano del sistema y la eficiencia del proceso pueden controlarse con θ_c . Si de la ecuación anterior se despeja S obtenemos:

$$S = \frac{K_s(1 + b\theta)}{\theta_c(Yk - b) - 1} \quad (5)$$

La ecuación para determinar la eficiencia del proceso es:

$$E = \frac{S_0 - S}{S_0} (100) \quad (6)$$

donde se presenta la concentración de sustrato biodegradable. Para un desecho específico los valores de Y , b , k y K_s pueden determinarse experimentalmente.

Un digestor anaerobio que trata desechos complejos de tipo orgánico contiene muchos tipos de bacterias, cada una con sus características específicas de crecimiento.

La velocidad de crecimiento global del sistema, μ , como se define por θ_c es una velocidad promedio de crecimiento de los microorganismos presentes en el sistema. Las bacterias metanogénicas y las bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno son las que tienen las tasas de crecimiento más lentas y representan los organismos más críticos para determinar la tasa global de crecimiento del sistema para su adecuada implementación. El tiempo de retención de diseño y de operación debe de ser el suficiente para permitir un tiempo suficiente a éstos organismos críticos para que crezcan y completen satisfactoriamente la conversión de la materia orgánica compleja en Metano.

En algunos desechos, por ejemplo, la hidrólisis del material orgánico complejo puede ser un paso limitante de la velocidad durante la digestión anaerobia (Lawrence, 1971). La cinética de la digestión anaerobia de lodos primarios puede ser descrita por la cinética de la descomposición de los ácidos grasos constituyentes de los lípidos, y de la cinética del ácido propiónico y acético. El modelo de Monod puede ser modificado para incorporar este paso limitante. y resulta ser el siguiente:

$$S = \frac{Kc(1+b\theta_c)}{\theta_c(Yk-b)-1} \quad (7)$$

En donde $Kc = K_s$ (ácidos grasos) + K_s (ácido propiónico) + K_s (ácido acético)

Para los lodos primarios en el rango de temperatura de 20 a 35 grados C, O. Rourke (op.cit. Lawrence, 1971), determinó los siguientes valores:

$k = 6.67$ g DQO/g de SSV-día (1.035^{t-35}); $Kc = 1.8$ g DQO/l (1.112^{35-t});

$b = 0.03$ día⁻¹ (1.035^{t-35}); y $Y = 0.04$ g SSV/g DQO

Estos coeficientes describen en forma adecuada la cinética de la digestión anaerobia de lodos municipales y son confiables para el desarrollo de diseños y estrategias operacionales de digestores anaerobios.

La importancia de considerar el modelo del paso limitante es que este define el diseño y operación del digestor. La naturaleza y magnitud de este paso puede variar para diferentes sistemas debido a:

- Diferentes ambientes (temperatura, nutrientes, etc.)
- Diferentes características del sustrato alimentado (naturaleza de la materia orgánica)
- Presencia de sustancias tóxicas
- Naturaleza del crecimiento biológico (suspendido o fijo)

$$\theta_c^{min} = \left(\frac{YkS_o}{K' + S_o} - b \right)^{-1}$$

$$\theta_{clim} = (Yk - b)^{-1} \quad (8)$$

Y = tiempo de generación bacteriano

θ_{clim} = tiempo de lavado de las bacterias

El tiempo de retención de sólidos de diseño, θ_c^d puede ser calculado aplicando el factor de seguridad a θ_{clim} ó θ_c^{min} .

Los factores de seguridad típicos, inherentes al diseño de digestores convencionales y de alta tasa para tratar lodos domésticos van de 2.5 a 10 éstos factores de seguridad incluyen la compensación por un mezclado no eficiente.

Otros factores importantes a considerar para el diseño de los digestores anaerobios son los siguientes: Temperatura, efecto de la velocidad de alimentación, efecto del mezclado, efecto de la toxicidad, efecto de las características de la alimentación, efecto del modo de alimentación

La determinación de los coeficientes cinéticos en cultivo continuo se puede hacer utilizando el Modelo de Monod (Eckenfelder & Ford, 1970, Eckenfelder, 1966) mediante un

balance de masa del sustrato en el reactor, de donde a partir de la siguiente expresión en el estado estacionario:

$$\frac{(S_0 - S)}{\theta X} = \frac{kS}{(K_s + S)} \quad (9)$$

y usando el procedimiento de Lineweaver - Burk, (Baileys y Ollis, 1977), la expresión anterior puede escribirse como sigue:

$$\frac{\theta X}{S_0 - S} = \frac{K_s}{k} * \frac{1}{S} + \frac{1}{k} \quad (10)$$

Usando reactores completamente mezclados con diferentes tiempos de retención se calculan los parámetros k y K_s mediante una regresión lineal de $(1/S) = f[(X\theta)/(S_0 - S)]$. La pendiente de la línea recta es K_s/k y la intersección con el eje Y es $1/k$.

El valor del coeficiente de rendimiento "Y" y el coeficiente de decaimiento "b", se pueden calcular usando la ecuación de balance de masa para la biomasa en condiciones estacionarias expresada en la siguiente ecuación:

$$\frac{1}{\theta} = \frac{Y(S_0 - S)}{\theta X} - b \quad (11)$$

y de una regresión lineal de $[(S_0 - S)/X\theta] = f(1/t)$ se obtiene Y como la pendiente y "-b" como la intersección al eje "Y".

4.6. Etapas limitantes de la digestión anaerobia

Como ya se mencionó con anterioridad, la digestión anaerobia es un proceso biológico muy complejo en donde interviene un consorcio muy complejo pero bien organizado de microorganismos de diferentes tipos. Se sabe actualmente, que este proceso está dividido en tres etapas, dos de las cuales se consideran limitantes; la primera corresponde a la utilización de la materia orgánica compleja existente en los lodos residuales crudos (materia particulada) y la última o sea la conversión de Acetato a Metano. (Ver Fig. 4.2.).

La naturaleza y magnitud de la(s) reacción(es) limitante(s) del proceso varía en los diferentes sistemas debido a los siguientes factores:

- Diferentes condiciones ambientales y operación (temperatura, pH, nutrientes, carga orgánica, etc).
- Naturaleza del sustrato alimentado.
- Presencia de sustancias tóxicas.
- Naturaleza del crecimiento biológico (crecimiento suspendido ó crecimiento fijo).

Cuando la naturaleza del sustrato alimentado es compleja, como en el caso de desechos celulósicos de los lodos de la industria de la celulosa y el papel, puede considerarse que la hidrólisis de los polímeros complejos resulta también una limitante en la producción de CH_4 a partir de estos sustratos. Vale la pena resaltar nuevamente, que los metanógenos se consideran lentos en su crecimiento y los organismos más sensibles de todo el consorcio microbiano presente en el digestor.

A altas tasas de carga, el proceso de digestión anaerobia tiene su etapa limitante en la conversión de Acetato a Metano, (microorganismos acetoclásticos). Hay algunas evidencias que indican que la limitación de nutrientes es un factor determinante en las bajas tasas de conversión de Acetato a Metano. (Speece, 1983 a y b, 1996; Pfeffer, 1986).

4.7. Activación e inhibición de las etapas limitantes de la digestión anaerobia

De los más de 100 elementos en la tabla periódica 30 se han demostrado ser esenciales para la vida microbiana y sólo un pequeño número de ellas se requiere en relativamente altas concentraciones. CHON, P y S forman aproximadamente el 95 % del total del peso seco de la bacteria.

El K, Mg, Ca, Fe, Mn, Co, Cu, Mo y Zn se requieren para casi todos los organismos (Stanier, et al., 1986). Las necesidades cuantitativas para los metales traza son tan pequeñas que es técnicamente difícil demostrar su esencialidad ya que generalmente están presentes en cantidades suficientes como contaminantes en el medio.

Algunas bacterias no tienen la capacidad de sintetizar todos los compuestos orgánicos necesarios para su crecimiento y dependen del suministro de ciertos nutrientes orgánicos, llamados en forma general **factores de crecimiento**. La mayoría de los factores de crecimiento caen dentro de algunas de las siguientes clases de compuestos en términos de su estructura química y función metabólica: Aminoácidos, requeridos para formar proteínas; purinas y pirimidinas, requeridas como constituyentes de los ácidos nucleicos y vitaminas y compuestos relacionados que forman parte de los grupos prostéticos o centros activos de algunas enzimas. La Tabla 4.1 muestra algunos factores que influyen en los requerimientos de nutrientes y elementos inorgánicos.

TABLA 4.1
FACTORES QUE INFLUENCIAN LOS REQUERIMIENTOS DE NUTRIENTES, SU DISPONIBILIDAD
Y TOXICIDAD DE ELEMENTOS INORGÁNICOS

Forma del elemento inorgánico en el agua.	Con enlace orgánico: soluble -ion complejo, ion quelado -molécula, particulado -coloidal, precipitado -absorbido Sin enlace orgánico
Presencia de otros elementos inorgánicos o tóxicos	Sin interacción Reemplazamiento, competencia Acción conjunta: Sinergismo, acción aditiva, antagonismo
Factores que influyen la fisiología de los organismos y la forma en que se presenta el elemento inorgánico en el agua	Temperatura, pH, oxígeno disuelto, luz, salinidad
Condición del organismo	Cambio en el ciclo de vida Hambruna Actividad Protección adicional (Cápsula) Adaptación a los elementos inorgánicos Crecimiento suspendido o adherido Concentración de organismos.
Otros factores	

Fuente: Takashima, 1987

La esencialidad depende de cada organismo. Es importante distinguir entre **esencialidad y estimulación**¹; hay muchos ejemplos en los cuales los nutrientes esenciales y no esenciales se comportan como estimulantes. En altas concentraciones muchas de las sustancias se convierten en tóxicas y afectan la actividad de los organismos de un modo que los conduce a la pérdida de funciones, deformidades o la muerte.

Muchos factores importantes influyen las necesidades nutricionales y toxicidad de las sustancias. Estos factores se discuten brevemente a continuación:

Para las sustancias inorgánicas:

- Estado de los compuestos inorgánicos: La disponibilidad o formas tóxicas de éstos compuestos inorgánicos o las formas libres de los metales, se consideran biodisponibles o tóxicas. En los digestores anaerobios, las formas de sulfuros, precipitan con los metales traza, tales como Hierro, Níquel y Cobalto, y controlan la solubilidad de éstos metales. Sin embargo, esta propiedad de los sulfuros puede ser utilizada para reducir las concentraciones potencialmente peligrosas de los metales tóxicos en la alimentación de los digestores. De la misma manera, la toxicidad de los ácidos grasos de cadena larga en cultivos sintróficos puede ser revertida por adición de calcio.
- Presencia de otros compuestos inorgánicos o venenos: Las bases bioquímicas para los requerimientos nutricionales o la respuesta a la toxicidad es muy complicada debido a la gran variedad de reacciones al nivel molecular y celular, incluyendo la competencia en el transporte, reemplazo de un elemento por otro, antagonismo y sinergismo y dependencia de utilización de un ion u otro.
- Elementos tales como el Sodio, Potasio, Calcio, Magnesio, Cobalto y Níquel, pueden competir en el mismo sistema de transporte y pueden ser parcialmente reemplazados uno por otro.
- Otra interacción importante entre iones, sobre todo para la toxicidad, es el antagonismo y el sinergismo. Los cationes antagonísticos pueden reducir, y en algunos casos eliminar la toxicidad causada por otros cationes metálicos.
- Variables ambientales: La temperatura, pH, potencial de oxidación-reducción, influyen no solamente la fisiología de los organismos, sino también la forma de compuestos inorgánicos presentes en el agua.
- Condición de los organismos: La condición de los microorganismos es importante, sobre todo para la toxicidad. La adaptación a los tóxicos ha sido probada como un factor importante que determina la respuesta de un sistema a la exposición a tóxicos. Desde un punto de vista de ingeniería, los tiempos de retención prolongados permiten la aclimatación a sustancias tóxicas.

Para los compuestos orgánicos, los factores principales que determinan el destino de una sustancia en un sistema son:

- Volatilización
- Absorción

¹ * La **esencialidad** de un nutriente se define como la concentración necesaria para que un organismo pueda realizar sus funciones metabólicas en forma adecuada. Si hay deficiencia en este, da como resultado un desequilibrio en su función que se corrige con la adición de dicha sustancia.

La **estimulación** se define como la acción que ejerce un elemento o compuesto en concentraciones mínimas que produce efectos favorables o aumento de actividad en las funciones metabólicas de la célula.

- Transformación
- Enlaces organometálicos

La mayoría de las especies de metanógenos en cultivos puros pueden crecer autotróficamente, pero su crecimiento se estimula por la presencia de Acetato, aminoácidos o vitaminas. Algunos metanógenos son heterótrofos y requieren fuentes de carbono orgánico para su crecimiento. El Acetato se requiere por la mayoría de éstos heterótrofos y se incorpora en hasta el 60 % del carbono celular.

Las vitaminas y aminoácidos son estimulantes para el crecimiento de muchos metanógenos. Por ejemplo: Isoleucina, Leucina, Tiamina, Biotina, Riboflavina, Pantotenato, Pridoxina y Ácido Paraminobenzoico (PABA); sin embargo, la naturaleza específica de los requerimientos de aminoácidos y vitaminas se han determinado en muy pocos organismos. Los nutrientes complejos, tal como el extracto de levadura y tripticasa o algunas sustancias contenidas en ellos se requieren por algunas especies y son a menudo estimulantes (Speece, 1983 a y b, 1996).

Los metales Hierro, Níquel y Cobalto se requieren para todos los metanógenos que han sido estudiados. Algunos metanógenos requieren de Molibdeno, Selenio, Tungsteno, Calcio, Magnesio y Sodio. (Oleszkiewicz et al., 1990; Hayes, 1978; Hickey et al., 1987).

El Níquel es un componente de la coenzima F₄₃₀ y de coenzimas deshidrogenasas y co-deshidrogenasas. Se cree que el Níquel interviene en la estabilidad de la membrana. Una concentración elevada de Cobalto se cree que está presente en los Corrinoides (Derivados de la Vitamina B₁₂) que intervienen en la actividad de enzimas específicas.

La tabla 4.2 presenta algunos estimulantes del crecimiento bacteriano en el proceso de digestión anaerobia de los lodos residuales.

La acción de una sustancia tóxica puede ser dividida en dos categorías: bacteriostática y bactericida. La acción bactericida es irreversible y la acción bacteriostática es reversible.

Las sustancias más comúnmente reportadas como inhibitorias para la digestión anaerobia son elementos inorgánicos como los metales alcalino y alcalino-térreos, metales pesados, Nitrógeno Amoniacal, Sulfuros y compuestos orgánicos.

TABLA 4.2
ESTIMULANTES DE CRECIMIENTO BACTERIANO EN EL PROCESO
DE DIGESTIÓN ANAEROBIA DE LOS LODOS RESIDUALES

Magnesio	Es importante en el metabolismo de bacterias Metanogénicas. Es requerido a concentraciones de 20 mmoles para que la enzima Metil-reductasa alcance una actividad óptima.
Sodio	Es el rango de 100-200 mg/l es estimulante, mayores concentraciones pueden inhibir el proceso anaerobio.
Bioactivadores inorgánicos	En bajas concentraciones pueden ser estimulantes. Altas concentraciones pueden inhibir el proceso anaerobio.
Bioactivadores enzimáticos	La enzima Tripsina desdobra las proteínas a componentes más simples los cuales son más rápidamente disponibles para la nutrición bacteriana. Esta enzima actúa mejor en un pH cercano a 7.8.
Extracto de Levadura	Es un estimulante excelente de crecimiento bacteriano. Las concentraciones generalmente empleadas son de 0.3 a 0.5 %. El pH de reacción es de 6.6. Es una excelente fuente de vitaminas del complejo B.

Fuente: Eckenfelder, 1966; Goodwin, et al., 1992; Kida, et al., 1991 y 1997, Knapp, 1978).

5. ESTIMULACIÓN

5.1. Técnicas hidrolíticas

Ya que la composición de los lodos es muy variable y depende de muchos factores, la facilidad o dificultad para el inicio de la degradación biológica de la materia orgánica compleja, es decisiva para iniciar el proceso con una mayor o menor velocidad.

Con el fin de optimizar la producción de gas y la recuperación de energía, se ha estudiado el efecto de pretratamientos, que son empleados para modificar las características físicas y químicas, en espera de una mayor conversión de compuestos orgánicos complejos, particularmente en la etapa hidrolítica de la digestión anaerobia del lodo (Young y Mc.Carty, 1981; Haug, 1977 y Haug, et al., 1978 y 1983; Ying Chi et al., 1997; Dohanyous, et al., 1997; Tiehm, et al., 1997; Bauer, et al., 1997).

La hipótesis planteada es que un pretratamiento térmico y/o alcalino facilitará la utilización de los lodos como sustrato para la primera fase de la digestión anaerobia. El calentamiento y la adición de álcalis favorecerán la hidrólisis de compuestos orgánicos complejos como carbohidratos (celulosa, lignina y los complejos de lignina - carbohidratos) presentes en los lodos residuales crudos, así como la hidrólisis de compuesto proteicos, o la ruptura de los enlaces éster que constituyen los lípidos.

Las celulosas son generalmente resistentes a la hidrólisis por enzimas o ácidos, debido a las fórmulas estructurales complejas de la celulosa y la lignina. La celulosa libre es degradable, pero asociada con la lignina es poco degradable.

Con la comprensión de la naturaleza física, química y estructural del lodo es posible evaluar la efectividad del pretratamiento de acuerdo a un criterio seleccionado, como es la rapidez de la hidrólisis, la generación de productos y otros parámetros.

5.1.1 Pretratamiento térmico

El sistema de pretratamiento térmico y digestión anaerobia, ofrece una mejora en la producción de energía durante la digestión de lodos primarios y secundarios. (Stuckey, et al., 1984).

El desaguado de los lodos, también se mejora al no requerir, en algunos casos, acondicionadores adicionales.

El lodo es esterilizado durante el pretratamiento térmico, mitigando el inconveniente en el aspecto de salud pública, por la posible transmisión de microorganismos patógenos.

(Haug, 1977; Haug, et al., 1978) resume los principales efectos del pretratamiento térmico sobre la digestión anaerobia y deshidratación de los lodos como sigue:

- La biodegradabilidad y deshidratación de los lodos se incrementa por un tratamiento térmico previo a la digestión.
- En los lodos primarios se aprecia ligero aumento en la degradabilidad durante la digestión, pero, sí se aumenta considerablemente la facilidad de desaguado. En los lodos secundarios se incrementa en un 60 % la producción de Metano y hay una disminución del 36 % en SSV.

En una mezcla de lodos primarios y secundarios, a razón de 1:1 en SSV, se obtuvo:

- Un incremento en la producción de Metano de 14 %
- Una reducción de 16 % de SSV y una mejora en el desaguado de los lodos.

A mayor temperatura aumenta la biodegradabilidad, hasta una temperatura óptima de 175°C aproximadamente, a temperaturas mayores decrece la producción de Metano, presumiblemente por la formación de sustancias inhibitoras.

Los olores asociados con el pretratamiento térmico se reducen durante la digestión. El sobrenadante recirculado después de la digestión no aumentó, apreciablemente, la demanda de oxígeno del sistema biológico (depuración secundaria).

El pretratamiento térmico mejoró la digestión anaerobia al aumentar la producción de Metano y la biodegradabilidad del lodo.

5.1.2 Pretratamiento alcalino

El pretratamiento alcalino es el método más conocido para aumentar la biodigestión de compuestos con contenidos altos de celulosa. Al aplicarse una base, como hidróxido de sodio, se obtiene como resultado la remoción o ruptura de la lignina, y por consiguiente, un incremento en el área superficial debido al hinchamiento de la celulosa y a cierta des-cristalización.

Varios investigadores han experimentado con varios pretratamientos, concluyendo que el tratamiento alcalino es el más efectivo para optimizar el proceso de digestión. Haug y otros reportaron en 1978 que el pretratamiento alcalino del bagazo aumenta la biodegradabilidad de los productos.

Desde el punto de vista de diseño del proceso, el intervalo de tiempo entre el tratamiento cáustico y la posterior neutralización por ácido del sustrato, seguido por una digestión biológica será de gran importancia para aumentar la velocidad de degradación del sustrato y la generación de Metano.

5.1.3 Pretratamiento térmico-alcalino.

Un pretratamiento térmico a pH alto resulta en la hidrólisis de la celulosa. La lignina puede solubilizarse por un tratamiento térmico-alcalino, mientras que, en estas condiciones la celulosa sufrirá sólo una degradación limitada.

Pfeffer y Khan en 1986 reportaron el incremento en la producción de gas en un 20 %, por la adición de 3 g de NaOH por 100 g de materia seca, y luego con calentamiento de la mezcla durante una hora a una temperatura de 130 °C. Gossett, et al., en 1978, lograron un aumento en la producción de gas Metano al tratar el lodo digerido con 185 m.eq./l de NaOH a 200 °C.

5.2. Adición de activadores biológicos

Ya que también la metanogénesis, última etapa del proceso de digestión anaerobia, es considerada como limitante por las bajas tasas de producción de la flora metanogénica y por su alta sensibilidad a cambios bruscos en las condiciones prevalecientes en el digestor, el buscar favorecer el crecimiento de los microorganismos que predominan en esta etapa es lo deseable por lo que deberán de suministrárseles todos los nutrientes, elementos traza y factores de crecimiento necesarios, ya sea contenidos en el sustrato principal alimentado o por adición externa. Estudios realizados por varios investigadores: Da-

niels, et al., (1986), Zehnder (1978), Speece (1983 a y b y 1996), Takashima (1987), Kida, et al., (1991 y 1997), Raju et al., (1991) han demostrado que ciertos elementos, , entre ellos, el Hierro, Níquel y Cobalto son necesarios para todos los metanogénicos estudiados; algunos otros metales como Molibdeno, Selenio, Magnesio, y otros, se requieren para algunos metanogénicos en específico. Cuando las bacterias metanogénicas han sido aisladas de los lodos y estudiados en cultivos puros, casi todas ellas requieren de factores estimulantes del crecimiento: **El extracto de levadura aporta una proporción elevada de éstos factores.**

Takashima en 1987, demostró que los metales traza son capaces de controlar el predominio de las especies que utilizan el Acetato (acetocláticas). El predominio de *Methanosarcina* se estimuló con la adición del extracto de levadura. El crecimiento de la biomasa anaerobia se verá favorecido mediante esta adición ya que actúa como factor estimulante del crecimiento por su alto contenido en minerales (Fe, Zn, Mn, etc.) y vitaminas que actúan como elementos traza y como factores estimulantes de crecimiento respectivamente, ya que forman parte constitutiva de enzimas y coenzimas específicas de los metanogénicos (Daniels, 1986).

Varios autores han reportado dos especies metanogénicas que utilizan el Acetato como sustrato para la producción de Metano: *Methanosaeta* y *Methanosarcina*. (Gujer y Zehnder, 1983; Speece, 1983 a y b, 1996). Por otra parte, Takashima en 1987 demostró que la tasa de utilización del sustrato en especies de *Methanosarcina* es de tres a cinco veces más que la de *Methanosaeta* .Un factor clave para lograr tasas de carga mayores en un digestor, es el lograr, que esta especie sea dominante. **Este dominio relativo se logró con la adición de extracto de levadura**, ya que algunos de los metales traza son capaces de controlar la prevalencia de alguna de las especies que utilizan el Acetato (Ni y Fe), facilitando así la última etapa limitante para la digestión anaerobia. La tabla 5.1 presenta algunas enzimas purificadas a partir de metanógenos, en donde se observa la importancia de elementos traza como necesarios o estimulantes.

TABLA 5.1
ALGUNAS ENZIMAS DE METANÓGENOS

Enzima	Reacción catalizada	Componente requerido o estimulante
Hidrogenasa	$H_2 \rightarrow 2H^+ + 2e^-$	FAD, FMN, S, Fe, Ni, Se, Cu
Codeshidrogenasa	$CO_2 + H_2O \rightarrow CO_2 + H_2$	Corrinoides, S, Fe, Ni, Co, Zn
Formato deshidrogenasa	$HCOOH \rightarrow 2H^+ + CO_2 + 2e^-$	Pterina, FAD, PO_4 , S, Fe, Mo, Se, Zn
Metil-H ₄ MPT ciclohidrolasa	Formil-H ₄ MPT → metil-H ₄ MPT	Mg
Metil-H ₄ MPT:F ₄₂₀ oxidoreductasa	Metil-H ₄ MPT → metil-H ₄ MPT	desconocido
Metiltransferasa	Algunas reacciones de transferencia de grupos metilo	Corrinoides, ATP, GTP o CTP, Mg, Ca, Mn, Sr o Ba
Metil-CoM metilreductasa	$CH_3-S-CoM + H_2 \rightarrow CH_4 + HSCoM$	Componente B, F ₄₃₀ , F ₄₂₀ , FAD, ATP, Mg
Superoxidodismutasa	$2O_2^- + 2H^+ \rightarrow H_2O_2 + O_2$	Fe, Zn, Mn

Fuente: Takashima, 1987

6. METODOLOGÍA

Para lograr los objetivos específicos planteados, en relación con el proceso de digestión anaerobia de los lodos primarios, la investigación se dividió en etapas consecutivas siguiendo una secuencia en los estudios, los que permitieron cumplir los objetivos y alcances definidos:

- Etapa I:** Caracterización fisicoquímica y biológica de lodos primarios
- Etapa II:** Degradación de lodos primarios y comportamiento de patógenos en digestores anaerobios de baja tasa
- Etapa III:** Degradación de lodos primarios y determinación de los parámetros cinéticos en digestores anaerobios de alta tasa
- Etapa IV:** Pretratamiento y adición de estimulantes de crecimiento con el uso de bioensayos (Primera y segunda parte)
- Etapa V:** Pretratamiento y adición de estimulantes de crecimiento con digestores de tipo huevo (DAH)

Estas actividades fueron realizadas durante el periodo de experimentación comprendido entre febrero de 1993 a enero de 1997.

Sustrato

Como sustrato se utilizaron en todos los estudios *lodos residuales primarios* producidos en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Chapultepec que es operada por la Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica del D.D.F.

Muestreos

Para la caracterización de los lodos residuales se conformaron muestras compuestas de lodos, a partir de dos muestras puntuales, tomadas de la purga matutina y de la vespertina del sedimentador primario de la planta de tratamiento de acuerdo con procedimientos establecidos (WEF 1990 y 1993c y WPCF 1980 y 1985 a y b). La alimentación de los reactores se realizó diariamente, con los lodos residuales primarios obtenidos del sedimentador primario de la planta antes mencionada. La toma de muestra de los lodos digeridos en el reactor se hacía según el programa de muestreo establecido para cada uno de los estudios realizados.

Análisis

Los métodos analíticos utilizados fueron los establecidos en el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1985) y en el Wastewater Sampling for Process and Quality Control, Manual of Practice No. OM-1 (1980 y 1993). En los casos en que se utilizó otra técnica, esta se indica en el estudio correspondiente.

Reactores

Los experimentos en laboratorio se llevaron al cabo en reactores con diferentes capacidades, desde 0.25 a 30 litros, con agitación y sin agitación, en lote o con alimentación semicontinua, dependiendo de la etapa. La temperatura de operación fue entre 18 y 28°C (ambiente), y en el rango mesofílico entre 30 y 35°C.

La alimentación de los digestores operados en forma semicontinua, se realizó diariamente, extrayendo primero, la cantidad de lodos digeridos necesaria, de acuerdo con el tiempo de retención fijado para cada etapa (efluente) y con la adición de la misma cantidad de lodos crudos (influyente) al digestor. Para las condiciones de operación de los

reactores, alimentados con los lodos primarios, se cambiaron los volúmenes de acuerdo con las condiciones individuales correspondientes a sus tiempos de retención, midiendo las *variables de respuesta de interés*, tanto en el influente como en el efluente. Las variables de respuesta para cada etapa se indican en la tabla 6.1, asimismo, en cada apartado se describen las características, detalles y condiciones de operación de los modelos de digestores utilizados.

Diseños experimentales

Los pasos básicos realizados para los diseños experimentales fueron, en forma general, los siguientes: planteamiento del problema, selección de las unidades experimentales, de los factores (tratamientos) y los niveles de las variables de respuesta y el apropiado diseño estadístico del experimento. Seleccionado lo anterior, se realizó la planeación de los experimentos según las etapas planteadas para los estudios, se procedió a desarrollar los experimentos, a hacer el análisis de los datos presentando los resultados y finalmente estableciendo las conclusiones.

Los tratamientos y niveles se variaron dependiendo del objetivo de los estudios en cada etapa y se seleccionaron para cada una de ellas las unidades experimentales a usar (modelos), las variables de respuesta a medir, la hipótesis nula y la hipótesis alterna aplicables y establecidas de acuerdo con el modelo estadístico propuesto, para finalmente, determinar el criterio para realizar la evaluación de los resultados.

Con respecto a la selección del tamaño de la muestra, se consideró el muestreo aleatorio simple por ser el más recomendable para obtener buenos valores estadísticos de una población con muestras de tamaño pequeño y un número de ser posible de 30 muestras las que garantizan en forma probabilística que las distribuciones de muestreo se comportan como normales con un nivel de confianza de 95 % (Miller et al., 1992). Una descripción de los diseños experimentales se presenta en el Anexo I.

TABLA 6.1
VARIABLES DE RESPUESTA UTILIZADAS EN EL ESTUDIO

Parámetro	Etapas				
	I	II	III	IV	V
pH	X	X	X	X	X
Alcalinidad	X	X	X	X	X
AGV s			X		X
DQO total	X	X	X	X	X
DBO ₅ total	X	X	X	X	X
SST	X	X	X	X	X
SSV	X	X	X	X	X
N	X				
P	X				
K	X				
Metales	X	X			
CRETIB	X				
Coliformes totales	X	X			X
Coliformes fecales	X	X			X
Salmonela	X	X			
Protozoarios y parásitos	X	X			X
Producción de biogás y lMetano		X	X	X	X

Etapas:

- Etapa I: Caracterización fisicoquímica y biológica de lodos primarios
- Etapa II: Degradación de lodos primarios y comportamiento de patógenos en digestores anaerobios de baja tasa
- Etapa III: Degradación de lodos primarios y determinación de los parámetros cinéticos en digestores anaerobios de alta tasa
- Etapa IV: Pretratamiento y adición de estimulantes de crecimiento con el uso de bioensayos (Primera y segunda etapa)
- Etapa V: Pretratamiento y adición de estimulantes de crecimiento con digestores de tipo huevo (DAH)

6.1. Etapa I. Caracterización fisicoquímica y biológica de lodos primarios

Para conocer las características de interés más importantes de los lodos estudiados, se realizó la caracterización fisicoquímica de ellos durante tres periodos diferentes en el año, en función del diseño experimental planteado y de la disponibilidad de recursos materiales y financieros existentes. El primer periodo tuvo una duración de 4 meses, el segundo de 6 meses y de 5 meses el tercero. La duración total de éstos periodos de muestreo para la caracterización fue de 15 meses. Se planteó un diseño completamente aleatorio (ANOVA de un sólo factor) considerando cada uno de los parámetros analizados como los factores o tratamientos y los niveles como los periodos de muestreo, con el objeto de comprobar estadísticamente si existen o no diferencias significativas entre los parámetros analizados durante los tres periodos de muestreo.

La unidad experimental fue el lodo primario. La hipótesis nula planteada es que no existen diferencias significativas en los valores de los parámetros analizados durante los tres periodos. La hipótesis alterna es que si existen diferencias en los valores obtenidos. El análisis de variancia se realizó con un nivel de confianza del 0.05% (Montgomery, D.C., 1991).

Ya que los lodos residuales aparecen en el listado de los desechos que incluye como peligrosos las Normas Oficiales Mexicanas, se realizaron a una muestra los análisis denominados CRETIB (NOM CRP 001,002 y 052/Ecol 1993).

Otras variables de respuesta medidas fueron los metales: Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn, como indicadores de la posible influencia industrial de las descargas que llegan a la planta. Estos se determinaron mediante absorción atómica.

Para la caracterización biológica se seleccionaron los coliformes totales y fecales por ser organismos indicadores, el género *Salmonella* como uno de los representantes bacterianos patógenos de mayor importancia en los lodos y los protozoarios y parásitos. Todos éstos por los efectos adversos que causan en la salud y por su persistencia en los lodos residuales.

Para el análisis de coliformes totales y fecales y *Salmonella* se tomaron muestras simples de los lodos primarios las que se recolectaron en envase estéril y se preservaron a temperatura baja en una hielera, de acuerdo a lo establecido en los Métodos estándar.

Los protozoarios y parásitos se analizaron mediante 2 técnicas: examen directo y el método de Ferreira. (Tay, 1990). El examen directo permite reconocer mediante tinción con lugol, las formas parasitológicas y parasitarias presentes observándose microscópicamente a seco fuerte. La técnica de Ferreira es una técnica utilizada en clínica para la

identificación de parásitos y se basa en la separación y recuperación de las formas parasitológicas y protozoológicas de la materia fecal por medio de flotación con una solución de sulfato de zinc. A diferencia de la técnica de la EPA, no distingue viabilidad de las formas identificadas. El procedimiento utilizado para el muestreo es el mismo descrito para las bacterias.

Para conocer el comportamiento de la *Salmonella* en lodos y determinar su supervivencia, se realizó un ensayo con esta bacteria utilizando los lodos como sustrato para lo que se utilizó una cepa de *S. typhi*, lodo primario crudo esterilizado y como control caldo nutritivo esterilizado. Se preparó un cultivo de 12 hs de una cepa pura de *S. typhi* y se ajustó su concentración a 1.32×10^9 UFC por ml de acuerdo con el tubo 5 de la escala de Mc. Farland. Se inocularon 0.5 ml de cultivo en cada matraz de una serie de 17 conteniendo 49.5 ml de caldo nutritivo. Se inocularon todos los matraces y se tomó uno por cada tiempo a analizar. El intervalo de tiempo fue de 0 a 720 horas. A los cultivos correspondientes para cada tiempo se le determinó la cuenta viable de microorganismos tanto en el lodo como en el control.

Un resumen de la metodología seguida en este estudio se presenta en la tabla 6.2

TABLA 6.2
RESUMEN DE LA METODOLOGÍA UTILIZADA PARA LA CARACTERIZACIÓN
FISICOQUÍMICA Y BIOLÓGICA DE LOS LODOS RESIDUALES PRIMARIOS

Características	Descripción
Duración del muestreo:	15 meses (3 periodos).
Diseño del experimento:	Completamente aleatorio (ANOVA de un sólo factor, α 0.05)
Unidad experimental:	Lodos primarios
Factores o tratamientos: (variables de respuesta)	Parámetros analizados
Periodos de muestreo:	3 (Niveles de los factores)
Variables de respuesta: Parámetros fisicoquímicos: Parámetros biológicos:	pH, alcalinidad, DQO, DBO ₅ , SST, SSV, N, Coliformes totales y fecales, <i>Salmonella</i> , protozoarios y parásitos
Otras variables de respuesta:	Metales pesados: Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn.
CRETIB	Corrosividad, reactividad, explosividad, toxicidad, inflamabilidad y biológico infeccioso. (NOM CRP 001,002 y 052/Ecol 1993).
Hipótesis nula planteada:	No existen diferencias significativas en los valores de los parámetros analizados durante los tres periodos. $H_0: \mu = \mu_1 = \mu_2 = \mu_3$
Hipótesis alterna:	Sí existen diferencias en los valores obtenidos. $H_A: \mu_p \neq \mu_q$ para alguna p y q

6.2. Etapa II. Degradación de lodos primarios y comportamiento de patógenos en digestores anaerobios de baja tasa

El objetivo específico del estudio fue el conocer la velocidad de degradación de la materia orgánica a través de la determinación de las constantes de hidrólisis y el conocer el comportamiento de patógenos en los lodos residuales primarios tratados en este tipo de digestores.

Los cuatro modelos utilizados se construyeron de acrílico, simulando digestores anaerobios convencionales de tipo europeo (DAE), como los descritos en la figura 4.1, con un volumen útil de 30 litros cada uno. El diagrama y la fotografía de estos reactores se presentan en la figura 6.1.

Para el arranque de los digestores se llenaron los reactores con 30 litros de lodo primario. La operación se inició sin inóculo y se operó en lote hasta observar la aparición de gas. Una vez iniciada la producción de gas, la alimentación se realizó una vez por día dándole a los digestores un tiempo de retención de 28 días. De este modo, se mantuvieron los cuatro digestores hasta alcanzar el estado estacionario, operándose de este modo durante cuatro meses a temperatura ambiente (media de 18 grados centígrados) y con una carga orgánica volumétrica aproximada de $0.7 \text{ g/l} \cdot \text{día}$.

Posteriormente, se cambió el régimen de operación y los cuatro reactores se operaron con tiempos de retención de 7, 14, 21 y 28 días respectivamente, con cargas orgánicas volumétricas, medidas como DQO, de $2.8 \text{ g/l} \cdot \text{día}$, $1.42 \text{ g/l} \cdot \text{día}$, $0.9 \text{ g/l} \cdot \text{día}$ y $0.7 \text{ g/l} \cdot \text{día}$ respectivamente. La operación en estas condiciones se mantuvo durante seis meses.

La alimentación de los reactores se realizaba diariamente, extrayendo primero, el volumen de lodos necesario del reactor, de acuerdo con cada tiempo de retención establecido y posteriormente, con la adición del mismo volumen de lodos primarios crudos. El modo de alimentación y purga de los lodos en los digestores se indica en el diagrama de la figura 6.1. Cabe mencionar que en la operación de este tipo de digestores, los lodos se estratificaban formando tres diferentes fases. La primera, capa superior de nata, la segunda o capa intermedia, la zona activa de degradación y la última donde sedimenta el lodo digerido.

Se utilizó un diseño completamente aleatorio (ANOVA de un sólo factor) para probar si existen o no diferencias estadísticamente significativas en los valores de las variables de respuesta para cada uno de los tiempos de retención utilizados, o dicho de otra manera, si existen diferencias estadísticamente significativas usando diferentes tiempos de retención en los digestores estudiados y para observar si existen diferencias en el comportamiento de los reactores entre sí. Esta comparación se hizo para cada parámetro, contrastando los valores en el lodo crudo (influyente) y en los lodos digeridos obtenidos de los reactores (efluentes) con los cuatro diferentes tiempos de retención. Se comparó influyente con los cuatro reactores, influyente con cada uno de los reactores y se compararon los reactores entre sí.

En relación con las características microbiológicas del lodo, para la determinación de coliformes totales como fecales se utilizó la técnica de filtro de membrana y la de NMP para la determinación de *Salmonella* (APHA, 1985).

Para saber si el comportamiento de los coliformes totales, coliformes fecales y *Salmonella* durante la digestión anaerobia de los lodos era igual, se planteó un diseño estadístico aleatorio con bloques. Se consideraron a los tres tipos de microorganismos como los tres tratamientos y a los lodos crudos y digeridos en los cuatro diferentes tiempos de re-

tención como bloques (cinco bloques). La hipótesis nula que se planteó fue que no existen diferencias significativas en el comportamiento de los tres tipos de microorganismos: $\alpha_1=\alpha_2=\alpha_3=0$ ó entre el lodo crudo y los cuatro reactores, $\beta_1=\beta_2=\beta_3=\beta_4=\beta_5$. La hipótesis alterna es que si existen diferencias entre el comportamiento de los microorganismos: $\alpha_1=\alpha_2=\alpha_3\neq 0$ ó de los reactores, es decir, que por lo menos una β_i es diferente).

Para conocer el comportamiento de los coliformes fecales y totales y de la *Salmonella* se determinó también la constante de decaimiento de los microorganismos, de acuerdo con la ley de Chick, considerando el valor de la media geométrica de los microorganismos encontrados en los 4 tiempos de retención en los que operaron los reactores.

El análisis de protozoarios y parásitos se realizó por medio de examen directo y por el método de Ferreira (Tay,1990). El resumen de las características principales de la metodología utilizada en el estudio se presenta en la tabla 6.3.

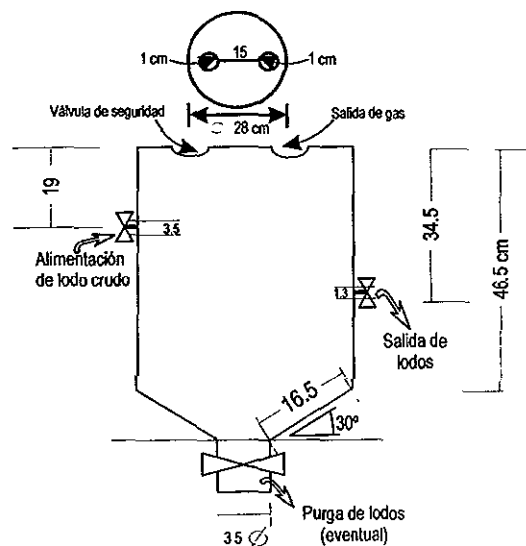
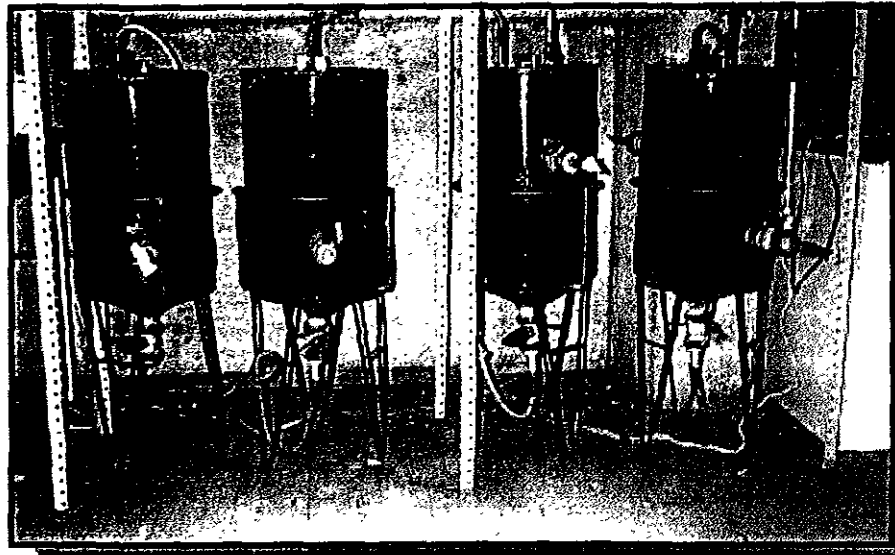


FIGURA 6.1

MODELOS EXPERIMENTALES PARA EL ESTUDIO CON DIGESTORES ANAEROBIOS DE BAJA TASA

TABLA 6.3
RESUMEN DE LA METODOLOGÍA UTILIZADA EN EL ESTUDIO
CON DIGESTORES ANAEROBIOS DE BAJA TASA

Digestor (tipo DAE)	Tiempo de retención (días)	Carga orgánica volumétrica (DQO, g/l*día)
1	7	2.8
2	14	1.42
3	21	0.9
4	28	0.7
Duración del experimento:	6 meses	
Unidad experimental :	Digestor anaerobio de baja tasa, DAE (30 litros)	
Diseño del experimento:	Completamente aleatorio (ANOVA de un sólo factor, α 0.05)	
Sustrato:	Lodos residuales primarios	
Factores o tratamientos: (variables de respuesta :	Parámetros analizados	
Parámetros analizados:	pH, alcalinidad, DQO total, DBO _{5total} , SST, SSV, CH ₄ , coliformes totales y fecales, <i>Salmonella</i> , protozoarios y parásitos)	
Niveles de los factores	4 (Tiempos de retención)	
Comparaciones	Influyente con reactores, influente con cada uno de los reactores y reactores entre sí.	
Hipótesis nula:	No existen diferencias significativas en los valores de los parámetros analizados en los lodos digeridos provenientes de los reactores con los cuatro tiempos de retención. H ₀ : $\mu = \mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4$	
Hipótesis alterna:	Si existen diferencias en los valores obtenidos en los lodos digeridos. H _A : $\mu_p \neq \mu_q$ para alguna p y q	

6.3. Etapa III. Degradación de lodos primarios y determinación de los parámetros cinéticos en digestores anaerobios de alta tasa

El objetivo específico del estudio fue el conocer la velocidad de degradación de la materia orgánica de los lodos primarios en este tipo de digestores con agitación o de alta tasa, para lo cual los modelos utilizados como reactores anaerobios fueron matraces Erlenmeyer de 1000 ml. con agitación mecánica continua y operados a una temperatura de 35°C.

La alimentación del lodo fue con una concentración constante de aproximadamente 15,000 mg/l medida como DQO.

El volumen efectivo de los reactores fue de 600 ml., para su arranque se utilizó un inóculo del 10 % de lodo digerido anaeróbicamente.

Los tiempos de retención utilizados fueron de 1.5, 2.0, 3.0, 5.0, 13.0 y 21 días. (Cargas orgánicas volumétricas de 10, 7.5, 5, 3, 1.15 y 0.7 g/l*día).

La figura 6.2 presenta el esquema y fotografía de los modelos utilizados.

La alimentación de los reactores se realizaba diariamente, extrayendo primero, el volumen de lodos necesario del reactor, de acuerdo con cada tiempo de retención establecido y posteriormente, con la adición del mismo volumen de lodos primarios crudos.

El modo de alimentación y purga de los lodos en los digestores se indica en el diagrama de la figura 6.2.

Cabe mencionar que en la operación de este tipo de digestores, los lodos se consideran con mezcla completa debido a la agitación mecánica.

Se utilizó un diseño completamente aleatorio (ANOVA de un sólo factor) para probar si existen o no diferencias estadísticamente significativas en los valores de las variables de respuesta para cada uno de los tiempos de retención utilizados, o dicho de otra manera, si existen diferencias usando varios tiempos de retención en los digestores estudiados.

La hipótesis alterna planteada fue que sí existen diferencias significativas en la calidad del lodo obtenida con los diferentes tiempos de retención en la operación de los digestores.

Esta comparación se hizo para cada parámetro (factor o tratamiento), contrastando los valores en el lodo crudo y en los lodos digeridos obtenidos de los reactores con los seis diferentes tiempos de retención.

Se comparó influente con los seis reactores, influente con cada uno de los reactores y se compararon los reactores entre sí. Los reactores en estas condiciones de operación se mantuvieron durante cinco meses.

La determinación de los parámetros cinéticos en cultivo continuo se hizo utilizando los mismos reactores y utilizando como base el modelo de Monod (Eckenfelder & Ford, 1970, Metcalf & Eddy, 1996 y Benefield et al., 1980), mediante un balance de masa del sustrato en el reactor, en el estado estacionario, y usando el procedimiento de Lineweaver-Burk.

Usando los reactores completamente mezclados con los diferentes tiempos de retención descritos arriba, se calcularon los parámetros k y K_s mediante una regresión lineal de $(1/S) = f[(X)/(S_0 - S)]$.

El valor de la pendiente de la línea recta es el cociente K_s/k y la intersección con el eje Y es el valor de $1/k$.

El valor del coeficiente de rendimiento "Y" y el coeficiente de decaimiento "b", se calcularon usando la ecuación de balance de masa para la biomasa en condiciones estacionarias y mediante la regresión lineal de $[(S_0 - S)/Xt] = f(1/t)$ se obtuvo Y como el valor de la pendiente y "-b" como el valor obtenido para la intersección con el eje "Y". Un resumen de la metodología utilizada en este estudio se presenta en la tabla 6.4.

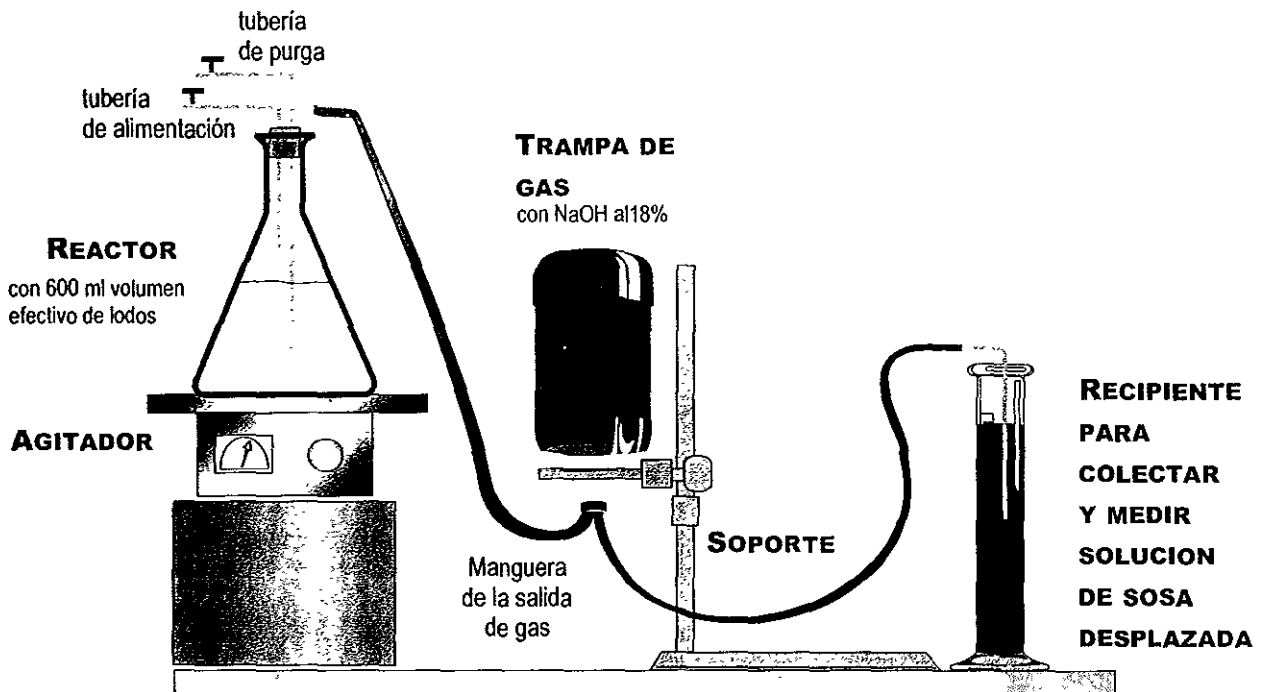
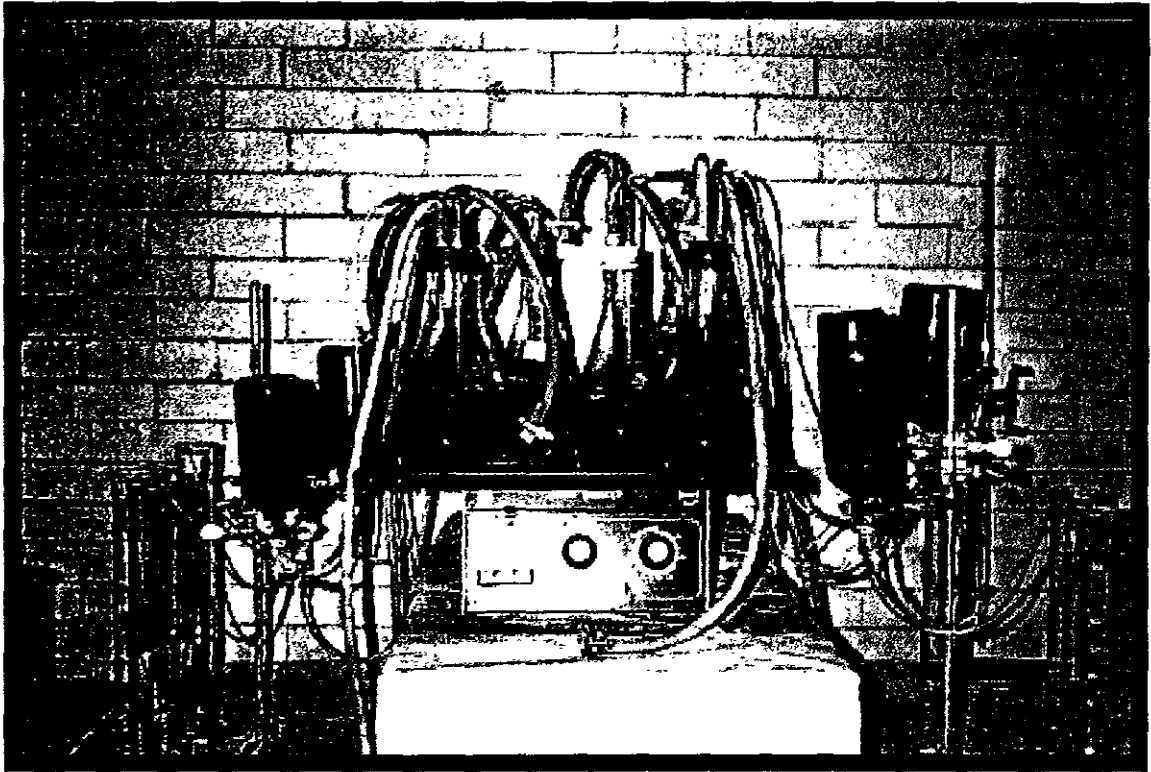


FIGURA 6.2

MODELOS EXPERIMENTALES PARA EL ESTUDIO CON DIGESTORES ANAEROBIOS DE ALTA TASA

TABLA 6.4
RESUMEN DE LA METODOLOGÍA UTILIZADA EN EL ESTUDIO CON
DIGESTORES ANAEROBIOS DE ALTA TASA

Digestor	Tiempo de retención (días)	Carga orgánica volumétrica (DQO, g/l* ³ día)
1	1.5	10
2	2.0	7.5
3	3.0	5
4	7	3
5	13	1.15
6	21	0.7
Duración del experimento:		5 meses
Unidad experimental :		Digestor anaerobio de alta tasa (Matríz Erlenmeyer de 1000ml)
Diseño del experimento:		Completamente aleatorio (ANOVA de un sólo factor, α 0.05)
Sustrato:		Lodos residuales primarios (15,000 mg/l DQO)
Factores o tratamientos: Parámetros analizados (variables de respuesta)		pH, alcalinidad, AGVs, DQO, DBO ₅ , SST, SSV, CH ₄)
Niveles de los factores		6 (Tiempos de retención)
Comparaciones:		Influyente con reactores, influente con cada uno de los reactores y reactores entre sí
Hipótesis nula:		No existen diferencias en los valores de los parámetros analizados en los lodos digeridos provenientes de los reactores con los seis tiempos de retención. H ₀ : $\mu = \mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4 = \mu_5 = \mu_6$
Hipótesis alterna:		Si existen diferencias en los valores obtenidos en los lodos digeridos. H _A : $\mu_p \neq \mu_q$ para alguna p y q
Determinación de constantes cinéticas		Modelo de Monod Balance de masas del sustrato y de la biomasa en los reactores en el estado estacionario (Lineweaver Burk)
Parámetros cinéticos k y K _s Y y b		1/S) $f[X/S_0-S]$ (S ₀ -S)/Xt $f[1/t]$

6.4. Etapa IV. Pretratamiento y adición de estimulantes de crecimiento con el uso de bioensayos

El objetivo de ésta etapa fue el probar la hipótesis de que la degradación anaerobia de los lodos es favorecida si se realiza un pretratamiento a los lodos residuales y/o mediante la adición de ciertos compuestos como estimulantes del crecimiento para la flora metanogénica presente.

El experimento se realizó adaptando la técnica estandarizada para los bioensayos anaerobios en lote (Owen et al., 1978; Soto et al., 1992), sin la adición de micronutrientes

y utilizando un inóculo del 10 % de lodo digerido anaeróbicamente. Se utilizaron frascos de vidrio con capacidades definidas como reactores anaerobios en lote (tipo batch).

El montaje de los equipos utilizados, el detalle de su funcionamiento y su fotografía se muestran en la figura 6.3.

El pretratamiento consistió en un caso en el calentamiento de los lodos a 121° C por una hora, el cual se denominará térmico y en el otro caso, en la adición de álcali (NaOH 1N con tiempo de contacto de una hora), al que se le denominará alcalino.

La estimulación del crecimiento consistió en la adición de extracto de levadura en dos concentraciones (0.1 y 0.2 %).

6.4.1 Primera parte

Los factores considerados fueron dos: pretratamiento y adición de extracto de levadura, ambos con tres niveles:

Pretratamiento
(P)

P₁ = 0

P₂ = Alcalino (NaOH 1N, 1 hora)

P₃ = Térmico (121°C, 1 hora)

Estimulación de crecimiento
(E)

E₁ = 0

E₂ = 0.1 % extracto de levadura

E₃ = 0.2 % extracto de levadura

Con sus combinaciones posibles, es decir, un diseño factorial 3² (2 factores con 3 niveles).

La tabla 6.5 presenta la matriz para el diseño del experimento.

TABLA 6.5
DISEÑO DEL EXPERIMENTO PARA LA ESTIMULACIÓN DE LA
DIGESTIÓN ANAEROBIA DE LODOS.

Pretratamiento	Estimulante		
	E ₁	E ₂	E ₃
P ₁	E ₁ P ₁ (blanco)	E ₂ P ₁	E ₃ P ₁
P ₂	E ₁ P ₂	E ₂ P ₂	E ₃ P ₂
P ₃	E ₁ P ₃	E ₂ P ₃	E ₃ P ₃

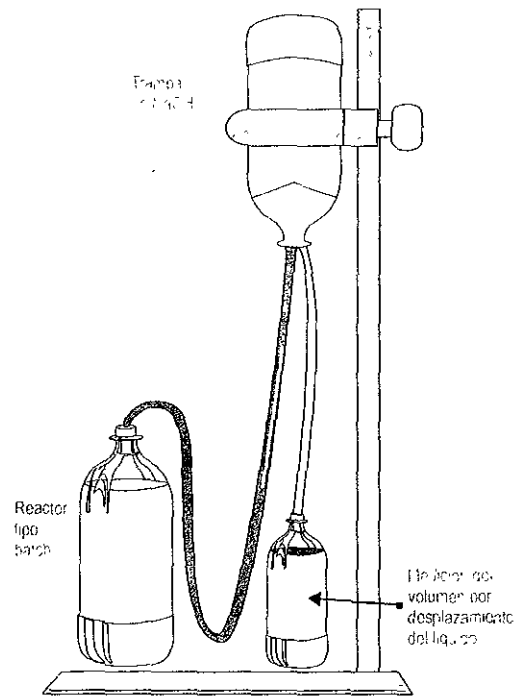
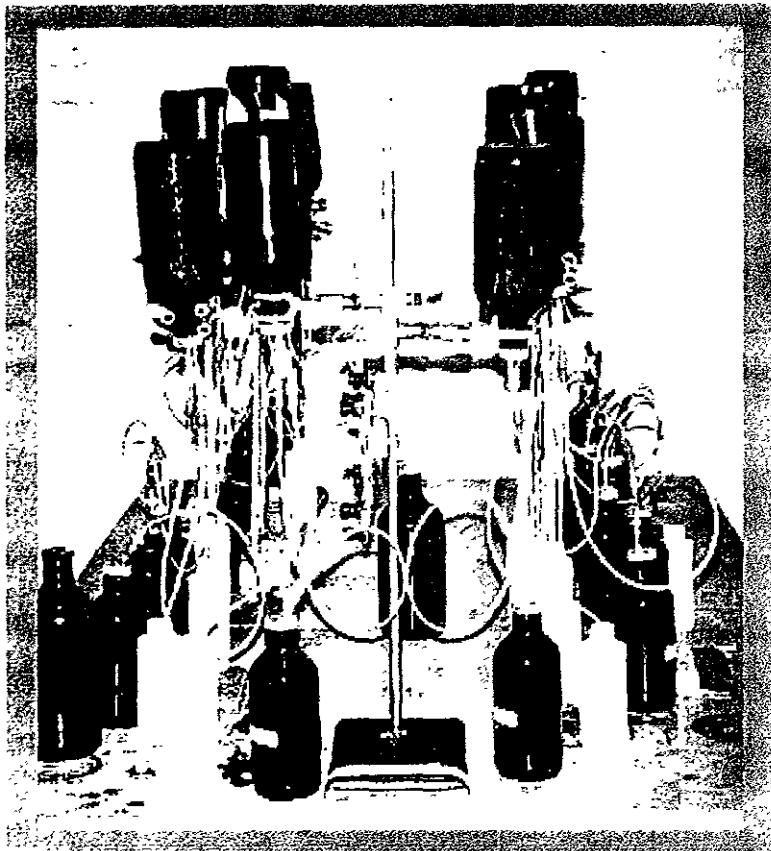
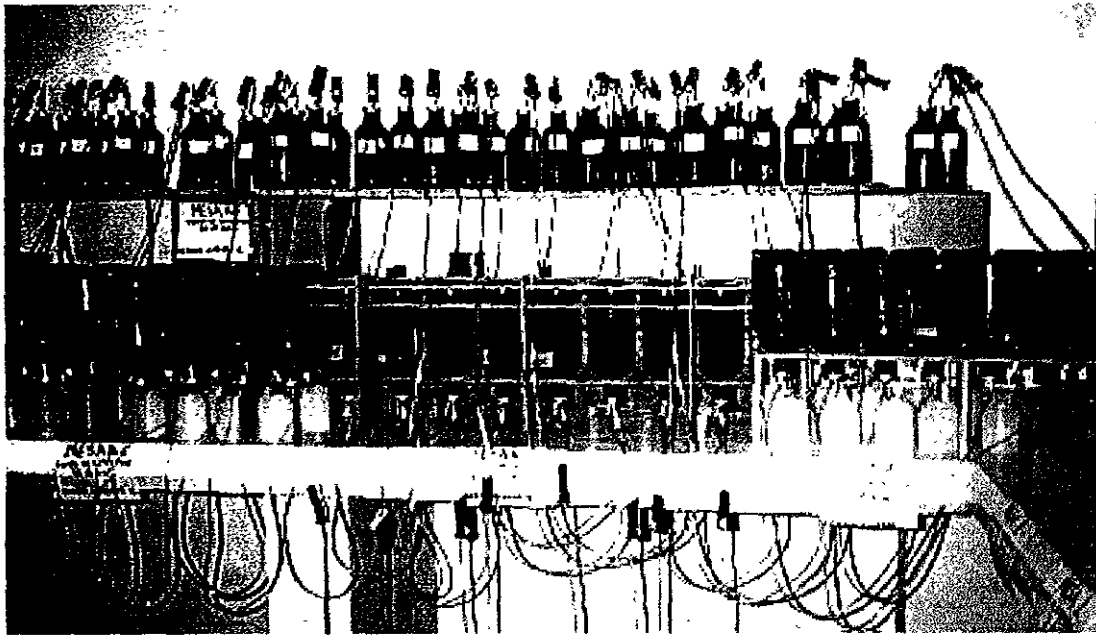


FIGURA 6.3
MODELOS UTILIZADOS PARA EL ESTUDIO DE PRETRATAMIENTO Y ADICIÓN
DE ESTIMULANTES DE CRECIMIENTO CON BIOENSAYOS ANAEROBIOS

La tabla 6.6. presenta las combinaciones utilizadas en el experimento y su significado.

TABLA 6.6
COMBINACIONES UTILIZADAS EN LAS PRUEBAS DE ESTIMULACIÓN
PARA LA DIGESTIÓN ANAEROBIA.

Combinación	Significado
E ₁ P ₁	Blanco sin adición.
E ₂ P ₁	Adición de extracto de levadura al 0.1 %.
E ₃ P ₁	Adición de extracto de levadura al 0.2 %.
E ₁ P ₂	Pretratamiento alcalino.
E ₂ P ₂	Pretratamiento alcalino y adición de extracto de levadura al 0.1 %.
E ₃ P ₂	Pretratamiento alcalino y adición de extracto de levadura al 0.2 %.
E ₁ P ₃	Pretratamiento térmico.
E ₂ P ₃	Adición de extracto de levadura al 0.1 % y pretratamiento térmico.
E ₃ P ₃	Adición de extracto de levadura al 0.2 % y pretratamiento térmico.

Las variables de respuesta se midieron al inicio del experimento (tiempo 0) y al final del mismo (30 días). Aquí es importante considerar los efectos principales causados por los factores individualmente y los de las interacciones causadas por ellos y sus niveles. El experimento se realizó utilizando un nivel de confianza de 0.05%. Las repeticiones realizadas fueron tres.

La tabla 6.7 presenta un resumen de las principales características de la metodología utilizada en este estudio.

TABLA 6.7
RESUMEN DE LA METODOLOGÍA UTILIZADA EN EL ESTUDIO DE PRETRATAMIENTO
Y ADICIÓN DE ESTIMULANTES DE CRECIMIENTO CON EL USO DE BIOENSAYOS
(PRIMERA PARTE)

Hipótesis:	La degradación anaerobia es favorecida si se realiza un pretratamiento de los lodos residuales y lo mediante la adición de activadores biológicos que actúan como estimulantes del crecimiento para la flora metanogénica presente.
Duración del experimento:	4 semanas
Unidad experimental:	Digestor anaerobio en lote o tipo batch (Frascos de 250 ml)
Sustrato:	Lodos residuales primarios (230 ml)
Tratamientos o factores:	Pretratamiento y adición de estimulante <i>Pretratamiento</i> (P) P ₁ = 0 P ₂ = Alcalino (NaOH 1 N contacto 1 hora) P ₃ = Térmico (121 °C) <i>Estimulación de crecimiento</i> (E) E ₁ = 0 E ₂ = 0.1 % extracto de levadura E ₃ = 0.2 % extracto de levadura
Diseño experimental:	Factorial 3 ² (2 factores y 3 niveles) y 3 repeticiones
Técnica	Estandarizada de los bioensayos anaerobios en lote, modificada, (Owen, et al., 1978)
Variables de respuesta:	Medidas en el tiempo (t = 0 y t = 30 días) pH, alcalinidad, DQO, DBO, SST, SSV, Metano

6.4.2 Segunda parte

El objetivo de la segunda parte fue el mismo que para la primera y se realizó por considerarlo así conveniente, para dar un mayor seguimiento a la digestión anaerobia de los lodos en los reactores, monitoreando no sólo al inicio y al final de la prueba sino a diferentes intervalos de tiempo. La metodología utilizada fue la misma descrita en la primera parte. El monitoreo de las variables de respuesta fue al inicio del experimento y a los 3, 6, 9, 12, 15, 21 y 30 días.

Las combinaciones estudiadas fueron con las que se obtuvieron los mejores resultados en la primera parte, y fueron las siguientes: E₂P₁(extracto de levadura al 0.1%), E₁P₃ (tratamiento térmico) y E₂P₃ (extracto de levadura al 0.1% y tratamiento térmico), comparadas con un blanco, E₁P₁.

En esta parte, el diseño del experimento consideró dos factores: como pretratamiento, el tratamiento térmico (P) y como estimulante del crecimiento, adición de extracto de levadura al 0.1%,(E), es decir, un diseño factorial 2². Las repeticiones realizadas fueron tres. La tabla 6.8 presenta la matriz del diseño del experimento para este estudio y la tabla 6.9 el resumen de la metodología utilizada.

TABLA 6.8
MATRIZ DEL DISEÑO EXPERIMENTAL PARA
LA ESTIMULACIÓN DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE LODOS.
(SEGUNDA PARTE)

Pretratamiento	Estimulante	
	E ₁	E ₂
P ₁	E ₁ P ₁ (blanco)	E ₂ P ₁
P ₂	E ₁ P ₂	E ₂ P ₂

TABLA 6.9
RESUMEN DE LA METODOLOGÍA UTILIZADA EN EL ESTUDIO DE
PRETRATAMIENTO Y ADICIÓN DE ESTIMULANTES DE CRECIMIENTO UTILIZANDO BIOENSAYOS
(SEGUNDA PARTE)

Duración del experimento:	4 semanas
Unidad experimental :	Digestor anaerobio en lote o tipo batch (Frascos de 250 ml)
Sustrato:	Lodos residuales primarios (230 ml)
Factores ó combinaciones:	Óptimas obtenidas en la primera parte.
Tratamientos o factores:	Pretratamiento térmico (P) (Calentamiento a 121 grados C)
	Estimulante de crecimiento (E) (Extracto de levadura al 0.1%)
Diseño experimental:	Factorial 2 ² (2 factores y 2 niveles)
Técnica :	Estandarizada de los bioensayos anaerobios en lote , modificada (Owen, et al., 1978)
Variables de respuesta	Medidas en el tiempo t = 0, 3, 6, 9, 12, 15, 21 y 30 días. pH, alcalinidad, DQO, DBO, SST, SSV, lMetano

6.5. Etapa V. Pretratamiento y adición de estimulantes de crecimiento con el uso de digestores de tipo huevo (DAH)

El objetivo de esta etapa fue el probar que con reactores operados en modo continuo, se confirma la hipótesis de que la degradación anaerobia de los lodos es favorecida si se realiza un pretratamiento a los lodos residuales o mediante la adición de ciertos compuestos como estimulantes del crecimiento para la flora metanogénica presente, comprobada en los estudios realizados con bioensayos en lote de la etapa anterior. Para esta etapa se consideraron como tratamientos o factores los óptimos obtenidos en los experimentos presentados en la etapa anterior (E_2P_1 y E_1P_2), los que fueron comparados contra un blanco (E_1P_1). En forma adicional, se utilizó una concentración de extracto de levadura al 0.05% (E_3P_1).

El experimento se realizó utilizando reactores con alimentación de tipo continuo, para lo cual se construyeron cuatro modelos con forma ovalada, simulando la forma de los digestores anaerobios de tipo huevo (DAH), descritos en el apartado 4.2, con una capacidad útil de 30 litros. Los modelos se fabricaron en barro, impermeabilizando sus paredes internas con pasta de cemento. El mezclado del lodo se hizo por recirculación del mismo utilizando bombas peristálticas con funcionamiento intermitente. La medición del volumen de biogás generado se hizo por desplazamiento de líquido.

Para su arranque se utilizó un inóculo de lodo anaerobio activo obtenido de experimentos anteriores del 25 % del volumen útil del reactor. La figura 6.4. muestra el esquema y la fotografía de los digestores utilizados.

El experimento se hizo con las condiciones óptimas resultantes de los estudios realizados en la etapa IV. El estudio se programó para realizarse en tres fases probando, en cada una de ellas, cargas orgánicas volumétricas diferentes medidas como kg de DQO/m³ *día. El diseño del experimento que se utilizó fue el completamente aleatorio (ANOVA de un sólo factor para cada variable de respuesta medida y comparando reactores y etapas entre sí). Un segundo diseño utilizado fue el aleatorio con bloques, considerando la adición de estimulantes y el pretratamiento como los factores o tratamientos estadísticos y a las cargas orgánicas volumétricas utilizadas como los bloques. El cuadro del diseño del experimento utilizado se presenta en la tabla 6.10.

TABLA 6.10
COMBINACIONES UTILIZADAS PARA EL DISEÑO DEL EXPERIMENTO EN LOS DAH

	Bloques		
	Fase 1	Fase 2	Fase 3
Tratamientos Con adición de:	Carga orgánica volumétrica, W_1	Carga orgánica volumétrica, W_2	Carga orgánica volumétrica, W_3
E_1P_1 (sin adición)	$(E_1P_1) W_1$	$(E_1P_1) W_2$	$(E_1P_1) W_3$
E_2P_1	$(E_2P_1) W_1$	$(E_2P_1) W_2$	$(E_2P_1) W_3$
E_3P_1	$(E_3P_1) W_1$	$(E_3P_1) W_2$	$(E_3P_1) W_3$
E_1P_2	$(E_1P_2) W_1$	$(E_1P_2) W_2$	$(E_1P_2) W_3$

donde:

- E_1P_1 = Blanco
- E_3P_1 = Adición de extracto levadura al 0.05%
- E_2P_1 = Adición de extracto de levadura al 0.1 %
- E_1P_2 = Pretratamiento: Calentamiento a 121° C por una hora

La carga orgánica volumétrica para la primera fase fue de 1.0 y 1.75 kg de DQO/m³. día con un tiempo de retención de 20 días. El montaje del experimento fue con cuatro digestores en forma simultánea con las variables de respuesta medidas en el influente y efluente de los digestores. El régimen de operación fue semicontinuo (alimentación una vez al día). La temperatura media del lodo durante el estudio fue de 25.3° C.

La carga orgánica volumétrica usada para la segunda fase del experimento fue de 1.9 kg DQO/m³ día con un tiempo de retención de 15 días. La temperatura media del lodo durante esta fase fue de 23.7° C. Las variables de respuesta y procedimientos de operación fueron los mismos que para la primera fase.

La carga orgánica volumétrica para la tercera fase del estudio fue de 3.0 kg/m³. día con un tiempo de retención de 10 días. La temperatura media del lodo durante esta fase fue de 25.6° C.

Las variables de respuesta y procedimientos de operación fueron los mismos que para las dos primeras fases y son los indicados para la etapa V en la tabla 6.1 de este capítulo.

La tabla 6.11 muestra un resumen de la metodología utilizada en este estudio.

TABLA 6.11
RESUMEN DE LA METODOLOGÍA UTILIZADA EN EL ESTUDIO DE ESTIMULACIÓN CON
DIGESTORES ANAEROBIOS DE TIPO HUEVO (DAH)

Objetivo	Conocer el comportamiento de los lodos residuales primarios en reactores anaerobios de tipo continuo y en forma de huevo (DAH), con las condiciones óptimas resultantes del pretratamiento y adición de estimulantes de la etapa anterior.
Duración del experimento:	8 meses
Unidad experimental :	Digestor anaerobio continuo de tipo huevo (Modelos de 30 litros)
Sustrato:	Lodos residuales primarios
Diseño experimental	Completamente aleatorio (2 factores con 2 y 3 niveles) Aleatorio con bloques (Reactores: tratamientos, Fases: bloques)
Cargas orgánicas volumétricas (kg de DQO/m³ día)	Primera fase: 1.0 y 1.75 Segunda fase: 1.9 Tercera fase: 3.0
Variables de respuesta:	Medidas en el tiempo y con tres diferentes cargas orgánicas volumétricas (tres fases). pH, alcalinidad, AGVs, DQO, SST, SSV, Biogás, CH ₄ , coliformes totales y fecales, protozoarios y parásitos
Tratamientos o factores:	Pretratamiento y adición de estimulante: <i>Pretratamiento: (P)</i> P ₁ = 0 P ₂ = Térmico (121 °C) <i>Estimulación de crecimiento (E)</i> E ₁ = 0 E ₂ =0.1% extracto de levadura 0 E ₃ =0.05% extracto. de levadura

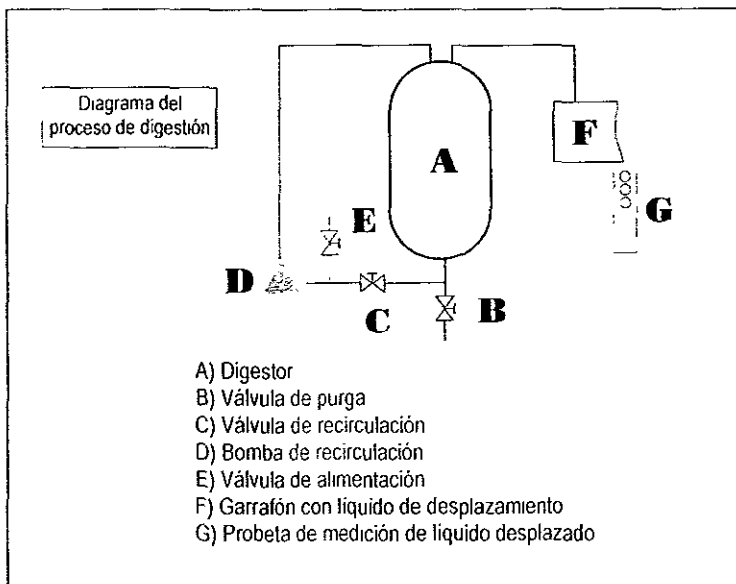
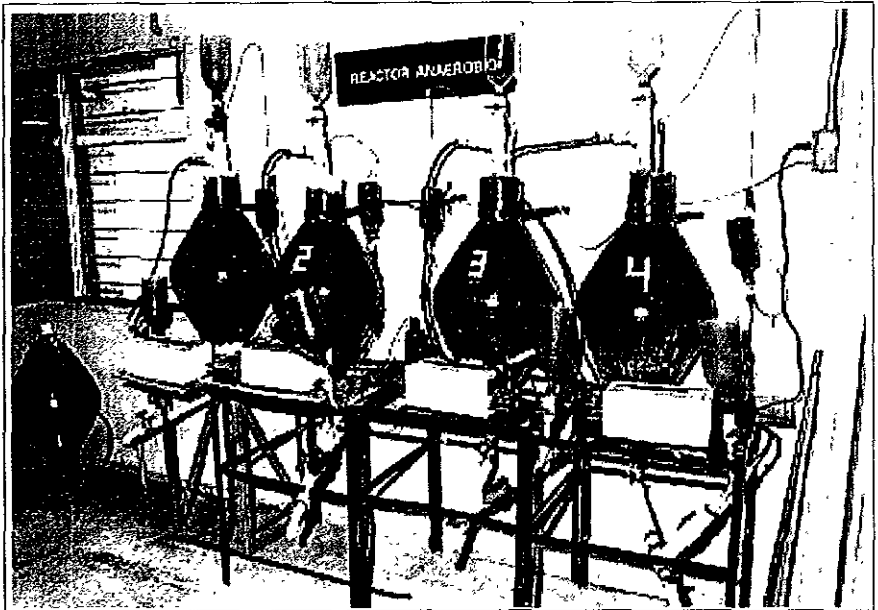
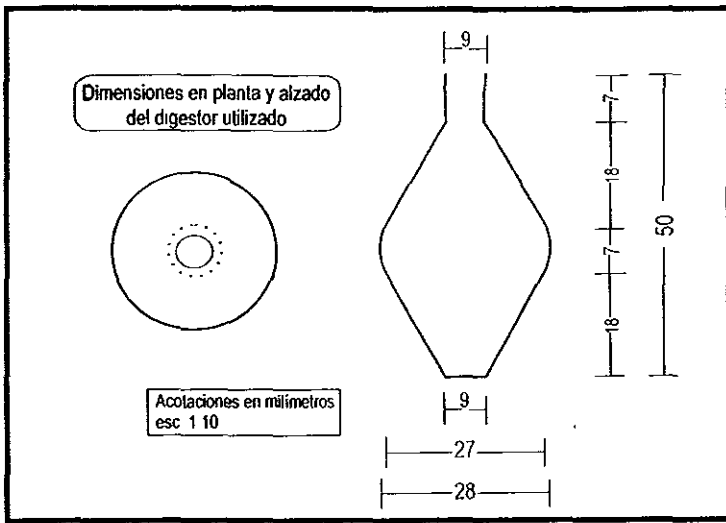


FIGURA 6.4
 MODELOS UTILIZADOS PARA EL ESTUDIO DEL EFECTO DEL PRETRATAMIENTO Y
 ADICIÓN DE ESTIMULANTES DE CRECIMIENTO EN MODELOS DE TIPO HUEVO (DAH)

7. Resultados y discusión

Este capítulo presenta los resultados obtenidos en los experimentos y pruebas realizadas durante las diferentes etapas en las que se dividió el trabajo experimental.

Los resultados y su discusión se presentan por etapas, siguiendo el mismo orden establecido en el capítulo seis, correspondiente a la metodología.

7.1. Etapa I. Caracterización fisicoquímica y biológica de lodos primarios

Para esta primera etapa y siguiendo la metodología descrita en 6.1, las variables de respuesta medidas para la caracterización fisicoquímica de los lodos y de acuerdo con el diseño experimental seguido, fueron el pH, alcalinidad, DQO total, DBO₅ total, SST, SSV y N total. La tabla 7.1 presenta el resumen estadístico de los resultados obtenidos para esta caracterización durante los tres periodos de muestreo realizados. En esta tabla se presentan los valores de la media, mediana, valor máximo y mínimo e intervalo, señalando el número de muestras analizadas en cada uno de los periodos.

Para el pH, el número de muestras analizadas en el primer periodo fue de 49, comprendiendo los meses de mayo a agosto de 1993, para el segundo periodo fue de 65, de agosto de 93 a enero de 94 y para la tercera, de 27, desde el mes de abril al de agosto de 1994. El intervalo de valores durante los tres periodos fue de 5.7 a 9.1. El valor de la mediana para el primer periodo es cercano a la neutralidad (7.4) y para los dos periodos restantes, ligeramente ácido (6.5 y 6.4 respectivamente).

El intervalo para los valores de alcalinidad durante el primer periodo de muestreo, es mayor que en el segundo, siendo mayores los valores de la media y la mediana para el primer periodo que para el segundo. Los valores de alcalinidad pueden variar en primera instancia por la calidad del agua residual de donde provienen los lodos y por la variación en la operación de la planta, en este caso, el tiempo de retención en el sedimentador primario, que a mayor tiempo de permanencia de los sólidos, puede iniciar la degradación anaerobia, la cual puede reflejar un aumento en la alcalinidad de los lodos.

El intervalo para la Demanda química de oxígeno va desde 4,400 hasta 58,939. Esta gran variación se atribuye además de a la calidad del agua que entra a la planta, a los cambios de operación en lo que corresponde al tiempo de retención del lodo en el sedimentador primario. Este factor, no fue controlable durante la experimentación. Para la DBO el valor de la mediana es muy similar en los periodos en que se analizó este parámetro.

El intervalo de valores para los sólidos es también muy elevado. Las medianas para el primer y tercer periodo son muy semejantes. Esta variación en la concentración de sólidos está directamente relacionada con el tiempo de retención en el sedimentador primario.

El % de materia orgánica en los lodos fue de 45 % en el primer periodo y mayor de 74 % para los dos restantes.

El valor de la media y la mediana del N total es menor en el primer periodo que en el tercero con un intervalo de 28 a 2604 mg/l.

La relación DBO/DQO se mantuvo constante durante los tres periodos de caracterización: 0.18 para los dos primeros periodos y 0.16 para el tercero. Los valores para la relación SST/DQO fueron de 1.02 para el primer periodo y de 0.3 y 0.8 para el segundo y

tercer periodo respectivamente. Esto refleja que la proporción de materia particulada fue menor que la materia orgánica oxidable químicamente en el segundo y tercer periodos, y se mantuvo en la misma proporción durante el primero.

La relación de materia orgánica particulada degradable con la materia orgánica oxidable químicamente (SSV/DQO) fue de 0.44, 0.22 y 0.59 para el primero, segundo y tercer periodo respectivamente.

En relación con la materia orgánica presente en los sólidos (SSV/SST), el valor más bajo fue para las muestras analizadas durante el primer periodo (0.44) el cual es un valor ligeramente menor a lo reportado en la literatura. Esta relación fue semejante para el segundo y tercer periodos, (0.73 y 0.74 respectivamente); éstos valores coinciden con lo reportado por varios autores (WEF, 1995; EPA, 1992).

La relación NTK/SSV para el primer periodo fue de 0.048 y de 0.12 para el tercero. Para la relación NTK/DQO los valores obtenidos fueron de 0.02 y 0.07 para el primero y tercer periodo respectivamente.

Las necesidades de nitrógeno para el crecimiento de la biomasa anaeróbica son de 1.7 g de N por cada 100 g de sustrato para la biomasa, expresados como SSV; las relaciones recomendadas para C/N son entre 16 y 19). (WEF, 1995).

Los valores de los lodos residuales analizados para el primer y tercer periodo fueron de 20 y 8.2 respectivamente.

Para el análisis de variancia se consideró a cada uno de los parámetros como los diferentes factores o tratamientos. Los resultados del análisis de variancia (ANOVA de un sólo factor) del diseño experimental planteado en la metodología se presentan en la tabla 7.2. en donde cada factor se consideró con dos o con tres niveles (o periodos de muestreo), es decir, un sólo parámetro es el factor y cada uno de los niveles su valor medido en cada uno de los periodos de muestreo (Ross, P.J., 1996). Los resultados de esta tabla indican que no existen diferencias significativas para ninguno de los parámetros considerados en los diferentes periodos de muestreo (F calculada $<$ F crítica), es decir, que tanto para los valores de pH, alcalinidad, DQO, DBO, SST, SSV y NTK no existen diferencias estadísticamente significativas en los valores obtenidos durante los tres periodos de muestreo, por lo que las muestras analizadas pueden considerarse como de una misma población. Para detalles sobre el análisis de variancia, consultar el Anexo I.

La presencia de metales en los lodos residuales varía en función del tipo de agua residual y de su contenido de metales. La tabla 7.3 muestra la concentración de metales encontrados durante el tercer periodo de muestreo.

El intervalo de los valores determinados para el Cromo estuvo entre 9.9 y 39.5 mg/kg., para el Cobre entre 304 y 465 mg/kg, para el Fierro entre 6380 y 81,300 mg/kg El Níquel varió de 22.5 a 114 mg/kg de lodo y el Plomo de 99 a 400 también mg/kg, estando el Zinc entre 749 y 1168 mg/kg

En todas las muestras a las que se les determinaron éstos metales pesados se encontró que su contenido fue menor a los reportados en estudios realizados en Estados Unidos y Canadá.

Estas diferencias, los valores respectivos y su fuente se presentan en la tabla 7.4 donde se muestra la comparación de las características de lodos primarios en éstos países y los obtenidos en la caracterización de los lodos residuales primarios provenientes de la planta de tratamiento de aguas residuales Chapultepec.

TABLA 7.1
CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA DE LODOS PRIMARIOS

Parámetro:	PERIODOS		
pH (Unidades)	1ª	2ª	3ª
Intervalo	6-9.1	6-6.9	5.71-6.77
Media	7.2	6.5	6.4
Mediana	7.4	6.5	6.4
Número de muestras	49	65	27
Alcalinidad (mg/l)	1ª	2ª	3ª
Intervalo	1820-4630	90-1000	---
Media	1517	511.4	---
Mediana	2472	500	---
Número de muestras	39	53	---
DQO (mg/l)	1ª	2ª	3ª
Intervalo	4754-58939	4400-39657	5667-19408
Media	17412	19803	14527.1
Mediana	12045	19567	15084
Número de muestras	50	34	26
DBO (mg/l)	1ª	2ª	3ª
Intervalo	---	240 - 14100	800 - 5500
Media	---	3546	2367
Mediana	---	2300	2235
Número de muestras	---	17	23
SST (mg/l)	1ª	2ª	3ª
Intervalo	355-58100	3675-8516	800-26500
Media	17745	5964	11611
Mediana	10452	5125	10200
Número de muestras	24	7	27
SSV (mg/l)	1ª	2ª	3ª
Intervalo	300-34770	2725-6100	200-20450
Media	7819	4367	8694.7
Mediana	4638	3800	7850
Número de muestras	24	7	27
NTK (mg/l)	1ª	2ª	3ª
Intervalo	28-1070	---	224-2604
Media	382	---	1061
Mediana	395	---	994
Número de muestras	27	---	48

TABLA 7.2
RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE VARIANCA (ANOVA) CONSIDERANDO
UN SÓLO FACTOR PARA LA CARACTERIZACIÓN DE LODOS

Tratamiento (Parámetro)	Observaciones por bloque	Niveles (periodos)	F calculada	F crítica	Hipótesis nula	Comentarios
pH	25	3	0.54	1.7	aceptada	No existen diferencias significativas en los diferentes periodos de muestreo. Las muestras se pueden considerar de la misma población
Alcalinidad	39	2	0.138	1.70	aceptada	
DQO	26	3	1.05	1.71	aceptada	
DBO	17	2	1.03	2.2	aceptada	
SST	24	2	0.78	1.99	aceptada	
SSV	24	2	0.92	1.99	aceptada	
NTK	27	2	0.97	1.91	aceptada	

TABLA 7.3
CARACTERIZACIÓN DE LODOS PRIMARIOS
(MEDIAS, MEDIANAS E INTERVALOS PARA METALES)

Metal (mg/kg)	Concentración		
	Intervalo	Media	Mediana
Cromo	9.9-39.5	26	27.3
Cobre	304-465	382	384
Fierro	6 380-81 300	12 077	10 212
Níquel	22.5-114	50	48
Plomo	99-400	259	250
Zinc	749-1 168	933	925

Número de muestras, N = 44

La determinación de la materia orgánica en lodos es compleja. Debido a la naturaleza de la materia particulada en los lodos, el error analítico puede ser muy alto si no se homogeneiza adecuadamente el lodo para la toma de muestra.

La medición de DBO es aún más imprecisa ya que siendo un parámetro biológico, donde se mide la capacidad oxidativa de los microorganismos sobre la materia orgánica, tanto soluble como particulada, puede estar sujeta a infinidad de factores externos, por lo que los resultados de esta determinación deben tomarse con reserva.

TABLA 7.4
COMPARACIÓN DE CARACTERÍSTICAS DE
LODOS RESIDUALES PRIMARIOS DE ORIGEN MUNICIPAL

Lodos primarios						
Parámetro	Canadá ⁽¹⁾		EUA ⁽²⁾		México *	
	Mediana	Intervalo	Mediana	Intervalo	Mediana	Intervalo
pH (unidades)	7.5	7.2-7.8	6.0	5-8	6.4	5.7-6.77
Conductividad (µmhos)	---	---	---	---	1177	508-5575
Alcalinidad (mg/l)	4800	200-7600	600	500-1500	500	90-1000
DQO (mg/l)	---	---	20000**	---	15084	5667-19408
DBO (mg/l)	---	---	5000	---	2235	800-5500
STT (%)	3.5	2.0-6.0	---	2-7	---	---
SST (mg/l)	---	---	10,000 **	---	10,200	800-26500
SSV (mg/l)	---	---	7,000 **	---	7850	200-20450
NTK (mg/l)	1950	1300-2900	3.3 (%) (400) **	<0.1-17.6 (%)	994	224-2604
Cromo (mg/kg)	530	100-9740	---	22-30,000 (mg/l)	27.3	9.9-39.5
Cobre (mg/kg)	970	280-2570	850	84-10400	384	304-465
Fierro (mg/kg)	---	---	---	---	10212	6380-81300
Ni (mg/kg)	120	23-410	82	2-3520	48	22.5-114
Pb (mg/kg)	375	200-1280	500	13-19700	250	99-400
Zn (mg/kg)	1600	400-5130	1740	101-27800	925	749-1068

* Valores para el tercer periodo de este estudio

1) Environment Canada, 1984

** Lodos de fosa séptica

(2) EPA, 1983 y 1989

Para la caracterización de los lodos de acuerdo con la norma vigente se realizó el análisis CRETIB. Los resultados obtenidos para una muestra de lodos primarios crudos, sedimentados durante 24 horas y de acuerdo con los procedimientos que establece la norma CRP-002-ECOL/93, se presentan en las tablas 7.5 a 7.8.

TABLA 7.5
ANÁLISIS CRETIB DE LODOS PRIMARIOS

a) Corrosividad
La muestra tuvo un pH de 4.69 y presentó un ataque al acero al carbón (SAE 1020) a razón de 2.628 g/año. Por lo cual no se consideró corrosiva.
b) Toxicidad al ambiente
La concentración de los compuestos inorgánicos analizados (tabla 7.6) no es mayor a los límites máximos establecidos en la tabla 3 del anexo 4 de la norma correspondiente; los compuestos orgánicos no se detectaron, de acuerdo con lo que se presenta en la tabla 7.7 (NOM 052/ ECOL 1993). El lodo no resultó peligroso por su toxicidad. Asimismo, no se encontraron en la muestra los compuestos orgánicos volátiles analizados (Tabla 7.8).
c) Reactividad
El lodo bajo condiciones normales (25 ° C y una atm.) no se combinó o polimerizó violentamente. Cuando se puso en contacto con el agua en relación de 5:1, 5:3 y 5:5, bajo condiciones normales de presión y temperatura no presentó reacción alguna, solamente se solubilizó. Al estar en contacto con una solución ácida (HCl 1.0 N) en las relaciones 5:1, 5:3 y 5:5, no presentó reacción. Al estar en contacto con una solución básica (NaOH 1.0 N) en las relaciones 5:1, 5:3 y 5:5, no se presentó una reacción violenta o de desprendimiento de gases o vapores.
d) Explosividad
La muestra no resultó explosiva a 25 grados C y 1.033 kg/cm ² . Tampoco reaccionó a los golpes violentos.
e) Inflamabilidad
El lodo no fue inflamable a la temperatura de 60 grados C. No tuvo alcohol. Los resultados para la norma CRP-002-ECOL/93, se presentan en las tablas 7.6 a 7.8. Los valores obtenidos se encuentran dentro de los límites establecidos.
f) Características biológico infecciosas
La muestra resultó ser positiva al género <i>Salmonella</i> , Coliformes totales y fecales y negativa a <i>S. Aureus</i> .

TABLA 7.6
RESULTADOS ANALÍTICOS DE LOS COMPUESTOS INORGÁNICOS PROCEDENTES DE LODOS PRIMARIOS SEGÚN LA NORMA NOM-CRP-001 Y 002-ECOL/ 93

Compuesto	Concentración limite (mg/kg)	Resultados (mg/kg)
Arsénico	5.0	<0.1
Bario	100	<.1
Cadmio	1.0	0.03
Cromo VI	5.0	0.06
Níquel	5.0	0.10
Mercurio	0.2	<0.01
Plata	5.0	0.03
Plomo	5.0	0.41
Selenio	1.0	<0.01

TABLA 7.7
RESULTADOS ANALÍTICOS DE LOS COMPUESTOS ORGÁNICOS PROCEDENTES
DE LODOS PRIMARIOS SEGÚN LA NORMA NOM-CRP-001 Y 002-ECOL/ 93

Compuesto	Concentración límite (mg/kg)	Resultados (mg/kg)
Acrilonitrilo	5.0	N.D.
Clordano	0.03	N.D.
O-Cresol	200	N.D.
m-Cresol	200	N.D.
p-Cresol	200	N.D.
Acido 2,4-diclorofenoxiacético	10.0	N.D.
2,4 dinitroendrin	0.02	N.D.
Heptacloro	0.008	N.D.
Hexacloroetano	3.0	N.D.
Lindano	0.4	N.D.
Metoxicloro	10.0	N.D.
Nitrobenceno	2.0	N.D.
Pentaclorofenol	100	N.D.
2,3,4,6 tetraclorofenol	1.5	N.D.
Toxano	0.5	N.D.
2,4,5, triclorofenol	400	N.D.
2,4,6, triclorofenol	2.0	N.D.
Acido 2,4,5 triclorofenoxipropiónico	1.0	N.D.

N.D. No detectable

TABLA 7.8
RESULTADOS ANALÍTICOS DE LOS COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES PROCEDENTES
DE LODOS PRIMARIOS SEGÚN LA NORMA NOM-CRP-001 Y 002-ECOL/ 93

Compuesto	Concentración Límite (mg/kg)	Resultados (mg/kg)
Benceno	0.5	N.D.
Eter bis(-2cloroetilico)	0.05	N.D.
Clorobenceno	100	N.D.
Cloroformo	6.0	N.D.
Cloruro de metileno	8.6	N.D.
Cloruro de vinilo	0.2	N.D.
1,2 Diclorobenceno	4.3	N.D.
1,4 Diclorobenceno	7.5	N.D.

N.D. No detectable

Los valores obtenidos tanto para compuestos orgánicos e inorgánicos se encuentran dentro de los límites establecidos. No presentó características corrosivas, reactivas, explosivas, tóxicas e inflamables.

La muestra resultó ser positiva a los parámetros biológicos infecciosos, detectándose presencia de *Salmonella* y coliformes totales y fecales. De acuerdo con los resultados anteriores, el lodo residual es de origen municipal, y no tiene influencia industrial según los valores que se obtuvieron en éstos análisis CRETIB.

En lo relativo a la caracterización biológica, la tabla 7.9 presenta un resumen de los valores encontrados para las bacterias indicadoras: Coliformes totales y fecales y la figura 7.1 muestra el número de organismos indicadores encontrados. Estos valores coinciden con los reportados en la literatura para este tipo de desechos.

TABLA 7.9
VALOR MEDIO DE COLIFORMES TOTALES Y FECALES EN LODOS PRIMARIOS

Coliformes	número de muestras	valor máximo (NMP/100 ml)	valor mínimo (NMP/100 ml)	media geométrica (NMP/100 ml)	intervalo (log)
Totales	24	8,100 x 10 ⁶	100 x 10 ⁶	288 X 10 ⁶	8.11-9.91
Fecales	24	200 x 10 ⁶	3.5 x 10 ⁶	46.7 x 10 ⁶	6.54-8.31

En relación con los resultados encontrados para *Salmonella*, de las 33 muestras analizadas se aislaron 520 colonias sospechosas, de las cuales sólo el 11.15 % correspondieron al género *Salmonella* que fue identificada desde un punto de vista bioquímico, el resto de las colonias correspondieron a bacterias de los siguientes géneros: *Citrobacter*, *Edwardsiella*, *Enterobacter*, *Escherichia*, *Klebsiella*, *Proteus*, *Providencia*, *Pseudomonas* y *Shigella*. Estos géneros son representativos de bacterias de tipo entérico, su presencia es de esperarse por ser lodos residuales de tipo municipal. *Pseudomonas* y *Shigella* son géneros también patógenos para el hombre. En 22 de las 33 muestras analizadas se identificó *Salmonella Spp* (66%), la mayoría de ellas de superficie lisa (capaces de producir salmonelosis); de seis muestras se aisló *Salmonella typhi* (18%). La figura 7.2 muestra la frecuencia de *Salmonella* encontrada en las muestras analizadas.

En una segunda parte se hizo tanto la identificación cualitativa como cuantitativa de *Salmonella*. De las colonias sospechosas aisladas sólo el 13% correspondieron a *Salmonella* el resto de las colonias correspondieron a microorganismos de los otros géneros ya mencionados y también identificados.

De las 30 muestras de lodo primario analizadas en esta etapa en 24 de ellas (80%). se encontró este género bacteriano. La mayoría de las colonias aisladas correspondieron a cepas de tipo liso, característica que está asociada a la patogenicidad de este microorganismo. En 4 de las muestras (13%), se aisló *Salmonella typhi*. El número de bacterias del género *Salmonella* estuvo en un intervalo de valores de 9 X 10³ a 2,400 X 10³ microorganismos (NMP/100 ml). El valor de la media geométrica fue de 84.9 X 10³ NMP/100 ml. La figura 7.3 presenta éstos valores.

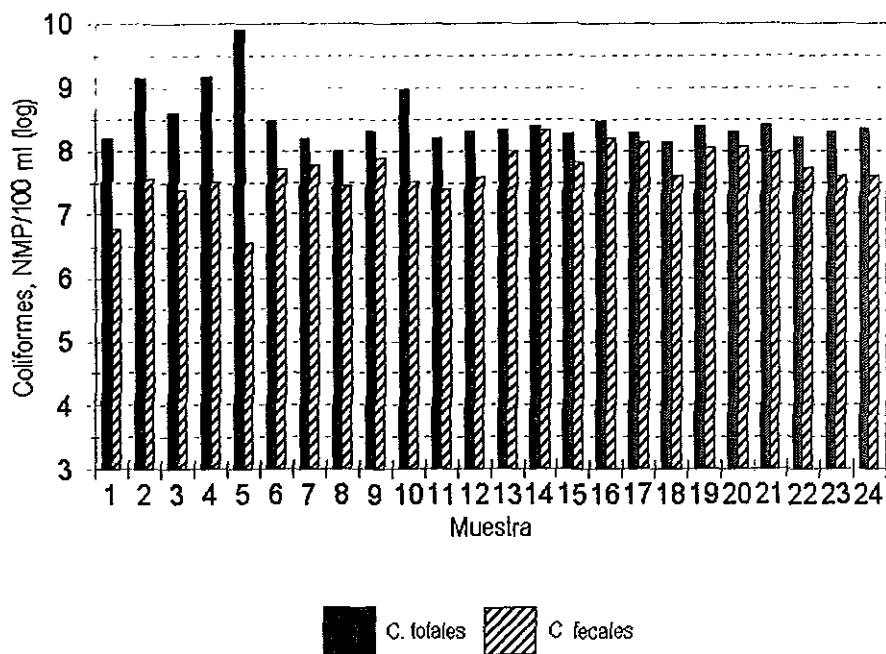


FIGURA 7.1
COLIFORMES TOTALES Y FECALES EN LODOS PRIMARIOS

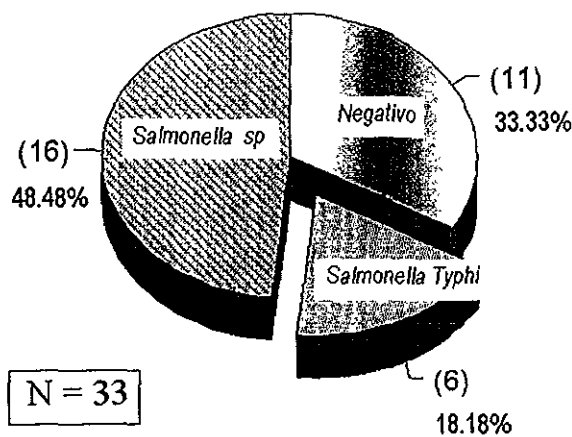


FIGURA 7.2
FRECUENCIA DE SALMONELLA EN LODOS PRIMARIOS

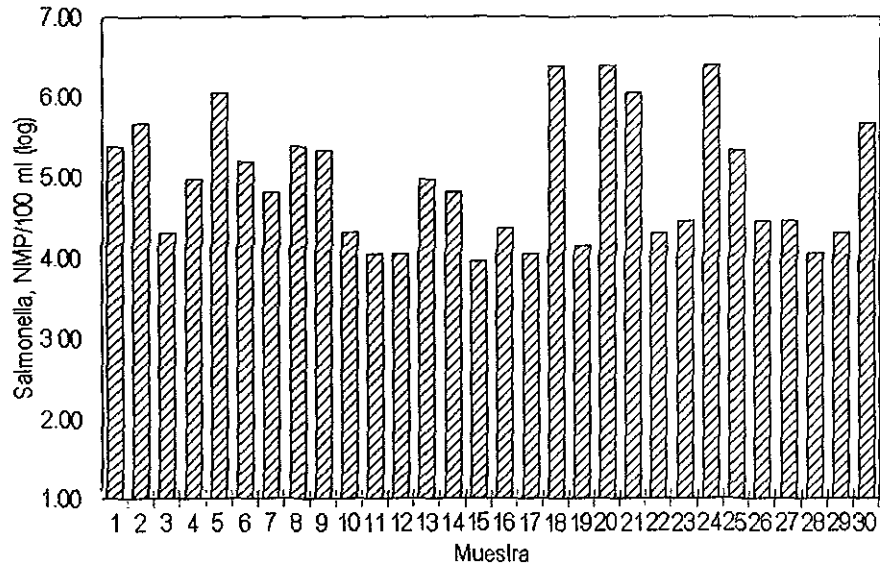


FIGURA 7.3
NMP DE SALMONELLA EN LODOS PRIMARIOS

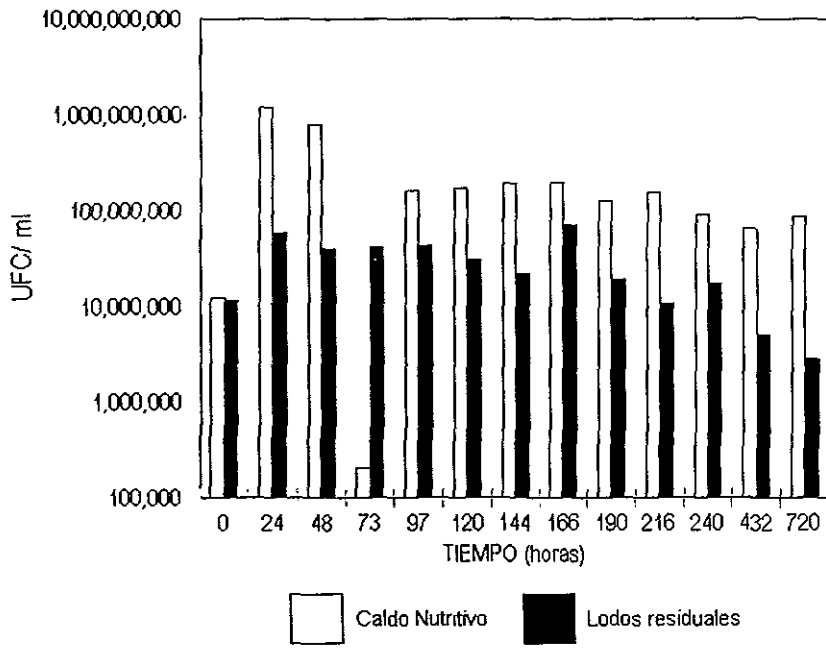


FIGURA 7.4
COMPORTAMIENTO DE SALMONELLA EN LODOS PRIMARIOS DURANTE EL ENSAYO DE SOBREVIVENCIA

Para determinar la resistencia de esta bacteria patógena en los lodos, se realizó el ensayo de sobrevivencia de *Salmonella* en este material. Los resultados de dicho ensayo, descrito en la metodología, se presentan en la figura 7.4, en donde se observa que después de transcurridos treinta días, tiempo que duró el ensayo, los microorganismos continuaban viables, mostrando la capacidad de *Salmonella typhi* de sobrevivir en el lodo residual, el cual resulta ser un medio con los nutrientes necesarios para su subsistencia y por lo tanto un medio de transmisión de esta bacteria patógena.

En lo que respecta a protozoarios y parásitos, las especies encontradas y su frecuencia en lodos primarios para el primero y segundo periodo de muestreo se presentan en la tabla 7.9. Los parásitos más frecuentemente encontrados fueron *Strongyloides stercoralis* y *Ascaris lumbricoides*. *Strongyloides stercoralis* tiene una fase de vida libre en su ciclo biológico cuyas condiciones en los lodos son óptimas para su desarrollo, mientras que *Ascaris lumbricoides*, aunque no tiene fase de vida libre sus huevecillos son resistentes a las condiciones ambientales adversas (Schwartzbrod et al., 1987; Feachem et al., 1982). De la especies restantes, la mayoría de ellas, aunque aparecen en menor número, también son importantes ya que aparecen en su fase infectiva. Existen también una gran cantidad de especies de vida libre. Algunos géneros identificados fueron: *Arcella*, *Oikomonas*, *Astasia*, *Euglena*, *Entosiphon*, *Bodo*, *Paramecium*, *Colpoda*, *Aspidisca*, *Vorticella*, *Epistylis* y *Tokophrya*. Las figuras 7.5 y 7.6 presentan dos de las formas parasitarias más frecuentemente identificadas en los lodos estudiados.

TABLA 7.9
PROTOZOARIOS Y PARÁSITOS PRESENTES EN LODOS PRIMARIOS

Protozoario	Forma infectiva	Forma identificada	Frecuencia %	
			1ª periodo N=30	2ª periodo N=60
Entamoeba histolytica	Quiste maduro y trofozoito	Quiste maduro	6.6	8
Gardia lamblia	Quiste	Quiste	3.3	10
Entamoeba coli		Quiste	50	28
PARASITO				
Ascaris lumbricoides	Huevo	Huevo	60	61
Enterobius vermicularis	Huevo	Adulto	3.3	--
Strongyloides stercoralis	Larva filariforme	Huevo, Adulto y larvas: Rhabditoides y filariformes	73.3	53
Trichuris trichiura	Huevo	Huevo	6.6	--
Uncinarias	Larva filariforme	Larvas y adulto	10	1.6
Hymenolepis nana	Huevo	Huevo	3.3	13
Hymenolepis diminuta	Huevo	Huevo	16.6	8
Fasciola hepática	Metacercaria (quiste)	Huevo	3.3	5
Total			100	100



FIGURA 7.5
STRONGYLOIDES IDENTIFICADOS EN
LODOS RESIDUALES PRIMARIOS (450X)

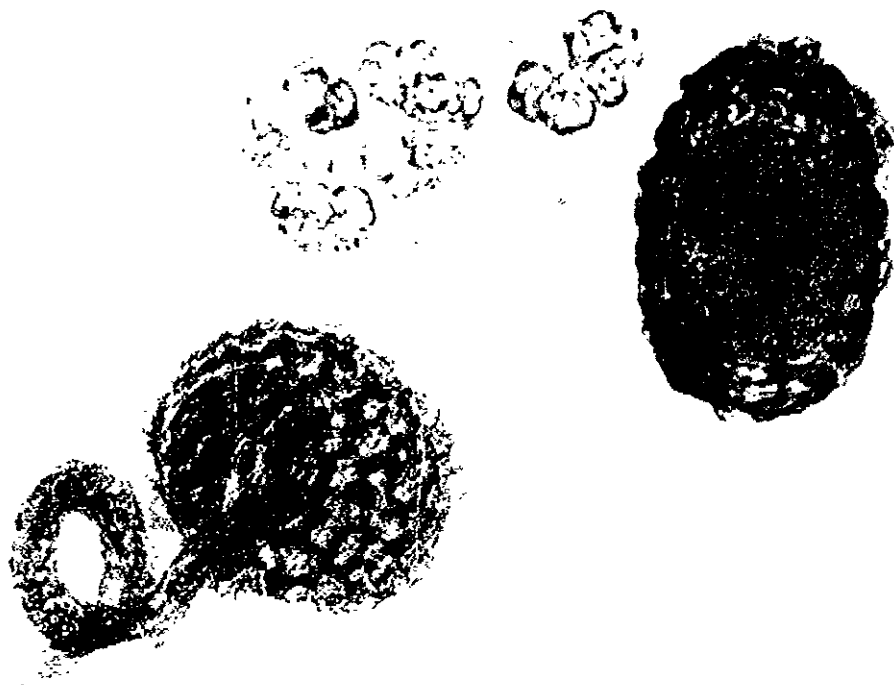


FIGURA 7.6
HUEVECILLOS DE ASCARIS LUMBRICOIDES
IDENTIFICADOS EN LODOS RESIDUALES PRIMARIOS (450X)

7.2. Etapa II Degradación de lodos primarios y comportamiento de patógenos en digestores anaerobios de baja tasa

Los resultados promedio de la operación de los reactores operados con tiempo de retención de 28 días, una vez alcanzado el estado estacionario, durante el periodo de experimentación se muestran en la tabla 7.11

TABLA 7.11
RESULTADOS PROMEDIO DE LA OPERACIÓN DE DIGESTORES ANAEROBIOS DE BAJA TASA.
(Operación a 28 días de TRH)

Parámetro	Influente	Efluente	Cantidad removida (mg/l)	Remoción (%)
pH	6.7	7.4	-	
Alcalinidad (mg/l como CaCO ₃)	500	2,000	-	
DBO (mg/l)	6,614	2,857	3,757	56
DQO (mg/l)	21,462	10,200	11,262	52
SST (mg/l)	15,300 (70.5 % fracc. volátil)	9,600 (66 % fracc. volátil)	5,700	37
SSV (mg/l)	10,800	6,300	4,500	42
Potencial bioquímico de Metano (r) litros de Metano producido/gramo de DQO removido r=0.27				

Durante este periodo, el pH en los digestores aumentó a valores mayores a 7. De igual manera, el valor de la alcalinidad aumentó en promedio a 2000 mg/l, lo cual es un indicador de la estabilidad en el sistema anaerobio.

La degradación de la materia orgánica (DBO y DQO) es mayor a 50%, los SST se remueven en un 37 % y en aproximadamente un 42 % los volátiles.

Esto coincide con los valores reportados en la literatura (WEF, 1995). La *Producción Específica de Metano* es menor a la reportada en la literatura (Speece, 1996).

Una vez cambiado el régimen de operación de los reactores con los tiempos de retención de 7, 14, 21 y 28 días, los resultados promedio de la operación de éstos reactores en el estado estable se presentan en la tabla 7.12.

TABLA 7.12
 RESULTADOS PROMEDIO DE LA OPERACIÓN DE DIGESTORES ANAEROBIOS DE BAJA TASA
 (T.R.H. = 7, 14, 21 Y 28 DÍAS).

Parámetro	n	Influente	Efluentes concentración, mg/l y remoción (%) Tiempo de retención (días)			
			7	14	21	28
pH	33	6.3	6.8	6.8	6.8	6.8
Alcalinidad (mg/l como CaCO ₃)	31	489	1,450	1,516	1,455	1,436
DBO(mg/l)	11	7,570	3,161 (58)	2,668 (64)	2,792 (63)	2,914 (61)
DQO(mg/l)	18	31,857	19,520 (39)	14,811 (53.5)	16,655 (47.7)	15,816 (50.3)
SST(mg/l)	13	17,893	11,070 (38)	9,930 (44.5)	9,797 (45)	10,222 (43)
SSV(mg/l)	13	12,609	7,291 (42)	6,533 (48)	6,601 (48)	6,600 (48)
Producción Específica de Metano, r (l de CH ₄ /g de DQO removida)	18	-	0.093	0.1192	0.2048	0.1946

La Figura 7.7 muestra el comportamiento de los sólidos y la *Producción Específica de Metano* en los digestores anaerobios operados en estas mismas condiciones.

Las eficiencias de remoción obtenidas en el estudio coinciden con los valores reportados en la literatura (Parkin & Owen, 1986). A mayor tiempo de retención, la remoción de materia orgánica aumenta, sin embargo, no hay una apreciable diferencia entre las remociones obtenidas en los digestores operados con 14, 21 y 28 días. El valor de máxima *Producción Específica de Metano* se obtuvo en el digestor operado a 21 días de tiempo de retención.

La *Producción Específica de Metano* aumenta al aumentar el tiempo de retención. Los valores obtenidos para 21 y 28 días de TRH son casi iguales y ligeramente menores al valor teórico reportado.

La determinación de las constantes de hidrólisis es importante para conocer la velocidad de degradación inicial de la materia orgánica compleja, ya que la hidrólisis de las moléculas orgánicas complejas constituyentes de la materia particulada es la etapa inicial del proceso de digestión anaerobia y que se considera el primero de los pasos limitantes durante el fenómeno.

Se determinaron las constantes de hidrólisis (Kh), para los reactores de tipo continuo (Pavlostatis & Giraldo Gómez, 1991). Los valores obtenidos se presentan en la tabla 7.13. La mayor velocidad de hidrólisis se presenta en el reactor operado con el tiempo de retención menor (7 días). El valor menor de Kh se obtuvo para el reactor operado con mayor tiempo de retención. Los valores calculados son semejantes a los reportados por O'Rourke (op.cit. Gujer & Zehnder, 1983).

Los resultados del análisis de variancia (ANOVA de un sólo factor) para la DQO, DBO, SST y SSV (factores o tratamientos), comparando el influente con los lodos digeridos de los reactores y comparando los reactores entre sí (niveles de los factores), se presentan en la tabla 7.14 para DQO, DBO y sólidos.

TABLA 7.13
 CONSTANTES DE HIDRÓLISIS PARA LODOS RESIDUALES PRIMARIOS
 EN DIGESTORES ANAEROBIOS DE BAJA TASA

F ₀	F ₁	θ	K _h día ⁻¹
31,857	19,520	7	0.09
31,857	14,811	14	0.08
31,857	16,655	21	0.043
31,857	15,816	28	0.036

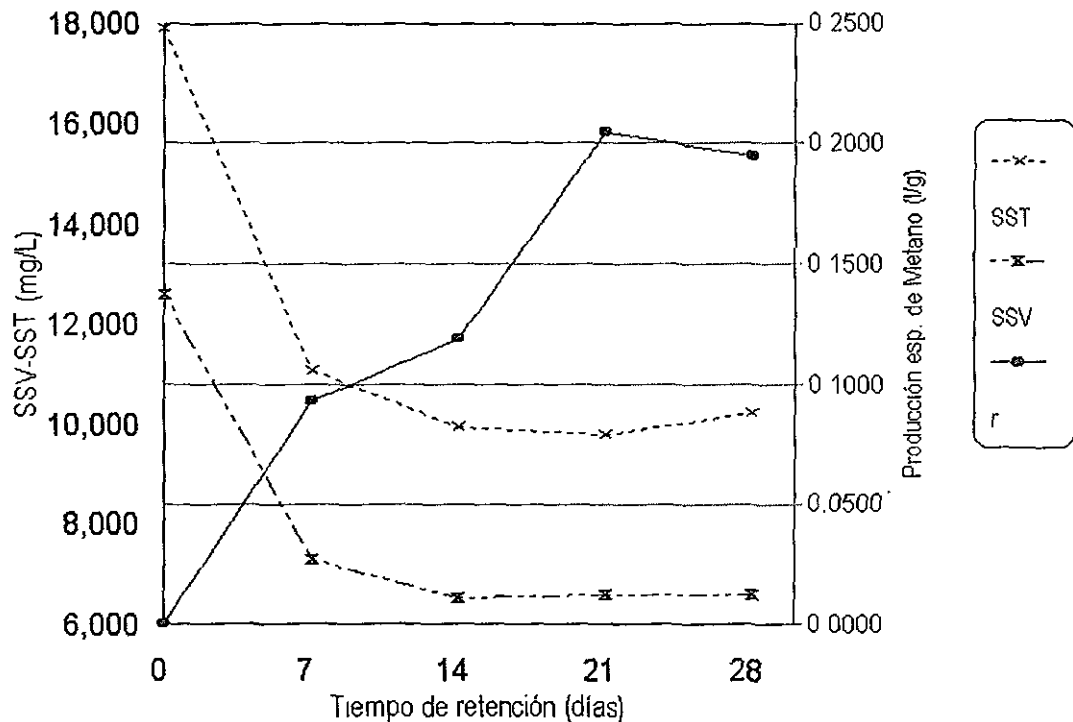


FIGURA 7.7
 COMPORTAMIENTO DE SÓLIDOS Y PRODUCCIÓN ESPECÍFICA DE METANO (r)
 EN DIGESTORES ANAEROBIOS CON DIFERENTES TIEMPOS DE RETENCIÓN

Los resultados para DQO indican que de acuerdo con el diseño de experimentos planteado, la hipótesis nula de que no existen diferencias significativas entre reactores se cumple, más no cuando se hace la comparación del influente con los lodos digeridos, en donde se observa que si existen diferencias significativas, ya que el valor de la F calculada para todos es mayor que el valor de la F crítica. Para la DBO, la diferencia comienza a ser significativa a partir del reactor con tiempo de retención de 14 días. Las cantidades removidas de materia orgánica entre los reactores 2, 3 y 4 (T.R.H. de 14, 21 y 28 días) son muy semejantes.

TABLA 7.14
RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE VARIANCIA (ANOVA) PARA LA MATERIA ORGÁNICA Y SÓLIDOS
PARA DIGESTORES ANAEROBIOS DE BAJA TASA
(CONSIDERANDO UN SÓLO FACTOR)

COMPARACIÓN	DQO			DBO		
	F calculada	F crítica	Existen diferencias significativas	F calculada	F crítica	Existen diferencias significativas
Influyente y Reactores 1,2,3 y 4	6.32	2.47	SI	1.42	2.55	No
Influyente y Reactor 1	4.24	4.13	SI	0.38	4.41	No
Influyente y Reactor 2	19.68	4.13	SI	15.77	4.41	SI
Influyente y Reactor 3	13.95	4.13	SI	18.67	4.35	SI
Influyente y Reactor 4	19.16	4.13	SI	16.98	4.35	SI
Reactor 1 y Reactor 2	1.84	4.13	No	1.18	4.41	No
Reactor 1 y Reactor 3	0.82	4.13	No	1.13	4.41	No
Reactor 1 y Reactor 4	1.37	4.13	No	1.06	4.41	No
Reactor 2 y Reactor 3	0.39	4.13	No	0.13	4.41	No
Reactor 2 y Reactor 4	0.18	4.13	No	0.47	4.41	No
Reactor 3 y Reactor 4	0.09	4.13	No	0.08	4.35	No
COMPARACIÓN	SST			SSV		
	F calculada	F crítica	Existen diferencias significativas	F calculada	F crítica	Existen diferencias significativas
Influyente y Reactores 1,2,3 y 4	3.40	2.52	SI	4.64	2.52	SI
Influyente y Reactor 1	6.67	4.24	SI	9.61	4.24	SI
Influyente y Reactor 2	5.74	4.22	SI	11.21	4.24	SI
Influyente y Reactor 3	7.86	4.25	SI	9.1	4.24	SI
Influyente y Reactor 4	9.09	4.25	SI	11.51	4.24	SI
Reactor 1 y Reactor 2	0.0103	4.25	No	0.01	4.25	No
Reactor 1 y Reactor 3	0.002	4.25	No	0.004	4.25	No
Reactor 1 y Reactor 4	2.54Exp ⁻⁶	4.24	No	2.39Exp ⁻⁵	4.25	No
Reactor 2 y Reactor 3	0.002	4.25	No	1.644Exp ⁻²	4.25	No
Reactor 2 y Reactor 4	0.01	4.25	No	1.644Exp ⁻²	4.25	No
Reactor 3 y Reactor 4	0.03	4.25	No	5.2Exp ⁻³	4.25	No

Para los valores de SST y SSV obtenidos, los resultados del análisis de variancia indican que también, de acuerdo con el diseño de experimentos planteado, la hipótesis nula de que no existen diferencias significativas entre reactores se cumple, es decir que su comportamiento es el mismo, más no cuando se hace la comparación del influente con los lodos digeridos, en donde se observa que si existen diferencias significativas en todos los casos, ya que el valor de la F calculada para todos es mayor que el valor de la F crítica.

En relación con los efectos de la digestión anaerobia sobre microorganismos indicadores y *Salmonella*, la figura 7.8 muestra los valores de las medias geométricas obtenidas para estos microorganismos en el influente y los cuatro efluentes de los reactores (NMP/100ml). En esta figura se observa, que como era de esperarse, las concentraciones de coliformes y *Salmonella* disminuyen a medida que aumenta el tiempo de retención en los reactores. Sin embargo, la remoción de microorganismos entre el influente y los efluentes de los reactores en los diferentes tiempos de retención es de sólo una unidad logarítmica. Al comparar los valores reportados para lodos crudos (influyente) tanto en coliformes totales como fecales con respecto a la literatura (Berg, 1980; Lue Hing, 1994), éstos valores se encuentran dentro del rango reportado (2.0×10^7). De los valores obtenidos se observa que estas condiciones de operación en los digestores anaerobios no son adecuadas para una remoción suficiente de coliformes.

La tabla 7.15 presenta la frecuencia de *Salmonella* encontrada en los lodos crudos y en el efluente de los reactores. A mayor tiempo de retención, menor frecuencia de muestras positivas. En relación con *Salmonella typhi*, sólo se detectó en muestras del influente y en el reactor con tiempo de retención menor (7 días).

TABLA 7.15
FRECUENCIA DE SALMONELLA EN LODOS PRIMARIOS CRUDOS Y DIGERIDOS.
(MUESTRAS POSITIVAS, N = 30 MUESTRAS).

Especie Identificada	Influente	Reactor 1 (7 días)	Reactor 2 (14 días)	Reactor 3 (21 días)	Reactor 4 (28 días)
<i>Salmonella enteritidis</i>	23	11	6	4	2
<i>Salmonella typhi</i>	4	1	0	0	0

Al considerar a los microorganismos como tratamientos (3) y a los lodos crudos y digeridos como bloques (5) y hacer el análisis de variancia, resulta que para los tratamientos, la hipótesis nula se rechaza si $F = 4.45$ y para los bloques si $F = 3.83$. (Tabla 7.16). Los valores calculados para F, tanto para los microorganismos como para los reactores, son menores por lo que la hipótesis nula se acepta, lo que significa que el comportamiento de los microorganismos y de los reactores en los diferentes tiempos de retención es el mismo. La tabla 7.16 presenta los resultados del respectivo análisis de variancia.

TABLA 7.16
ANÁLISIS DE VARIANCIA PARA BLOQUES ALEATORIZADOS ($\alpha = 0.05$)
PARA COLIFORMES TOTALES, COLIFORMES FECALES Y SALMONELLA

Fuente de variación	Grados de libertad	Cuadrado medio	Suma de cuadrados	F	Valor crítico de F
Microorganismos (tratamientos)	2	2.67×10^{16}	5.35×10^{16}	1.60	4.45
Reactores (bloques)	4	5.1×10^{16}	2.04×10^{17}	3.07	3.83
Error	8	1.67×10^{16}	1.33×10^{17}		
Total	14				

Se calculó también la constante de decaimiento de los microorganismos y se observó que se apega a la Ley de Chick (Gaudy y Gaudy, 1980; Sorensen, 1995). La figura 7.9 presenta dicha información. La constante de decaimiento tiene valores prácticamente iguales para los coliformes totales y fecales y es mucho más pronunciada que para la *Salmonella*, lo cual indica que este patógeno tiene una mayor probabilidad de sobrevivencia en los lodos y que su eliminación de éstos productos es más difícil, por lo que sería inadecuado considerar a los coliformes como indicadores del comportamiento de este patógeno.

El comportamiento de coliformes totales y fecales es el mismo. El valor calculado para la constante de decaimiento es similar. Para *Salmonella*, este valor es menor, es decir que su eliminación es más lenta que para el caso de los coliformes que decrecen más rápidamente en reactores con tiempos de retención de 7 y 14 días. El comportamiento de los tres microorganismos en reactores con tiempo de retención mayores a 21 días es el mismo.

En lo que respecta al comportamiento de protozoarios y parásitos, la tabla 7.17 presenta la frecuencia de los géneros identificados en lodos crudos y digeridos. Las formas encontradas son consistentes a las reportadas en la literatura (Arthur, 1981; Grasso, 1984). Las formas viables detectadas en el examen directo fueron larvas rhabditoides y filariformes de *Strongyloides s.p.* extremadamente móviles. También se encontraron aunque en poca cantidad huevos embrionados y larvados de *Ascaris lumbricoides*.

Los géneros encontrados con una frecuencia muy alta en el lodo crudo fueron *Strongyloides* y *Ascaris* y con una menor frecuencia los protozoarios del género *Entamoeba*, le siguen en orden decreciente *Hymenolepis* y *Fasciola*. A medida que el tiempo de retención aumenta en los reactores, la frecuencia de estas formas va siendo menor.

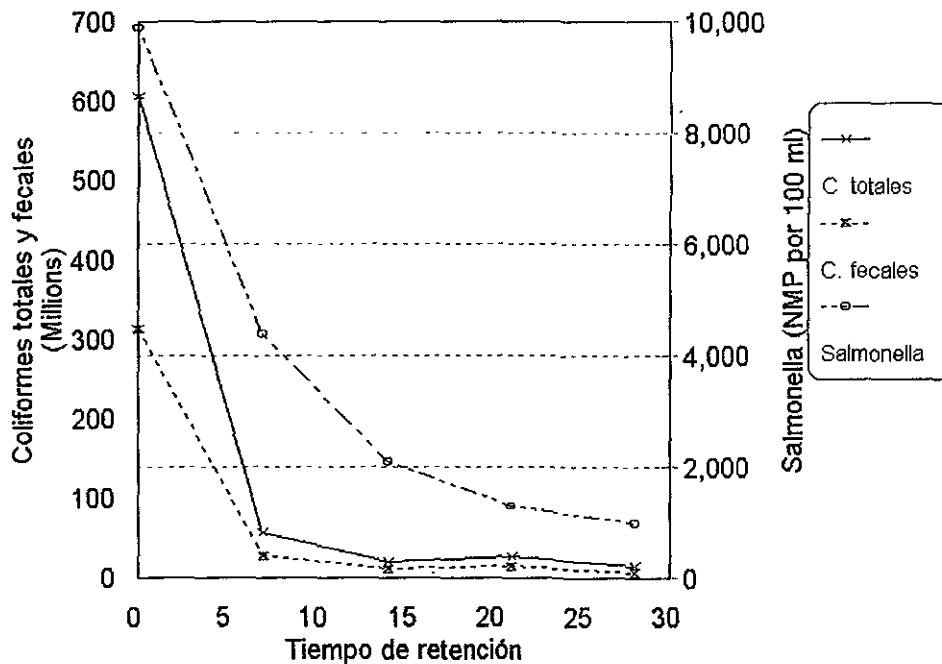


FIGURA 7.8
COLIFORMES FECALES Y TOTALES Y SALMONELLA
EN LODOS CRUDOS Y DIGERIDOS ANAERÓBICAMENTE.

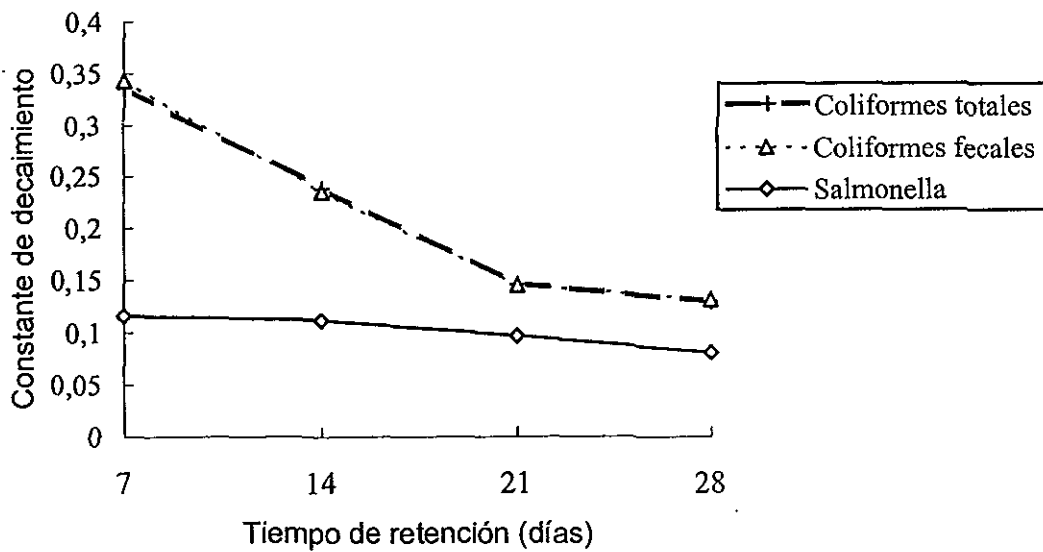


FIGURA 7.9
CONSTANTE DE DECAIMIENTO PARA COLIFORMES TOTALES, FECALES
Y SALMONELLA EN LODOS DIGERIDOS ANAERÓBICAMENTE

TABLA 7.17
PROTOZOARIOS Y PARASITOS EN LOS LODOS PRIMARIOS CRUDOS Y DIGERIDOS
(Muestras positivas, n= 40)

Parásito o protozoario	Muestras positivas en :				
	Influente T.R.= 0	Reactor1 7 días	Reactor 2 14 días	Reactor 3 21 días	Reactor 4 28 días
Ascaris lumbricoides	39	31	19	10	1
Strongyloides	36	32	21	21	13
E. Histolytica	6	3	6	1	0
E. coli	18	6	0	0	0
H. nana	8	3	0	0	0
H. diminuta	5	3	0	0	0
Fasciola hepatica	6	0	0	0	0
Uncinarias	1	0	0	0	0

En los resultados obtenidos se observa que en el lodo primario se encuentran un gran número de las distintas especies de parásitos patógenos para el humano; ya que los lodos primarios están formado por los sólidos de las aguas residuales crudas que solamente han sido sometidas a sedimentación. A medida que el tiempo de retención aumenta, la cantidad de parásitos presentes disminuye considerablemente; esto se debe a que las condiciones imperantes en el seno de los reactores, no son favorables para que los parásitos y sus estructuras sobrevivan o se desarrollen en ese medio y al tiempo de

permanencia de éstos en los reactores; la reducción de huevos de helminto no es sustancial. La EPA, reporta al proceso de digestión anaerobia como un proceso que sólo reduce significativamente los patógenos (PSRP), (EPA,1992).

Ascaris lumbricoides como *Strongyloides s.p.* se presentan en un porcentaje muy similar, mientras que a medida que el tiempo de retención es mayor en los reactores, *Ascaris lumbricoides* disminuye, *Strongyloides s.p.* sigue presente hasta en el reactor que está operando a un tiempo de retención mayor; estas larvas presentan movimiento, lo que significa su viabilidad y por lo tanto, su potencialidad como infectantes para el humano; la persistencia de este parásito puede explicarse si se toma en cuenta que tiene la capacidad de modificar su metabolismo hasta hacerlo mínimo y sobrevivir así en condiciones adversas.

La mayoría de las estructuras parasitarias tales como quistes de *Entamoeba coli* y *Entamoeba histolytica*; así como los huevos de *Hymenolepis nana* y diminuta y los de *Fasciola hepática* desaparecen, desde el reactor 2, (tiempo de retención de 14 días), a excepción de *Entamoeba coli* cuyos quistes persisten hasta el reactor 3 (tiempo de retención de 21 días), aunque en una proporción muy baja. Esto coincide con lo reportado en la literatura, en donde se menciona que mediante la estabilización anaerobia de los lodos se logran reducciones sustanciales en el número de patógenos y acumulación de éstos en los sólidos concentrados. Las reducciones reportadas son de dos órdenes de magnitud para coliformes fecales. Los quistes de protozoarios no sobreviven a la digestión anaerobia, pero los huevos de helminto sobreviven aún a la digestión anaerobia termofílica (Farel, et al., 1986; Kun, et al., 1989; Storey, 1987).

7.3. Etapa III. Degradación de lodos primarios y determinación de los parámetros cinéticos en digestores anaerobios de alta tasa

7.3.1 Degradación de lodos residuales primarios.

Siguiendo la metodología descrita en 6.3, en la tabla 7.18 se presentan los valores promedio de la operación de estos reactores.

TABLA 7.18
RESULTADOS PROMEDIO DE LA OPERACIÓN DE DIGESTORES ANAEROBIOS DE ALTA TASA
(T.R.H. = 1.5,2.0,3.0, 5.0, 13 Y 21 DÍAS).

Parámetro	No de Muestras	Influyente (prom.)	Efluentes: Tiempo de Retención (días)					
			1.5	2.0	3.0	5.0	13	21
pH(unidades)	22	6.46	6.17	6.25	6.50	6.84	7.42	7.66
DQO (mg/l)	20	15248	14428	14532	13662	13322	8498	8610
DBO (mg/l)	22	2225	2255	2333	2420	2378	983	812
SST (mg/l)	20	10319	8820	8375	8433	7495	5717	5800
SSV (mg/l)	20	7714	7060	6487	6426	5745	4916	4182
SSF(mg/l)	20	2604	1760	1887	2006	1750	1182	1617
CH ₄ (ml/d)	56		32.68	40.73	60.13	61.93	140	95
Producción específica de Metano, r*	20		0.097	0.186	0.189	0.264	0.451	0.513

* litros de Metano/gramo de DQO removida

Conforme aumenta el tiempo de retención la DQO y sólidos tanto totales como volátiles disminuyen; de igual manera lo hace el valor de la DBO, pero en una forma más lenta, ya que esto se detecta en los lodos digeridos en los reactores con tiempos de retención de 13 y 21 días. Ya que la Demanda Bioquímica de Oxígeno es un parámetro que estima la capacidad de oxidación de la materia orgánica por medios biológicos, para el caso de la materia orgánica particulada, es necesario que se logre primero una solubilización de éstos sólidos, por lo cual, el tiempo requerido es mayor. Esta prueba de por sí, presenta imprecisiones en el análisis de aguas residuales por lo que tratándose de lodos, el error en las determinaciones es mayor. El pH disminuye con los tiempos de retención bajos y rebasa el valor de 7 para los reactores operados con tiempos de retención de 13 y 21 días. Esto es una situación normal en la digestión anaerobia. La tabla 7.19 muestra la remoción lograda durante el mismo periodo de operación. La máxima reducción promedio alcanzada para la DQO fue del 43.5 %, para DBO de 63.5% y para SST y SSV fue de 43.7 y 45.7 % respectivamente, con respecto al valor del influente, con un tiempo de retención de 21 días. Estos valores de remoción logrados coinciden con los reportados en la literatura (Eastman et al., 1981; Ghosh et al., 1974; Parkin & Owen, 1986). Sin embargo, entre el reactor operado con un tiempo de retención de 13 días y el operado con 21 días, no existe diferencia significativa en cuanto a los valores de remoción logrados (ver figura 7.10). Este comportamiento, además se comprueba estadísticamente con los valores de la tabla 7.21 al realizar el análisis de variancia y comparar los valores de la F calculados para los reactores R5 y R6 en donde la hipótesis nula se acepta y no existen diferencias significativas en los valores, ya que las F calculadas son menores que las F críticas tanto para DBO,DQO, SST como para SSV.

TABLA 7.19
REMOCIÓN PROMEDIO DE LA OPERACIÓN DE DIGESTORES ANAEROBIOS DE ALTA TASA
(T.R.= 1.5,2.0,3.0, 5.0, 13 Y 21 DÍAS).

Parámetro (mg/l)	No. de Muestras	Influyente (prom.) (mg/l)	Remoción (%) Tiempo de retención (días)					
			1.5	2.0	3.0	5.0	13	21
DQO	20	15248	5.37	4.69	10.40	12.63	44.26	43.50
DBO	22	2225	0	0	0	0	55.82	63.50
SST	20	10319	14.5	18.83	18.27	27.36	44.50	43.70
SSV	20	7714	8.47	15.90	16.6	25.52	36.20	45.78

Los valores para las constantes de hidrólisis calculadas de acuerdo con Pavlostatis y Giraldo Gómez, 1991, para éstos digestores, se presentan en la tabla 7.20.

La constante de hidrólisis mayor se obtuvo para el reactor con tiempo de retención de trece días, siendo un valor ligeramente menor que el reportado por Woods y Malina, 1965, (op.cit. Gujer & Zehnder).

Los resultados del análisis de variancia (ANOVA de un sólo factor) para los factores o tratamientos, comparando el influente con los lodos digeridos de los reactores y comparando los reactores entre sí se presentan en la tabla 7.21 para DQO y sólidos y en la 7.22 para biogás y DBO.

TABLA 7.20
CONSTANTES DE HIDRÓLISIS PARA LODOS RESIDUALES PRIMARIOS
EN DIGESTORES ANAEROBIOS DE ALTA TASA (35 °C)

Fo	F1	θ	Kh
15,248	14,428	1.5	0.038
15,248	14,532	2	0.024
15,248	13,662	3.0	0.039
15,248	13,322	5.0	0.028
15,248	8,498	13	0.061
15,248	8,610	21	0.036

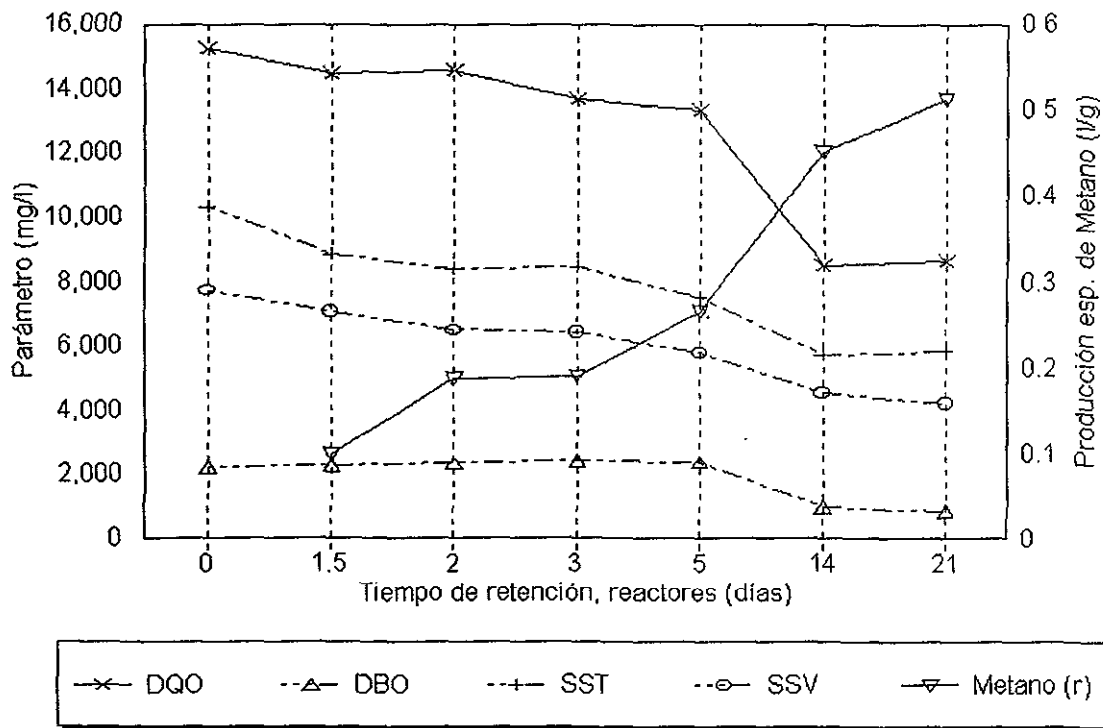


FIGURA 7.10
COMPORTAMIENTO DE ALGUNOS PARÁMETROS EN DIGESTORES
ANAEROBIOS DE ALTA TASA

TABLA 7.21
 RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE VARIANCA (ANOVA) PARA DQO Y SÓLIDOS CONSIDERANDO UN SÓLO FACTOR
 PARA LOS DIGESTORES ANAEROBIOS DE ALTA TASA

COMPARACIÓN ENTRE	DQO			SST			SSV		
	F CALCULADA	F CRÍTICA	DIFERENCIAS SIGNIFICATIVA	F CALCULADA	F CRÍTICA	DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS	F CALCULADA	F CRÍTICA	DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS
Influente y Reactores	27.14	2.32	Si	7.16	2.32	Si	3.36	2.32	Si
Influente y Reactor 1	1.23	4.75	No	20.77	4.75	Si	12.6	4.75	Si
Influente y Reactor 2	0.59	4.75	No	21.55	4.75	Si	17.72	4.75	Si
Influente y Reactor 3	0.34	4.75	No	0.05	4.77	No	0.03	4.75	No
Influente y Reactor 4	8.23	4.75	Si	34.48	4.77	Si	15.89	4.75	Si
Influente y Reactor 5	227.8	4.75	Si	104.08	4.77	Si	18.97	4.75	Si
Influente y Reactor 6	104.5	4.75	Si	64.6	4.77	Si	56.35	4.75	Si
Reactor 1 y Reactor 2	0.13	4.75	No	0.94	4.75	No	1.19	4.75	No
Reactor 1 y Reactor 3	0.07	4.75	No	1.68	4.75	No	0.8	4.75	No
Reactor 1 y Reactor 4	2.22	4.75	No	4.32	4.75	No	1.31	4.75	No
Reactor 1 y Reactor 5	120.11	4.75	Si	59.56	4.75	Si	6.53	4.75	Si
Reactor 1 y Reactor 6	65.10	4.75	Si	28.95	4.75	Si	22.51	4.75	Si
Reactor 2 y Reactor 3	0.02	4.75	No	2.25	4.75	No	1.28	4.75	No
Reactor 2 y Reactor 4	3.71	4.75	No	0.54	4.75	No	0.02	4.75	No
Reactor 2 y Reactor 5	147.1	4.75	Si	28.52	4.75	Si	3.47	4.75	No
Reactor 2 y Reactor 6	76.37	4.75	Si	15.92	4.75	Si	11.97	4.75	Si
Reactor 3 y reactor 4	1.03	4.75	No	2.85	4.75	No	1.35	4.75	No
Reactor 3 y reactor 5	35.08	4.75	Si	8.01	4.75	No	3.21	4.75	No
Reactor 3 y Reactor 6	26.44	4.75	Si	7.16	4.75	Si	4.19	4.75	No
Reactor 4 y reactor 5	103.47	4.75	Si	27.80	4.75	Si	2.95	4.75	No
Reactor 4 y reactor 6	49.69	4.75	Si	13.72	4.75	Si	9.65	4.75	Si
Reactor5 y reactor 6	0.78	4.75	No	0.16	4.75	No	0.19	4.75	No

TABLA 7.22
RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE VARIANCA (ANOVA) PARA DBO Y BIOGÁS CONSIDERANDO UN SÓLO FACTOR
PARA LOS DIGESTORES ANAEROBIOS DE ALTA TASA

COMPARACIÓN	DBO			BIOGÁS		
	F CALCULADA	F CRÍTICA	DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS	F CALCULADA	F CRÍTICA	DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS
Influyente y Reactores	9.92	2.3	Sí	-	-	-
Influyente y Reactor 1	0.17	4.75	No	-	-	-
Influyente y Reactor 2	1.54	4.75	No	-	-	-
Influyente y Reactor 3	0.58	4.75	No	-	-	-
Influyente y Reactor 4	1.75	4.75	No	-	-	-
Influyente y Reactor 5	29.79	4.75	Sí	-	-	-
Influyente y Reactor 6	26.5	4.75	Sí	-	-	-
Reactor 1 y Reactor 2	0.65	4.75	No	0.2	4.75	No
Reactor 1 y Reactor 3	0.04	4.75	No	14.8	4.75	Sí
Reactor 1 y Reactor 4	0.26	4.75	No	19.9	4.75	Sí
Reactor 1 y Reactor 5	15.59	4.75	Sí	105.38	4.75	Sí
Reactor 1 y Reactor 6	18.58	4.75	Sí	45.05	4.75	Sí
Reactor 2 y Reactor 3	0.55	4.75	No	6.3	4.75	Sí
Reactor 2 y Reactor 4	0.33	4.75	No	7.43	4.75	Sí
Reactor 2 y Reactor 5	17.3	4.75	Sí	64.8	4.75	Sí
Reactor 2 y Reactor 6	19.64	4.75	Sí	23.35	4.75	Sí
Reactor 3 y reactor 4	0.16	4.75	No	.0001	4.75	No
Reactor 3 y reactor 5	31.05	4.75	Sí	43.34	4.75	Sí
Reactor 3 y Reactor 6	39.13	4.75	Sí	7.8	4.75	Sí
Reactor 4 y reactor 5	65.73	4.75	Sí	50.48	4.75	Sí
Reactor 4 y reactor 6	93.97	4.75	Sí	9.46	4.75	Sí
Reactor5 y reactor 6	0.14	4.75	No	15.65	4.75	Sí

Los resultados obtenidos para la DBO indican que de acuerdo con el diseño del experimento planteado, la hipótesis nula de que no existen diferencias significativas entre reactores se cumple para los reactores con tiempos de retención más bajos (1.5, 2, 3 y 5 días), sin embargo, como es de esperarse, para los tiempos de retención mayores (13 y 21 días), sí existen diferencias significativas cuando son comparados con el lodo crudo. Al comparar los reactores entre sí, los comportamientos indican diferencias significativas en los reactores extremos (1 y 5, 1 y 6; 2 y 5, 2 y 6; 3 y 5, y 3 y 6; 4 y 5 y 4 y 6). Sin embargo, al comparar los resultados del reactor 5 con tiempo de retención de 13 días con el reactor 6, con tiempo de retención de 21 días, se observa que no existen diferencias significativas.

Para la DQO, y bajo la misma hipótesis nula de que no existen diferencias significativas entre reactores se cumple para los reactores con tiempos de retención de 1.5, 2 y 3 días, sin embargo, como era también de esperarse, para los tiempos de retención mayores (7, 13 y 21 días), sí existen diferencias significativas cuando son comparados con el lodo crudo. Al comparar los reactores entre sí, los comportamientos indican diferencias significativas en los reactores extremos (1 y 5, 1 y 6, 2 y 5, 2 y 6, 3 y 5 y 3 y 6). Sin embargo, al comparar los resultados del reactor 5 con tiempo de retención de 13 días con el reactor 6, con tiempo de retención de 21 días, se observa que no existen diferencias significativas al igual que para la DBO

Para los SST y SSV el comportamiento es similar, si existen diferencias significativas entre el influente y los reactores. La diferencia entre los reactores 5 y 6 sigue siendo no significativa. Para el Metano, si existen diferencias significativas en su producción para todos los reactores.

7.3.2 Determinación de parámetros cinéticos en lodos residuales primarios

Como se indicó en el apartado 6.3, de una regresión lineal de $S_0 - S/Xt$ vs $1/t$ se obtiene Y como la pendiente y " $-b$ " como la intersección al eje Y o de las ordenadas. Al graficar los datos de $Xt / S_0 - S$ vs $1/S$ se construye una gráfica de donde se obtiene que la intersección con el eje $Y=1/k$ y la pendiente es igual a Ks/k .

Para poder calcular las constantes cinéticas, debido a la naturaleza del material estudiado, se determinó la constante de hidrólisis promedio del sistema con los valores iniciales y finales obtenidos para los sólidos suspendidos volátiles en el tiempo de retención respectivo (Pavlostatis & Gómez, 1991); el valor determinado fue de 0.58 día^{-1} . Asumiendo el valor calculado para la constante de hidrólisis, se determinó la concentración de SSV remanentes al tiempo t para cada uno de los tiempos de retención en los que operaron los reactores). Se asume que éstos valores son los SSV no degradados o fracción inerte de los SSV al tiempo t , ($SSVi$). A partir de los valores de SSV del efluente y restándoles el valor de la fracción de $SSVi$, se estimaron, en forma indirecta, los valores de la biomasa producida (X). Estas cantidades fueron las utilizadas para la determinación de Y , b , k y Ks .

Los valores de las constantes cinéticas encontradas fueron los siguientes:

Y	(coeficiente de rendimiento $\text{mg SSV}_{\text{producidos(biomasa)}}/\text{mg DQO}_{\text{removidos}}$)	= 0.098
b	(coeficiente de decaimiento, día^{-1})	= 0.17
k	(tasa máxima específica de utilización del sustrato, día^{-1})	= 0.4
Ks	(constante de saturación media, mg DQO/l)	= 14,040

Las gráficas correspondientes se presentan en las figuras 1 y 2 del anexo II.

La tabla 7.23 presenta algunos coeficientes cinéticos reportados comparados con los obtenidos en esta etapa.

TABLA 7.23
COEFICIENTES CINÉTICOS PARA VARIOS SUSTRATOS UTILIZADOS
EN LOS PROCESOS MESOFÍLICOS ANAEROBIOS (T=35 °C).

Sustrato	Proceso	k (g DQO/g SSV-día)	Ks (mg DQO/l)	Y (g SSV/g DQO)	b (día ⁻¹)
Carbohidratos	Acidogénesis	1.33 - 70.6	22.5 - 630	0.14 - 0.17	6.1
Ácidos grasos de cadena larga	Oxidación anaeróbica	0.77 - 6.67	105 - 3180	0.04 - 0.11	0.01 - 0.015
Ácidos grasos de cadena corta	Oxidación anaeróbica	6.2 - 17.1	12 - 500	0.025	0.01 - 0.027
Acetato	Metanogénesis Acetoclástica	2.6 - 11.6	11 - 421	0.01 - 0.054	0.004 - 0.037
Hidrógeno y bióxido de carbono	Metanogénesis	1.92 - 90	.000048 - 0.06 mg DQO//	0.017 - 0.045	0.088
Desechos complejos	Global	6.67	2,000	0.04 - 0.12	0.015
Este estudio	Global	0.40	14,040	0.098	0.173

Fuente: Adaptado de Speece, 1996 y Pavlostatis & Gómez, 1991

El valor de Ks obtenido es mayor a los reportados en la literatura, sin embargo, ya que el coeficiente de velocidad media de saturación, Ks, es indicativo de la afinidad relativa de la biomasa por el sustrato, se supone lógico un valor elevado de este para los lodos, ya que es necesario que la materia particulada contenida en éstos sea hidrolizada primero para estar a disposición de utilizarse como sustrato para los microorganismos, lo que se refleja en una baja actividad de la biomasa. Considerando un valor de 8610 mg/l de DQO para el efluente y con el valor de Ks calculado, supondría una actividad de la biomasa anaerobia de aproximadamente 37 %. El valor de k obtenido es menor que los reportados en la literatura, pero está directamente relacionado con el valor alto de Ks obtenido, ya que a baja actividad de la biomasa, la tasa máxima de utilización del sustrato es baja.

En relación con los coeficientes de crecimiento Y y b, el valor de Y obtenido está en el rango de los valores reportados por otros investigadores para la biomasa anaerobia.

El coeficiente de decaimiento obtenido es mayor en relación con los valores reportados para desechos complejos.

En los estudios que determinan las constantes de degradación y cinéticas de crecimiento en materiales solubles, la biomasa producida (SSV), por gramo de DQO removida es fácilmente distinguible.

En el caso de sustratos con materia orgánica particulada, como es el caso de los lodos residuales, esto es imposible, ya que los lodos traen consigo sólidos suspendidos volátiles que no son biomasa y que no pueden ser distinguidos de las células cuando se producen. La dificultad para la determinación de esta, se debe a dicha situación.

7.4. Etapa IV. Pretratamiento y adición de estimulantes de crecimiento con el uso de bioensayos

7.4.1 Primera parte

De acuerdo con la metodología seguida como se describió en el capítulo 6.4, los resultados del experimento se presentan en la tabla 7.24 donde se incluyen las condiciones iniciales y finales a 35°C en relación con DBO, DQO, SST, SSV y Alcalinidad para los bioensayos realizados. Los mayores % de remoción en relación con DQO, SST y SSV se obtuvieron con la adición de extracto de levadura al 0.1% (combinación E₂P₁), de igual manera sucede con la producción de Metano.

La tabla 7.25 presenta la producción acumulada de Metano durante los bioensayos, así como la *Producción Específica de Metano* a los treinta días. La mayor *Producción Específica de Metano* se logró con las combinaciones E₂P₃ (adición de extracto de levadura al 0.1% y tratamiento térmico) y con E₂P₁ (adición de extracto de levadura). La tabla 7.27 contiene el concentrado de datos de los análisis de variancia correspondientes realizados para el diseño factorial.

La figura 7.11 presenta la producción acumulada de Metano para las diferentes combinaciones probadas y la figura 7.12 la *Producción Específica de Metano* para las mismas combinaciones. Los mejores resultados se obtuvieron con las combinaciones E₂P₃, E₂P₁ y E₁P₃ (ver tabla 6.6) lo cual confirma que la hidrólisis efectuada por el pretratamiento térmico, la adición de extracto de levadura a bajas concentraciones como estimulante de crecimiento y su combinación sí ayudan a mejorar la eficiencia de la digestión anaerobia de los lodos.

En la tabla 7.26 se muestran los resultados obtenidos para las variables de respuesta utilizadas en esta etapa. La tabla 7.27 contiene el concentrado de datos de los análisis de variancia correspondientes, realizados para el diseño factorial. En esta misma tabla se observa que el mayor efecto en la DBO como variable de respuesta es debido a la interacción de la adición de extracto de levadura y del pretratamiento, sin embargo, también ambos factores por separado tienen casi el mismo peso. Para la DQO el mayor efecto fue debido al pretratamiento, siguiendo en orden de importancia el efecto por la interacción de ambos factores y por último, la adición de extracto de levadura. El efecto en los sólidos (SST-SSV) es similar, el mayor efecto es debido a la interacción de ambos factores.

No menos importante es el pretratamiento y esto es lógico, ya que con éste, se realiza la hidrólisis de las moléculas orgánicas complejas facilitando así, la utilización del sustrato. Para el Metano, el mayor efecto positivo es causado por la adición del extracto de levadura el cual actúa como estimulante del crecimiento de la flora Metanogénica. De acuerdo con los resultados presentados en la figura 7.11 se observa que con sólo cuatro combinaciones la producción de Metano resultó ser mayor que el blanco: con la combinación E₁P₂ (tratamiento alcalino) con un 12% arriba, con la combinación E₁P₃ (tratamiento térmico) con un 40% arriba, con la combinación E₂P₁ (extracto de levadura al 0.1%) con un 53% arriba y con la combinación E₂P₃ (combinación de extracto de levadura y al 0.1% y tratamiento térmico con un 40% arriba.

El valor mayor para la *Producción Específica de Metano* se obtuvo de igual forma con las combinaciones E₂P₃, E₂P₁ y E₁P₃. La adición de extracto de levadura al 0.2% no resultó tener efectos positivos, ya que la *Producción Específica de Metano* obtenida para el blanco y las combinaciones con E₃ no fueron mayores.

TABLA 7.24
CONDICIONES INICIALES Y FINALES A 35 °C EN RELACIÓN CON DBO₅,
DQO, SST, SSV Y ALCALINIDAD (mg/l)*

Variable de respuesta	DBO ₅			DQO			SST			SSV			Alcalinidad	
	Combinación	t=0	t=30	Remoción (%)	t=0	t=30	Remoción (%)	t=0	t=30	Remoción (%)	t=0	t=30	Remoción (%)	t=0
E ₁ P ₁	1702	153	91	25886	8386	65.8	15273	5031	67.0	13521	3782	72.0	505	702
E ₁ P ₂	629	637	0	26276	12181	53.6	18734	7244	61.3	12740	4338	65.9	238	4939
E ₁ P ₃	756	803	0	24379	11232	53.9	13040	4868	62.6	9258	3190	65.5	171	1265
E ₂ P ₁	1325	790	40.3	12044	1507	87.4	14306	4006	71.9	9005	2296	74.5	232	3633
E ₂ P ₂	986	1020	0	26988	10046	62.7	10568	3345	68.3	9405	2736	70.2	603	1687
E ₂ P ₃	863	561	34.9	19461	12181	37.4	14951	5871	60.7	12110	4937	59.2	126	1699
E ₃ P ₁	875	841	3.8	14172	5540	60.9	9599	3072	67.9	7295	2035	72.1	253	3287
E ₃ P ₂	1750	867	50.4	18548	10758	41.9	11940	4856	59.3	9791	3486	64.3	310	2127
E ₃ P ₃	873	612	29.8	18945	10284	45.7	16080	6126	61.9	11739	9414	19.8	221	1280

* valores promedio de tres repeticiones

TABLA 7.25
PRODUCCIÓN ACUMULADA DE METANO (DURANTE LOS BIOENSAYOS ANAEROBIOS
Y PRODUCCIÓN ESPECÍFICA DE METANO.

Combinación	Producción acumulada de Metano (ml) Tiempo de retención (días)						Prod. esp. de Metano* r (l Metano/g DQO rem.)
	5	10	15	20	25	30	
E ₁ P ₁	19.2	41.1	54.9	59.4	67.2	69.5	0.0189
E ₁ P ₂	9.8	43.8	56.9	57.5	77.0	78.3	0.0264
E ₁ P ₃	12.7	26.7	30.3	59.2	81.4	97.4	0.0350
E ₂ P ₁	15.5	42.6	58.4	64.2	88.9	106.4	0.0480
E ₂ P ₂	17.0	5.8	40.8	45.2	50.8	63.5	0.0178
E ₂ P ₃	16.9	36.8	57.2	65.3	86.3	97.4	0.0637
E ₃ P ₁	18.9	40.3	45.0	45.0	45.5	47.0	0.0260
E ₃ P ₂	7.0	36.9	44.7	50.9	51.0	52.5	0.0320
E ₃ P ₃	8.2	36.5	35.6	38.9	43.6	44.6	0.0240

TABLA 7.26
RESULTADOS OBTENIDOS PARA LAS VARIABLES DE RESPUESTA DURANTE LOS BIOENSAYOS CON EL
PRETRATAMIENTO Y LA ADICIÓN DE ESTIMULANTES DE CRECIMIENTO.
(Diseño factorial 3²) n=3

DBO (mg/l)		E1	E2	E3
	P1	153	790	841
	P2	637	1,020	867
	P3	803	561	612
DQO (mg/l)		E1	E2	E3
	P1	8,386	1,507	5,540
	P2	12,181	10,046	10,758
	P3	11,232	12,181	10,284
SST.SSV (mg/l)		E1	E2	E3
	P1	5,031	4,006	3,072
		3,782	2,229	2,035
	P2	7,244	3,345	4,856
		4,388	2,736	3,486
	P3	4,868	5,871	9,414
3,190		4,937	6,126	
Metano (ml)		E1	E2	E3
	P1	69.5	106.4	47
	P2	78.3	63.5	53
	P3	97.4	97.4	45

TABLA 7.27
 RESULTADO DE LOS ANÁLISIS DE VARIANCI
 (N=3) (PRIMERA PARTE)

DBO (mg/l)	Fuente de variación del factor	F calculada	F crítica (.05,v ₁ v ₂)	Diferencias significativas
	E(*)	24.41	3.55	Sí
	P(*)	18.82	3.55	Sí
	EP(*)	26.33	2.93	Sí
DQO (mg/l)	Fuente de variación del factor	F calculada	F crítica (.05,v ₁ v ₂)	Diferencias significativas
	E	1866	3.55	Sí
	P(*)	11901	3.55	Sí
	EP	1401	2.93	Sí
SST (mg/l)	Fuente de variación del factor	F calculada	F crítica (.05,v ₁ v ₂)	Diferencias significativas
	E	539	3.55	Sí
	P(*)	1631	3.55	Sí
	EP(*)	1310	2.93	Sí
SSV (mg/l)	Fuente de variación del factor	F calculada	F crítica (.05,v ₁ v ₂)	Diferencias significativas
	E	101.8	3.55	Sí
	P(*)	1022	3.55	Sí
	EP(*)	546	2.93	Sí
METANO (ml)	Fuente de variación del factor	F calculada	F crítica (.05,v ₁ v ₂)	Diferencias significativas
	E (*)	4247	3.55	Sí
	P	515	3.55	Sí
	EP	840	2.93	Sí

*Factor que más influye en la respuesta

Se analizaron los resultados obtenidos de *Producción Específica de Metano* en las combinaciones utilizadas (ver fig. 7.12) y para la segunda parte del experimento se seleccionaron las tres combinaciones cuya *Producción Específica de Metano* haya sido mayor. Además, considerando que la mayor combinación es aquella que cumpla con dos objetivos: Mayor reducción de materia orgánica y mayor producción de Metano, se sugiere seleccionar las mejores combinaciones en ambos casos y observar el comportamiento de la materia orgánica durante todo el bioensayo y no sólo al final, midiendo la producción diaria de gas. Por lo que para la segunda parte del estudio se realizó el experimento con los siguientes bioensayos:

E₂P₁: Adición de extracto de levadura al 0.1 %

E₁P₃: Pretratamiento térmico

E₂P₃: Adición de extracto de levadura al 0.1 % junto con pretratamiento térmico.

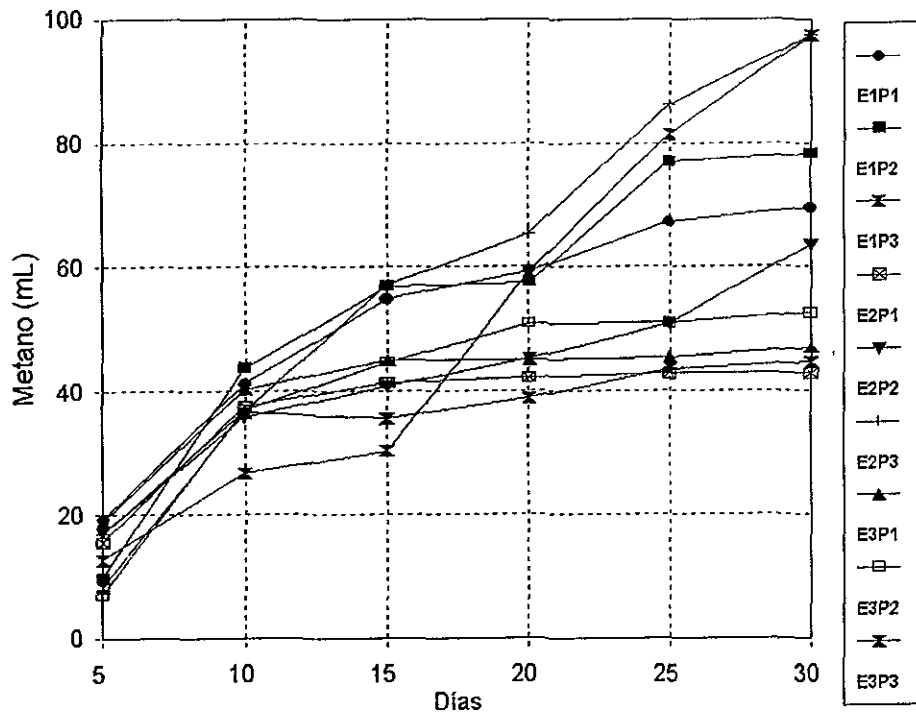


FIGURA 7.11
 PRODUCCIÓN ACUMULADA DE METANO PARA LAS
 DIFERENTES COMBINACIONES DURANTE LOS BIOENSAYOS
 (PRIMERA PARTE)

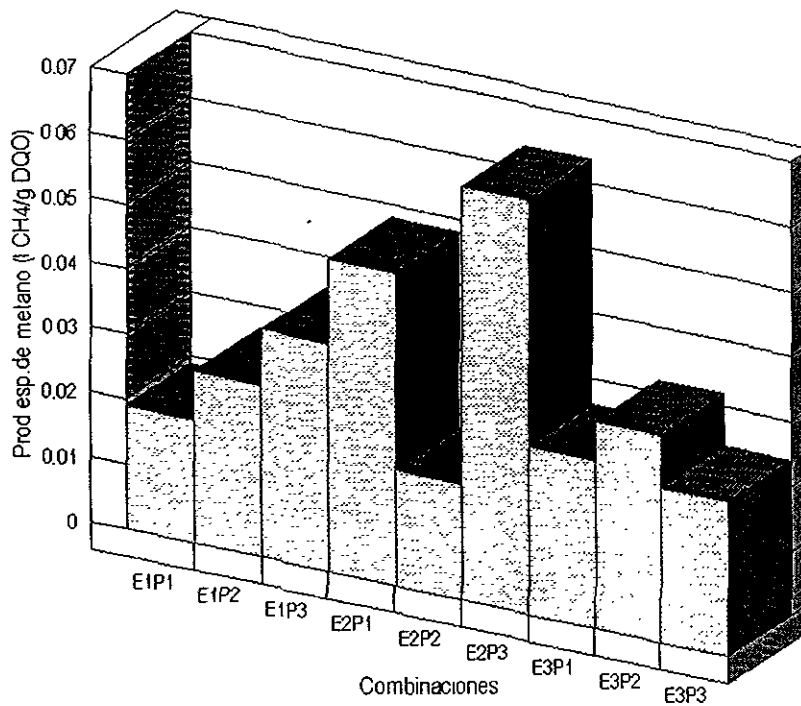


FIGURA 7.12
 PRODUCCIÓN ESPECÍFICA DE METANO PARA LAS DIFERENTES COMBINACIONES
 DURANTE LOS BIOENSAYOS (PRIMERA PARTE)

7.4.2 Segunda parte

En esta segunda parte, el monitoreo de las variables de respuesta se hizo al inicio del experimento y a los 3, 6, 9, 12, 15, 21 y 30 días. Los resultados para el blanco y las tres combinaciones probadas: E₂P₁, E₁P₂ y E₂P₂ (ver tabla 6.8) se presentan en las tablas 7.28 y 7.29.

TABLA 7.28
RESULTADOS DE BIODEGRADABILIDAD PARA LOS BIOENSAYOS

A) BLANCO (E ₁ P ₁)								
Parámetro	TIEMPO (días)							
	0	3	6	9	12	15	21	30
pH	6.9	7.0	6.7	6.5	6.5	6.6	7.2	6.9
Temperatura °C	35	35	35	35	35	35	35	35
% Humedad	98.6	98.8	98.8	98.7	98.6	98.8	98.88	98.9
DQO mg//	17172	15615	15525	14850	12240	14850	13410	11385
DBO mg//	4592	3746.	---	3303	---	2900	---	2014
ST mg//	12655	10500	11570	12037	12385	10840	10817	9775
SST mg//	11800	13100	6350	5150	7500	6200	7950	6300
SSV mg//	8100	7000	4750	3000	3250	4200	5550	3100
Metano (ml)	---	24.5	37.5	51.7	50.4	57.4	48.7	127.3
Alcalinidad mg// como CaCO ₃	200	650	570	425	500	506	790	530
AGV's mg// como Ac. Acético	377	440	536	547	665	442	496.	44
B) COMBINACIÓN DE: ADICIÓN DE EXTRACTO DE LEVADURA AL 0.1 % (E ₂ P ₁).								
Parámetro	TIEMPO (días)							
	0	3	6	9	12	15	21	30
pH	6.6	7.3	6.7	6.5	6.6	6.8	7.5	7.2
Temperatura °C	35	35	35	35	35	35	35	35
% Humedad	99.1	99.0	99.0	99.0	99.1	99.1	99.1	99.2
DQO mg//	16830	14715	12825	11970	12870	10305	11475	8820
DBO mg//	4108	2900	---	---	---	2296	---	855
ST mg//	8555	9537	9312	8802	8240	8382	7762	7220
SST mg//	8500	8950	8100	4550	7900	4200	6200	5020
SSV mg//	6400	4150	5650	3650	3100	2700	4200	2700
Metano, ml	---	36	53.6	51.8	59.5	195.7	132.4	405.8
Alcalinidad mg// como CaCO ₃	185	525	590	455	480	481.25	615	595
AGV's mg// como Ac. Acético.	272	342	473	471	421	468	300	10.5

TABLA 7. 29
RESULTADOS DE BIODEGRADABILIDAD PARA LOS BIOENSAYOS

A) COMBINACIÓN DE: TRATAMIENTO TÉRMICO (E ₁ P ₂)								
PARÁMETRO	TIEMPO (días)							
	0	3	6	9	12	15	21	30
pH	6.8	6.8	7.0	7.1	6.9	7.2	7.2	7.5
Temperatura °C	35	35	35	35	35	35	35	35
% Humedad	98.5	98.8	98.8	98.7	98.6	98.8	98.8	98.9
DQO mg//	16920	16400	16510	14720	12480	11129	11380	10928
DBO mg//	4215	3920	--	3200	--	2770	--	1900
ST mg//	12355	10900	10800	11100	10300	10223	9915	9620
SST mg//	11400	10510	8350	8400	7420	5900	5729	5400
SSV mg//	8200	7400	5750	5500	4254	3908	4206	2900
Metano, ml	--	27.5	42	60	63	59	76	145
Alcalinidad mg// como CaCO ₃	230	400	520	541	600	590	685	920
AGV's mg// Ac. Acético.	420	440	596	678	540	424	377	85
B) COMBINACIÓN DE: TRATAMIENTO TÉRMICO MÁS ADICIÓN DE EXTRACTO DE LEVADURA AL 0.1 % (E ₂ P ₂).								
PARÁMETRO	TIEMPO (días)							
	0	3	6	9	12	15	21	30
pH	6.6	6.5	6.6	6.7	6.8	7.0	7.5	7.7
Temperatura °C	35	35	35	35	35	35	35	35
% Humedad	99.0	99.1	99.0	98.2	98.9	99.0	98.8	98.8
DQO mg//	16590	14945	13029	12220	11409	9873	9920	9408
DBO mg//	4050	3874	--	2900	--	2124	--	795
ST mg//	12465	10950	9536	9220	8840	8378	7944	7760
SST mg//	11800	10228	8902	8809	8112	7427	7037	6408
SSV mg//	8023	5830	5620	5242	4908	4821	3412	2916
Metano, ml	--	44	52	67	82	149	129	385
Alcalinidad mg// como CaCO ₃	202	228	595	590	520	590	630	625
AGV's mg// como Ac. Acético.	342	468	440	473	417	380	294	129

El comportamiento de los parámetros analizados en el blanco y las tres combinaciones es el esperado. En todos los casos la materia orgánica disminuye (DQO y DBO) así como los sólidos. A mayor tiempo de retención, mayor producción de Metano. La figura 7.13 muestra la producción acumulada de Metano durante el experimento con los bioensayos. Las figuras 7.14 y 7.15 presentan el comportamiento de la DQO y SSV respectivamente durante estas pruebas. La mayor producción de Metano se logró con la combinación

E₂P₁ (adición de extracto de levadura) seguida en orden decreciente por la combinación E₂P₂ (adición de extracto de levadura y calentamiento), al igual que la mayor remoción de materia orgánica y sólidos. La tabla 7.30 concentra los valores de las variables de respuesta y las combinaciones utilizadas para el diseño del experimento con los bioensayos anaerobios.

TABLA 7.30
VARIABLES DE RESPUESTA PARA EL DISEÑO DEL EXPERIMENTO CON BIOENSAYOS
(SEGUNDA PARTE)

DQO	E ₁		E ₂	
	P ₁	11385		8820
P ₂	10928		9408	
DBO	E ₁		E ₂	
	P ₁	2014		855
P ₂	1900		795	
SST.SSV	E ₁		E ₂	
	P ₁	6300	5020	
		3100	2700	
	P ₂	5400	6408	
2900		2916		
Metano	E ₁		E ₂	
	P ₁	127.3		405.8
	P ₂	145		385

En esta tabla se observa que la mayor producción de Metano y mayor degradación de materia orgánica (DQO, SST y SSV) se logró con el factor E₂P₁, correspondiente a la adición de extracto de levadura al 0.1% le siguen en el orden los factores E₂P₂, extracto de levadura y tratamiento térmico, y E₁P₂, tratamiento térmico. Sin embargo, de los valores obtenidos de *Producción Específica de Metano*, la combinación de extracto de levadura y pretratamiento térmico fue la que mejor resultado obtuvo. Le siguen las combinaciones con extracto de levadura y el pretratamiento térmico. Todas resultaron ser mayores que el blanco. Es importante resaltar que el efecto se observa después del duodécimo día, antes, no existe diferencia en el comportamiento de los reactores.

El concentrado de resultados obtenidos para el análisis de variancia realizado, se presenta en la tabla 7.31 en donde se observa que el mayor efecto para la variable de respuesta de DQO es por la adición de extracto de levadura. Mucho menor efecto causa la interacción de ambos factores y el pretratamiento. Para la DBO, la situación es similar. Para los SST, el mayor efecto es el causado por la interacción de ambos factores y para los SSV el mismo efecto causa la interacción de ambos factores que la adición de extracto de levadura. Para el Metano, el mayor efecto es causado por la adición de extracto de levadura.

La relación SSV/SST al inicio de los cuatro experimentos fue de aproximadamente 0.7 y la misma al final del periodo de prueba fue de 0.5. La remoción de SSV para los cuatro tratamientos fue de 62 % en promedio.

TABLA 7.31
RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS DE VARIANCI PARA LOS BIOENSAYOS
(SEGUNDA PARTE)

DQO	Fuente de variación del factor	F calculada	F crítica (.05;v ₁ , v ₂)	Diferencias significativas
	E(*)	1248	5.32	Sí
	P	1.08	5.32	No
	EP	81.12	5.32	Sí
DBO	Fuente de variación del factor	F calculada	F crítica (.05;v ₁ , v ₂)	Diferencias significativas
	E(*)	386	5.32	Sí
	P	2.17	5.32	No
	EP	0.19	5.32	No
SST	Fuente de variación del factor	F calculada	F crítica (.05;v ₁ , v ₂)	Diferencias significativas
	E	5.88	5.32	Sí
	P	17.28	5.32	Sí
	EP(*)	398	5.32	Sí
SSV	Fuente de variación del factor	F calculada	F crítica (.05;v ₁ , v ₂)	Diferencias significativas
	E(*)	11.41	5.32	Sí
	P	0.01	5.32	No
	EP(*)	12.61	5.32	Sí
METANO	Fuente de variación del factor	F calculada	F crítica (.05;v ₁ , v ₂)	Diferencias significativas
	E(*)	3977	5.32	Sí
	P	0.07	5.32	No
	EP	20.88	5.32	Sí

(*)Factor que más influye en forma favorable la respuesta

De los resultados presentados en la tabla 7.31 se observa que el mayor efecto de variación en la respuesta lo causa para el mayor número de factores la adición del estimulante de crecimiento (extracto de levadura), por lo que se seleccionó como óptimo la combinación E₂P₁, se consideró conveniente experimentar con reactores de mayor volumen y con régimen de alimentación semicontinuo. Este experimento se presenta en la etapa V. La figura 7.16 presenta la *Producción Específica de Metano* durante los bioensayos y la figura 7.17 los valores calculados para las constantes de hidrólisis para las diferentes combinaciones durante las pruebas. La constante de hidrólisis mayor se presentó en el reactor con seis días de tiempo de retención y con la combinación correspondiente a la adición de extracto de levadura al 0.1 % siguiendo en orden decreciente la combinación de ambos factores. Asimismo, los valores mayores para las constantes de hidrólisis son aquellos con las combinaciones con adición de extracto de levadura.

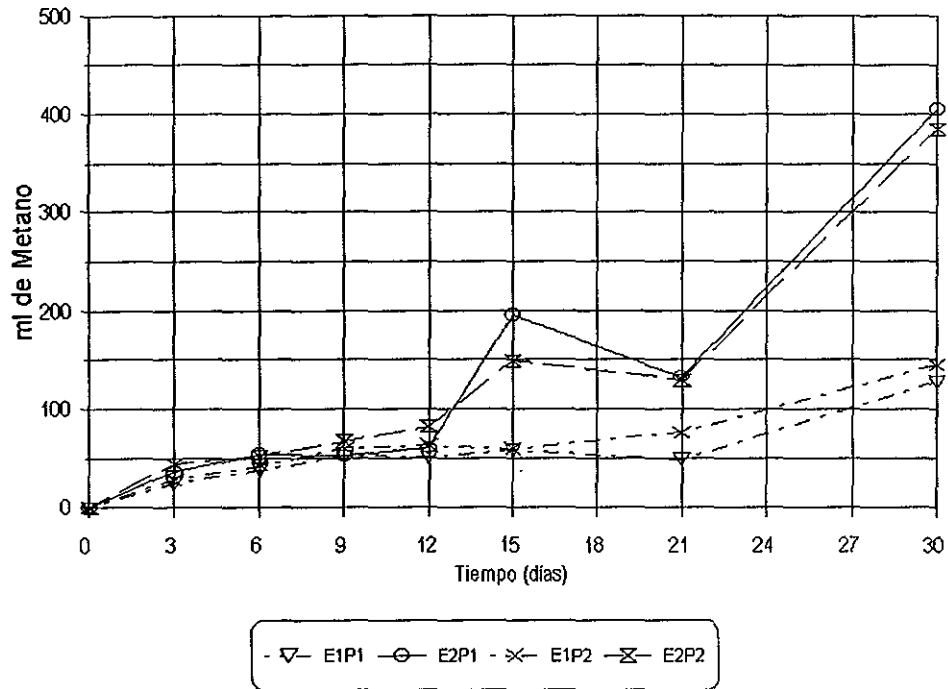


FIGURA 7.13
 PRODUCCIÓN ACUMULADA DE METANO DURANTE LOS BIOENSAYOS
 (SEGUNDA PARTE).

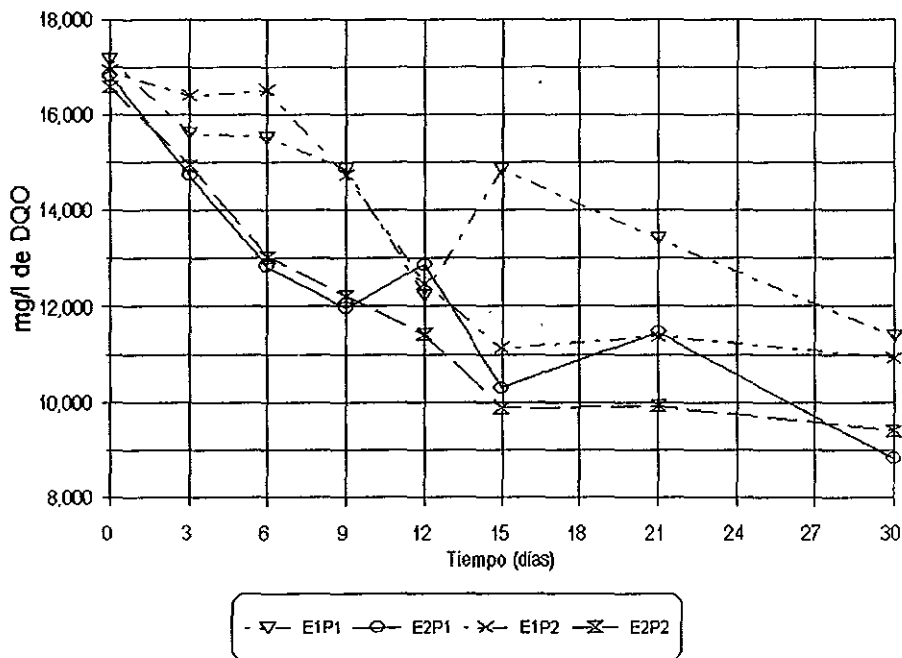


FIGURA 7.14
 COMPORTAMIENTO DE LA DQO DURANTE LOS BIOENSAYOS
 (SEGUNDA PARTE)

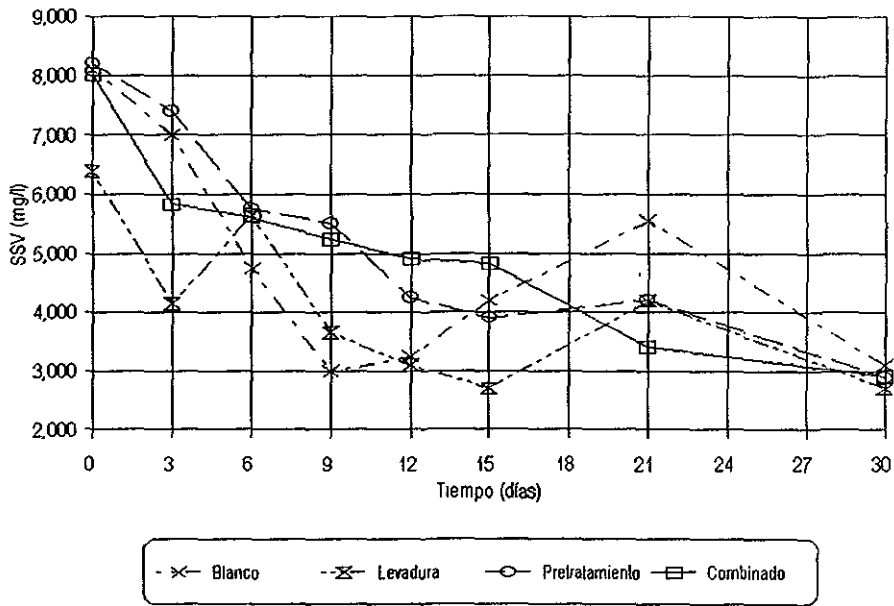


FIGURA 7.15
COMPORTAMIENTO DE LOS SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES DURANTE LOS BIOENSAYOS
(SEGUNDA PARTE)

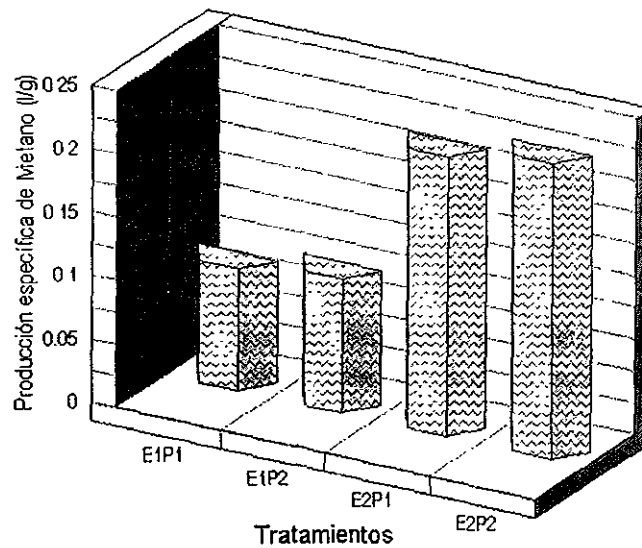


FIGURA 7.16
PRODUCCIÓN ESPECÍFICA DE METANO DURANTE LOS BIOENSAYOS
(SEGUNDA PARTE)

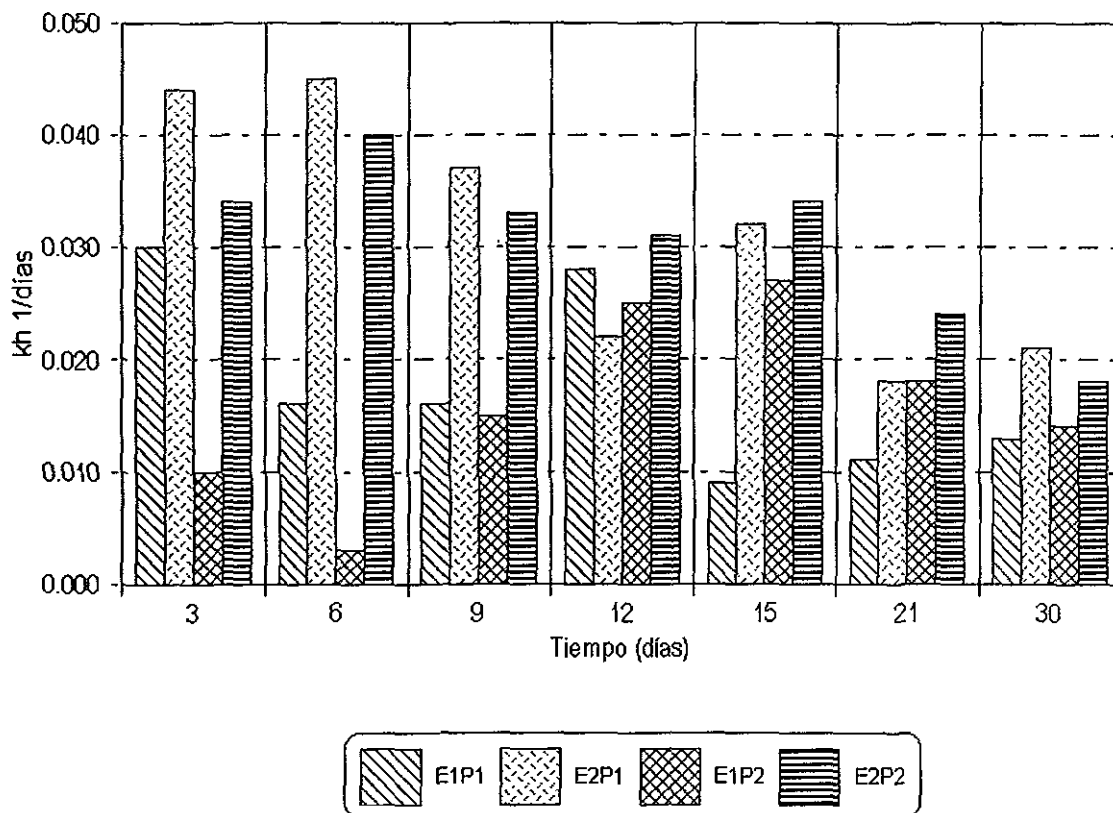


FIGURA 7.17
 CONSTANTES DE HIDRÓLISIS PARA LAS DIFERENTES
 COMBINACIONES EN LOS BIOENSAYOS

7.5. Etapa V. Pretratamiento y adición de estimulantes de crecimiento con el uso de digestores de tipo huevo (DAH)

Los reactores con las tres cargas orgánicas volumétricas seleccionadas se operaron durante un periodo de ocho meses, de acuerdo con la metodología descrita en 6.5.

La tabla 7.32 presenta los datos promedio para la DQO, biogás y porcentaje de Metano en las tres fases, con los tres diferentes tiempos de retención y cargas orgánicas volumétricas.

Para la primera fase, la carga orgánica volumétrica fue de 1.0 y 1.75 kg DQO/m³ día y el tiempo de retención fue de 20 días. Para la fase 1.1 no se aprecia diferencia significativa en cuanto a la remoción de DQO con los diferentes tratamientos.

Las eficiencias de remoción promedio en % son para el blanco de 52.75, para el reactor con la adición de extracto de levadura al 0.05 % y 0.1% son 53.3 y 55.2 respectivamente y para el reactor con el tratamiento térmico fue de 50.98 .

Para la fase 1.1 y 1.2, ninguno de los tratamientos utilizados supera al blanco.

En relación con el comportamiento de la DQO, durante la segunda fase, con la carga orgánica volumétrica de 1.9 kg de DQO/m³*día.

Las eficiencias logradas en los tres tratamientos E₂P₁, E₃P₁ y E₁P₂, fueron mayores que para el blanco.

El tratamiento térmico, E₁P₂ fue en el que mayor remoción de materia orgánica se logró (42.4%).

Para la tercera fase, con la carga orgánica volumétrica de 3.0 kg de DQO / m³*día, las remociones logradas con los tres tratamientos son mayores que en el blanco.

La mayor remoción lograda fue con el tratamiento térmico, E₁P₂, con 36.3 % de materia orgánica removida.

En relación con la producción media de biogás y porcentaje de Metano para las cargas orgánicas volumétricas estudiadas, a mayor carga volumétrica, mayor es el volumen de biogás producido.

La mayor carga no afecta el porcentaje de Metano presente en el biogás, que fluctúa entre 63 y 73 % .

La tabla 7.33 presenta los datos promedio de sólidos (SST y SSV) para los diferentes tratamientos y las tres cargas orgánicas volumétricas probadas. Para los SST, el tratamiento térmico, E₁P₂, es en el que se reportan las mayores cantidades removidas, pero sólo en las cargas orgánicas volumétricas de 1.9 y 3.0 kg de DQO / m³*día.

Ninguno de los otros tratamientos superó al blanco.

En el caso de los sólidos volátiles (SSV), el pretratamiento térmico, E₁P₂ , reporta los mejores resultados para las cargas orgánicas volumétricas de 1.9 y 3.0 kg de DQO/m³*día, para la carga orgánica mayor, la remoción de sólidos volátiles es del 43 %.

Ninguno de los otros tratamientos presentó mayor remoción de sólidos que el blanco.

La tabla 7.34 muestra las cantidades removidas (DQO, SST, SSV) y las producidas (alcalinidad y AGV's) para los diferentes factores estudiados.

Al realizar el análisis de variancia para el diseño aleatorio con bloques, el cuadro resultante para la DQO, SST, SSV y biogás aparece en la tabla 7.35 y en el que se observa que existen diferencias significativas al aplicar cargas orgánicas diferentes en los reactores, sin haber diferencias significativas debidas a los tratamientos aplicados.

Para el biogás si se presentan diferencias significativas.

TABLA 7.32
COMPORTAMIENTO DE DQO Y BIOGÁS EN REACTORES ANAEROBIOS
DE TIPO HUEVO PARA LOS DIFERENTES TRATAMIENTOS

A) DQO, mg/l													
Reactor	con adición de: (factores)	Fases											
		1.1.(n=7)			1.2. (n=23)			2 (n=20)			3 (n=20)		
		crudo	digerido	R (%)	crudo	digerido	R (%)	crudo	digerido	R (%)	crudo	digerido	R(%)
1	E ₁ P ₁ Blanco	19816	8874	55.2	34511	15097	54.32	31136	25426	18.04	30054	23551	21.6
2	E ₃ P ₁	20544	9579	53.3	35310	15903	53.80	30697	22931	25.16	29960	22864	23.6
3	E ₂ P ₁	20131	8835	54.83	34456	17383	49.74	31876	25520	19.74	31275	23925	23.5
4	E ₁ P ₂	19624	9519	50.98	33988	18400	45.80	29631	17047	42.46	31113	19807	36.33
B) PRODUCCIÓN MEDIA DE BIOGÁS Y CONTENIDO DE METANO (Valores promedio).													
		fase 1.1		fase 1.2.		fase 2		fase 3					
Reactor	Tratamiento	producción de biogás											
		Biogás (l/d) (n =22)	% de Metano	Biogás(l/d) (n =43)	% de Metano (n =7)	Biogás(l/d) (n =49)	% de Metano (n =10)	Biogás(l/d) (n =21)	% de Metano (n =4)				
1	E ₁ P ₁ Blanco	7.8	-	9.03	70.35	15.48	63.29	17.20	73.50				
2	E ₃ P ₁	8.7	-	11.04	68.43	15.41	65.92	17.49	69.00				
3	E ₂ P ₁	9.3	-	10.23	70.0	15.44	67.12	20.39	66.25				
4	E ₁ P ₂	6.8	-	8.53	65.79	15.09	62.95	17.52	73.50				

TABLA 7.33
COMPORTAMIENTO DE LOS SÓLIDOS EN REACTORES ANAEROBIOS DE TIPO HUEVO
PARA LOS DIFERENTES TRATAMIENTOS

Reactor	con adición de	Fases (SST, mg/l)											
		1.1 (n =10)			1.2 (n = 18)			2 (n=14)			3 (n=18)		
		crudo	digerido	E (%)	crudo	digerido	E (%)	crudo	digerido	E (%)	crudo	digerido	E(%)
1	E ₁ P ₁ Blanco	17090	8870	44.92	24560	13260	38.58	22150	16810	23.40	22260	16420	25.17
2	E ₃ P ₁	17830	9140	42.68	21320	15180	27.53	21940	15970	26.36	21260	15460	27.2
3	E ₂ P ₁	16850	8530	43.66	23290	15550	29.17	22010	16870	23.05	22230	16150	25.75
4	E ₁ P ₂	13740	8330	38.16	22710	14470	35.18	20940	13270	36.32	21940	13070	39.37
SSV , mg/l													
1	E ₁ P ₁ Blanco	12812	6250	49.44	18530	7230	55.16	15650	11520	25.39	14570	10960	23.90
2	E ₃ P ₁	13500	6370	50.06	15400	8110	44.01	15180	11260	24.91	14350	10360	26.69
3	E ₂ P ₁	12146	5940	48.10	13810	8970	34.24	15800	12080	22.77	14820	10770	25.93
4	E ₁ P ₂	10150	5833	42.01	14710	8800	39.72	14170	8820	36.81	15410	8550	43.19

(Valores promedio en mg/l).

Fase 1.1 Carga orgánica volumétrica: 1 kg DQO/m³-d

Tiempo de retención: 20 días

E₁P₁ = Blanco (lodo crudo)

Fase 1.2. Carga orgánica volumétrica: 1.75 kg DQO/m³-d

Tiempo de retención: 20 días

E₃P₁ = Adición de extracto de levadura al 0.05%

Fase 2 Carga orgánica volumétrica: 1.9 kg DQO/m³-d

Tiempo de retención: 15 días

E₂P₁ = Adición de extracto de levadura al 0.1%

Fase 3 Carga orgánica volumétrica: 3.0 kg DQO/m³-d

Tiempo de retención: 10 días

E₁P₂ = Calentamiento a 121° C

TABLA 7.34
COMPORTAMIENTO DE ALGUNOS PARÁMETROS PARA LOS
DIVERSOS FACTORES ESTUDIADOS EN LOS DAH

A) CANTIDADES REMOVIDAS				
Factores Lodos con adición de:	Fases			
	1.1	1.2	2	3
	DQO (mg/l)			
Reactor 1, E ₁ P ₁ (Blanco)	10942	19414	5710	6503
Reactor 2 (E ₃ P ₁)	10965	19407	7766	7096
Reactor 3 (E ₂ P ₁)	11295	17074	6356	7350
Reactor 4 (E ₁ P ₂)	10105	15588	12585	11306
	SST (mg/l)			
Reactor 1, E ₁ P ₁ (Blanco)	8220	11300	5340	5840
Reactor 2 (E ₃ P ₁)	8690	6140	5970	5800
Reactor 3 (E ₂ P ₁)	8320	7740	5140	6080
Reactor 4 (E ₁ P ₂)	5410	8240	7670	8870
	SSV (mg/l)			
Reactor 1, E ₁ P ₁ (Blanco)	6562	11300	4130	3610
Reactor 2 (E ₃ P ₁)	7130	7290	3920	3990
Reactor 3 (E ₂ P ₁)	6206	4840	3720	4050
Reactor 4 (E ₁ P ₂)	4317	5910	5350	6860
B) CANTIDADES PRODUCIDAS				
Factores Lodos con adición de :	Fases			
	1.1	1.2	2	3
	AGV's (mg/l)			
Reactor 1, E ₁ P ₁ (Blanco)	-	496.29	367.2	345.7
Reactor 2 (E ₃ P ₁)	-	493.60	303.6	388.3
Reactor 3 (E ₂ P ₁)	-	511.67	400.6	398.2
Reactor 4 (E ₁ P ₂)	-	529.56	421.7	475.3
	Alcalinidad (mg/l como CaCO ₃)			
Reactor 1, E ₁ P ₁ (Blanco)	1825.3	2253.9	1336	959
Reactor 2 (E ₃ P ₁)	1898.1	2457.8	1549	1087
Reactor 3 (E ₂ P ₁)	1800.9	2448.4	1546	1101
Reactor 4 (E ₁ P ₂)	2038.2	2436	1474	1134

TABLA 7.35
CUADRO DE ANÁLISIS DE VARIANCIA PARA VARIOS FACTORES EN LOS DAH
(DISEÑO ALEATORIO CON BLOQUES, ANOVA DE DOS FACTORES)

	DQO			SST		
	F calculada	F crítica (.05;v1, v2)	Diferencias significativas	F calculada	F crítica (.05;v1, v2)	Diferencias significativas
Renglones (fases)*	16.76	3.86	Sí	1.36	3.86	No
Columnas* (reactores)	0.64	3.86	No	0.33	3.86	No
	SSV			Biogás		
	F calculada	F crítica (.05;v1, v2)	Diferencias significativas	F calculada	F crítica (.05;v1, v2)	Diferencias significativas
Renglones (fases)*	2.28	3.86	No	129.8	3.86	Sí
Columnas* (reactores)	0.56	3.86	No	4.01	3.86	Sí

*Fases: Cargas orgánicas volumétricas
*Reactores: los diferentes factores o tratamientos

Como se mencionó antes, de los resultados obtenidos del análisis de variancia que se presenta para el factor DQO, donde se consideraron los reactores como los tratamientos y las fases como los bloques, existen diferencias significativas debido a las cargas orgánicas aplicadas (fases) ya que la F calculada es mayor que la F crítica. En lo que respecta a los sólidos no existe diferencia significativa ni para las cargas, ni para los tratamientos. Para el biogás si existen diferencias significativas tanto para las cargas como para los tratamientos.

En forma adicional a esta comparación, se realizó un análisis de variancia utilizando un diseño completamente aleatorio (ANOVA de un sólo factor) comparando los valores de las variables de respuesta obtenidas al contrastar los reactores entre sí en las diferentes fases o sea con las diferentes cargas orgánicas volumétricas utilizadas. La tabla 7.36 a 7.39 presentan los resultados de los ANOVAS realizados para la DQO, SST, SSV y biogás en forma independiente a las cargas aplicadas.

El análisis de resultados indica que para la DQO la comparación entre reactores o tratamientos aplicados no existen diferencias significativas en la fase 1. Al aumentar la carga orgánica si existen diferencias significativas al aplicar los diferentes tratamientos (adición de extracto de levadura y aplicación de pretratamiento térmico). La mayor diferencia observada es con el tratamiento térmico con respecto al blanco. Con respecto a la carga orgánica de 3.0 kg/m³-d, sigue la misma tendencia siendo el tratamiento térmico el más eficaz.

Para los SST el comportamiento en la fase 1 no tiene diferencias, en la fase 2, la adición de extracto de levadura y el tratamiento térmico, ambos influyen favorablemente. A mayor carga orgánica, sólo influye favorablemente el tratamiento térmico. En el comportamiento de los SSV con la carga orgánica de 1.75 kg/m³-d influye la adición de

extracto de levadura al 0.1% y el tratamiento térmico. Con la carga orgánica volumétrica de 3.0 sólo el pretratamiento térmico resulta con diferencias significativas. Con la C.O.V. de 1.9 no existen diferencias. Para el biogás, tampoco existen diferencias.

Las relaciones SSV/SST en lodos crudos y digeridos se mantienen alrededor de 0.7, tanto con los diferentes tratamientos, como en las diferentes etapas. Solo se presenta una disminución en el valor de esta relación con la carga orgánica volumétrica de 1.75 kg/m³-d en donde disminuye en promedio a 0.5. La remoción de SSV no tiene diferencia aplicando los tratamientos con las cargas bajas, fase 1.1 y 1.2. Para las fases 2 y 3 la remoción de SSV sólo es mayor con el tratamiento térmico E₁P₂ 11.4 % y 19.8 % más que con el blanco, E₁P₁. Estos valores son menores a los que reporta la literatura (WEF, 1995).

TABLA 7.36
RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS DE VARIANCIA PARA LA DQO
(DISEÑO COMPLETAMENTE ALEATORIO, ANOVA DE UN SÓLO FACTOR)

	Comparación	Fase 1.1			Fase 1.2		
		F calculada	F crítica (.05;v ₁ , v ₂)	Diferencias significativas	F calculada	F crítica (.05;v ₁ , v ₂)	Diferencias significativas
DQO	R ₁ y R ₂	.001	4.75	No	8.9 exp -6	4.06	No
	R ₁ y R ₃	.022	4.75	No	1.13	4.06	No
	R ₁ y R ₄	.17	4.75	No	3.13	4.06	No
	R ₂ y R ₃	0.025	4.75	No	1.28	4.06	No
	R ₂ y R ₄	0.26	4.75	No	3.57	4.06	No
	R ₃ y R ₄	0.45	4.75	No	0.74	4.06	No
	R ₁ ,R ₂ ,R ₃ y R ₄	.12	3.00	No	1.58	2.71	No
		Fase 2			Fase 3		
	Comparación	F calculada	F crítica (.05;v ₁ , v ₂)	Diferencias significativas	F calculada	F crítica (.05;v ₁ , v ₂)	Diferencias significativas
	R ₁ y R ₂	5.45	4.1	Si	0.35	4.1	No
	R ₁ y R ₃	0.52	4.1	No	0.63	4.1	No
	R ₁ y R ₄	48.29	4.1	Si	14.23	4.1	Si
	R ₂ y R ₃	2.56	4.1	No	0.057	4.1	No
	R ₂ y R ₄	24.2	4.1	Si	10.94	4.1	Si
	R ₃ y R ₄	39.5	4.1	Si	8.95	4.1	Si
	R ₁ ,R ₂ ,R ₃ y R ₄	21.99	2.72	Si	6.96	2-73	Si

- Fase 1.1 Carga orgánica volumétrica: 1 kgDQO/m³ d Tiempo de retención: 20 días R₁= E₁P₁, Blanco (todo crudo)
- Fase 1.2. Carga orgánica volumétrica: 1.75 kgDQO/m³ d Tiempo de retención: 20 días R₂ = E₃P₁, Adición de extracto de levadura al 0.05%
- Fase 2 Carga orgánica volumétrica: 1.9 kgDQO/m³ d Tiempo de retención: 15 días R₃= E₂P₁ Adición de extracto de levadura al 0.1%
- Fase 3 Carga orgánica volumétrica: 3.0 kgDQO/m³ d Tiempo de retención: 10 días R₄= E₁P₂ Calentamiento a 121° C

TABLA 7.37
RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS DE VARIANCIA PARA LOS SST
(DISEÑO COMPLETAMENTE ALEATORIO, ANOVA DE UN SÓLO FACTOR)

	Fase 1.1			Fase 1.2				
	Comparación	F calculada	F crítica (.05;v ₁ , v ₂)	Diferencias significativas	F calculada	F crítica (.05;v ₁ , v ₂)	Diferencias significativas	
SST	R ₁ y R ₂	0.03	4.4	No	2.0	4.1	No	
	R ₁ y R ₃	0.001	4.4	No	0.9	4.1	No	
	R ₁ y R ₄	2.54	4.4	No	0.78	4.1	No	
	R ₂ y R ₃	0.014	4.4	No	0.53	4.1	No	
	R ₂ y R ₄	1.72	4.4	No	1.97	4.1	No	
	R ₃ y R ₄	1.66	4.4	No	0.054	4.1	No	
	R ₁ ,R ₂ ,R ₃ y R ₄	0.7	2.87	No	1.08	2.74	No	
		Fase 2			Fase 3			
		Comparación	F calculada	F crítica (.05;v ₁ , v ₂)	Diferencias significativas	F calculada	F crítica (.05;v ₁ , v ₂)	Diferencias significativas
		R ₁ y R ₂	6.93	4.1	Sí	0.4	4.0	No
		R ₁ y R ₃	0.16	4.1	No	0.07	4.0	No
		R ₁ y R ₄	3.85	4.1	No	5.87	4.0	Sí
		R ₂ y R ₃	8.08	4.07	Sí	0.8	4.0	No
		R ₂ y R ₄	5.31	4.04	Sí	3.05	4.0	No
		R ₃ y R ₄	3.67	4.07	No	7.34	4.0	Sí
	R ₁ ,R ₂ ,R ₃ y R ₄	6.31	2.72	Sí	3.23	2.68	Sí	

Fase 1.1 Carga orgánica volumétrica: 1 kgDQO/m³-d

Tiempo de retención: 20 días R₁= E₁P₁, Blanco (lodo crudo)

Fase 1.2. Carga orgánica volumétrica: 1.75 kgDQO/m³-d

Tiempo de retención: 20 días R₂ = E₃P₁, Adición de extracto de levadura al 0.05%

Fase 2 Carga orgánica volumétrica: 1.9 kgDQO/m³-d

Tiempo de retención: 15 días R₃ = E₂P₁ = Adición de extracto de levadura al 0.1%

Fase 3 Carga orgánica volumétrica 3.0 kgDQO/m³-d

Tiempo de retención: 10 días R₄ = E₁P₂ = Calentamiento a 121° C

TABLA 7.38
RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS DE VARIANCA PARA LOS SSV
(DISEÑO COMPLETAMENTE ALEATORIO, ANOVA DE UN SÓLO FACTOR)

	Comparación	Fase 1.1			Fase 1.2			
		F calculada	F crítica (.05;v ₁ , v ₂)	Diferencias significativas	F calculada	F crítica (.05;v ₁ , v ₂)	Diferencias significativas	
SSV	R ₁ y R ₂	0.14	4.4	No	3.03	4.08	No	
	R ₁ y R ₃	0.06	4.4	No	9.1	4.09	Sí	
	R ₁ y R ₄	5.01	4.4	Sí	6.58	4.08	Sí	
	R ₂ y R ₃	0.32	4.4	No	2.9	4.12	No	
	R ₂ y R ₄	4.91	4.4	Sí	0-92	4.11	No	
	R ₃ y R ₄	2.56	4.4	No	1.29	4.12	No	
	R ₁ ,R ₂ ,R ₃ y R ₄	1.64	2.87	No	5.07	2.73	Sí	
			Fase 2			Fase 3		
		Comparación	F calculada	F crítica (.05;v ₁ , v ₂)	Diferencias significativas	F calculada	F crítica (.05;v ₁ , v ₂)	Diferencias significativas
		R ₁ y R ₂	0.07	4.07	No	0.06	4.0	No
		R ₁ y R ₃	0.1	4.09	No	0.12	4.0	No
		R ₁ y R ₄	2.9	4.1	No	4.68	4.0	Sí
		R ₂ y R ₃	0.02	4.05	No	0.36	3.4	No
		R ₂ y R ₄	3.2	4.05	No	3.63	4.0	No
		R ₃ y R ₄	3.11	4.06	No	7.12	4.0	Sí
	R ₁ ,R ₂ ,R ₃ y R ₄	1.7	2.71	No	2.78	2.68	Sí	

Fase 1.1 Carga orgánica volumétrica: 1 kgDQO/m³·d Tiempo de retención: 20 días R₁= E₁P₁, Blanco (lodo crudo)

Fase 1.2. Carga orgánica volumétrica: 1.75 kgDQO/m³·d Tiempo de retención: 20 días R₂ = E₃P₁, Adición de extracto de levadura al 0.05%

Fase 2 Carga orgánica volumétrica: 1.9 kgDQO/m³·d Tiempo de retención: 15 días R₃ = E₂P₁ Adición de extracto de levadura al 0.1%

Fase 3 Carga orgánica volumétrica: 3.0 kgDQO/m³·d Tiempo de retención: 10 días R₄ = E₁P₂ Calentamiento a 121° C

TABLA 7.39
RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS DE VARIANCIA PARA EL BIOGÁS
(DISEÑO COMPLETAMENTE ALEATORIO , ANOVA DE UN SÓLO FACTOR)

	Fase 1.1			Fase 1.2				
	Comparación	F calculada	F crítica (.05;v ₁ , v ₂)	Diferencias significativas	F calculada	F crítica (.05;v ₁ , v ₂)	Diferencias significativas	
Biogás	R ₁ y R ₂	0.61	4.08	No	4.46	3.94	Si	
	R ₁ y R ₃	1.81	4.08	No	1.48	3.94	No	
	R ₁ y R ₄	0.91	4.08	No	0.99	3.94	No	
	R ₂ y R ₃	0.34	4.07	No	1.49	3.94	No	
	R ₂ y R ₄	4.04	4.07	No	9.69	3.94	Si	
	R ₃ y R ₄	7.74	4.07	Si	5.97	3.94	Si	
	R ₁ ,R ₂ ,R ₃ y R ₄	2.31	2.72	No	4.12	2.65	Si	
		Fase 2			Fase 3			
		Comparación	F calculada	F crítica (.05;v ₁ , v ₂)	Diferencias significativas	F calculada	F crítica (.05;v ₁ , v ₂)	Diferencias significativas
		R ₁ y R ₂	0.009	3.94	No	0.09	4.08	No
		R ₁ y R ₃	0.0028	3.94	No	1.97	4.08	No
		R ₁ y R ₄	0.30	3.94	No	0.06	4.08	No
		R ₂ y R ₃	0.0014	3.94	No	1.45	4.08	No
		R ₃ y R ₄	0.23	3.94	No	0.004	4.08	No
	R ₃ y R ₄	0.22	3.94	No	1.04	4.08	No	
	R ₁ ,R ₂ ,R ₃ y R ₄	0.12	2.65	No	0.92	2.72	No	

- Fase 1.1 Carga orgánica volumétrica: 1 kgDQO/m³-d Tiempo de retención: 20 días R₁= E₁P₁. Blanco (lodo crudo)
- Fase 1.2. Carga orgánica volumétrica: 1.75 kgDQO/m³-d Tiempo de retención: 20 días R₂ = E₃P₁. Adición de extracto de levadura al 0.05%
- Fase 2 Carga orgánica volumétrica: 1.9 kgDQO/m³-d Tiempo de retención: 15 días R₃= E₂P₁ Adición de extracto de levadura al 0.1%
- Fase 3 Carga orgánica volumétrica: 3.0 kgDQO/m³-d Tiempo de retención: 10 días R₄= E₁P₂ Calentamiento a 121° C

Por el contrario, si la comparación se realiza para un mismo reactor y entre las fases, o sea para las diferentes cargas volumétricas, los resultados del ANOVA se presentan en la tabla 7.40 para los cuatro reactores.

Del análisis de resultados se observa que para el blanco (reactor operado sin tratamientos, E₁P₁) en relación con la DQO si existen diferencias significativas al aumentar la carga orgánica de 1.0 a 1.75 kg/m³-d; sólo entre la carga de 1.9 y 3.0 kg/m³-d no existen diferencias significativas para DQO, sólidos y biogás. Con las cargas

orgánicas bajas si existen diferencias con respecto al comportamiento de éstos parámetros.

En relación con los SST, no existen diferencias significativas al aumentar la carga orgánica en ninguna de las cuatro fases. Para los SSV, en las cargas bajas no hay diferencias, para las cargas intermedias, si existen.

Para el biogás, no existen diferencias significativas en las cargas bajas, pero sí en las más altas.

Para el reactor operado con adición de extracto de levadura al 0.05 %, E_3P_1 , (R_2), para SSV, sólo existe diferencia en las cargas orgánicas volumétricas intermedias.

Para los SST existen diferencias significativas entre cargas intermedias y altas, y no para las bajas.

Para la DQO si existe diferencias entre cargas bajas e intermedias, sólo comparando la carga de la etapa dos con la de la tres, no existen diferencias significativas. Para el biogás, si existen diferencias en todas las cargas utilizadas.

En la fase 1.1 y 1.2 (T.R.H.= 20 días y cargas orgánicas volumétricas bajas), no existen diferencias significativas por la adición del extracto de levadura, E_3P_1 y E_2P_1 , y el pretratamiento térmico, E_1P_2 .

En la fase 2, (T.R.H.= 15 días y cargas orgánicas volumétricas intermedias), el pretratamiento térmico, E_1P_2 , fue la técnica de estimulación más eficiente, favoreciendo la biodegradabilidad del lodo, presentándose una mejoría en las características de olor. La adición de extracto de levadura en este periodo, que fue el que operó con la menor temperatura, favoreció el mantenimiento de la actividad anaerobia en forma estable. La adición del extracto de levadura al 0.1%, E_2P_1 , fue el que presentó el mayor porcentaje de Metano en el biogás (67.12%). El reactor número cuatro, con el pretratamiento térmico, E_1P_2 , fue el que presentó mayor eficiencia de remoción, siendo esta, el doble que el del blanco.

Con el incremento en la carga orgánica volumétrica aplicada en la fase 3, (T.R.H. = 10 días y cargas orgánicas volumétricas intermedias), la remoción de materia orgánica en el reactor cuatro, al que se aplicó pretratamiento térmico, E_1P_2 , resultó con un porcentaje superior en comparación con los otros tres reactores. La remoción de materia orgánica es altamente dependiente de la temperatura.

Las figuras 7.18 a 7.21 presentan el comportamiento de la DQO, biogás, SST y SSV para la fases 1.1, 1.2, 2 y 3 respectivamente. para los diferentes tratamientos comparados con el blanco. En relación con la DQO para las etapas 1.1 y 1.2 (cargas más bajas), no existen diferencias para los factores estudiados en relación con el blanco. En las etapas 2 y 3 (carga intermedia y máxima, los tres factores estudiados remueven mayor cantidad de DQO en relación con el blanco; en ambos casos, el tratamiento térmico, E_1P_2 , es el más eficiente. La producción de biogás se mejora sólo con la adición de extracto de levadura al 0.1%, E_2P_1 , y con la mayor carga. En las etapas 1.1, 1.2 y 2 no existen diferencias significativas. Para el caso de los sólidos, tanto para los SST como para los SSV, su remoción se mejora notoriamente en las etapas 2 y 3 (cargas intermedia y máxima con el factor tratamiento térmico, E_1P_2 , lo cual supone una hidrólisis de las moléculas orgánicas complejas presentes en el material particulado.

TABLA 7.40
 RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS DE VARIANCIAS PARA LOS DIFERENTES REACTORES
 COMPARACIÓN DEL MISMO REACTOR ENTRE FASES PARA LOS DIFERENTES FACTORES
 (DISEÑO COMPLETAMENTE ALEATORIO, ANOVA DE UN SÓLO FACTOR)

Comparación: Fase (Carga orgánica volumétrica)	F calculada	F crítica (.05;v1, v2)	Diferencias significativas	F calculada	F crítica (.05;v1, v2)	Diferencias significativas	F calculada	F crítica (.05;v1, v2)	Diferencias significativas	F calculada	F crítica (.05;v1, v2)	Diferencias significativas	
	Reactor 1 (Blanco), E ₁ P ₁			Reactor 2 (E ₃ P ₁)			Reactor 3 (E ₂ P ₁)			Reactor 4 (E ₁ P ₂)			
DOO	1.1 CON 1.2	6.02	4.20	Si	7.4	4.20	Si	5.67	4.20	Si	6.06	4.20	Si
	1.1 con 2	12.34	4.24	Si	5.8	4.24	Si	12.71	4.24	Si	3.1	4.24	Si
	1.1 con 3	7.77	4.24	Si	7.1	4.24	Si	5.98	4.24	Si	0.41	4.24	Si
	1.2 con 2	45.57	4.08	Si	39.57	4.08	Si	53.61	4.08	Si	4.25	4.08	Si
	1.2 con 3	39.55	4.08	Si	42.89	4.08	Si	40.32	4.08	Si	7.09	4.08	Si
	2 con 3	0.69	4.08	No	0.51	4.08	No	0.96	4.08	No	0.96	4.08	No
	1.1, 1.2, 2 y 3	26.7	2.74	Si	26.05	2.74	Si	26.5	2.74	Si	4.32	2.74	Si
SST	1.1 CON 1.2	0.44	4.18	No	1.26	4.26	No	0.04	4.22	No	3.29	4.22	No
	1.1 con 2	3.99	4.2	No	1.58	4.14	No	3.09	4.2	No	1.83	4.14	No
	1.1 con 3	2.34	4.1	No	1.14	4.1	No	1.5	4.04	No	4.03	4.1	No
	1.2 con 2	3.07	4.1	No	5.4	4.1	Si	1.72	4.12	No	0.12	4.08	No
	1.2 con 3	3.8	4.0	No	0.15	4.06	No	2.47	4.08	No	0.13	4.05	No
	2 con 3	1.16	4.0	No	8.6	4.02	Si	0.29	4.04	No	0.59	4.02	No
	1.1, 1.2, 2 y 3	2.43	2.73	No	4.57	2.72	Si	1.36	2.73	No	1.30	2.72	No

TABLA 7.40
(CONTINUACIÓN)

RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS DE VARIANCA PARA LOS DIFERENTES REACTORES
COMPARACIÓN DEL MISMO REACTOR ENTRE FASES PARA LOS DIFERENTES FACTORES
(DISEÑO COMPLETAMENTE ALEATORIO , ANOVA DE UN SÓLO FACTOR)

Comparación Fase (carga orgánica volumétrica)		F calculada	F crítica (.05;v1, v2)	Diferencias significativas	F calculada	F crítica (.05;v1, v2)	Diferencias significativas	F calculada	F crítica (.05;v1, v2)	Diferencias significativas	F calculada	F crítica (.05;v1, v2)	Diferencias significativas
		Reactor 1 (Blanco), E ₁ P ₁			Reactor 2 (E ₃ P ₁)			Reactor 3 (E ₂ P ₁)			Reactor 4 (E ₁ P ₂)		
SSV	1.1 con 1.2	2.77	4.16	No	0.006	4.21	No	1.31	4.22	No	3.29	4.22	No
	1.1 con 2	7.76	4.24	Sí	10.8	4.12	Sí	6.63	4.15	Sí	1.83	4.14	No
	1.1 con 3	4.64	4.1	Sí	5.11	4.09	Sí	4.69	4.08	Sí	4.03	4.1	No
	1.2 con 2	13.07	4.1	Sí	9.65	4.06	Sí	2.53	4.08	No	0.12	4.08	No
	1.2 con 3	16.98	4.03	Sí	5.47	4.04	Sí	1.03	4.04	No	0.13	4.05	No
	2 con 3	1.23	4.05	No	1.57	4.01	No	0.54	4.02	No	0.59	4.02	No
	1.1, 1.2, 2 y 3	10.07	2.72	Sí	0.006	4.21	No	2.66	2.72	No	1.30	2.72	No
Biogás	1.1 CON 1.2	1.59	3.98	No	4.21	3.98	Sí	0.95	3.98	No	4.45	3.98	Sí
	1.1 con 2	56.76	3.98	Sí	57.99	3.98	Sí	39.77	3.98	Sí	105.1	3.98	Sí
	1.1 con 3	69.55	3.94	Sí	74.34	4.08	Sí	46.85	4.08	Sí	71.2	4.08	Sí
	1.2 con 2	62.08	4.09	Sí	23.35	3.94	Sí	50.35	3.94	Sí	101.02	3.94	Sí
	1.2 con 3	63.4	3.98	Sí	27.44	3.98	Sí	66.32	3.94	Sí	78.3	3.98	Sí
	2 con 3	33.5	3.98	Sí	5.67	3.98	Sí	9.74	3.94	Sí	5.61	3.98	Sí
	1.1, 1.2, 2 y 3	42.15	2.67	Sí	25.6	2.67	Sí	36.8	3.94	Sí	60.99	2.67	Sí

En lo que respecta a los microorganismos se identificaron los coliformes totales y los fecales, así como los parásitos, tanto en el influente como en los reactores. Estos valores se presentan en la tabla 7.41.

TABLA 7.41
COMPORTAMIENTO DE MICROORGANISMOS EN DIGESTORES ANAEROBIOS DE TIPO HUEVO (DAH)

Microorganismo	lodo crudo	Reactor 1, E ₁ P ₁ (Blanco)	Reactor 2 (E ₃ P ₁)	Reactor 3 (E ₂ P ₁)	Reactor 4 (E ₁ P ₂)
Bacterias*					
Coliformes totales	3.37 exp 8	3.14 exp 7	4.5 exp 7	5.01 exp 7	1.4 exp 7
Coliformes fecales	4.5 exp 7	4.4 exp 6	1 exp 7	1.2 exp 7	3.9 exp 6
Parásitos**					
Ascaris	5158	8931	8374	9978	324
Hymenolepis	318	254	313	326	4
Taenia	67	35	36	28	0
Trichuris	27	151	116	114	0
Toxocara	105	134	167	183	9

*NMP/100ml (medias geométricas)

**Organismos/ l (Promedio)

Las figuras 7.22 y 7.23 presentan las fotografías de *Hymenolepis* y *Toxocara* y *Ascaris* y *Trichuris*, que fueron identificados en los reactores. Estos organismos no sufren reducción alguna. *Ascaris* se concentra en los reactores, aumentando su número. Sólo en el reactor con el pretratamiento térmico hay eliminación y disminución, esto lógicamente debido al tratamiento térmico, pero los valores remanentes de *Ascaris*, hacen al lodo peligroso, debido a las dosis infectivas tan baja que tiene éste parásito. Las bacterias se reducen solamente un logaritmo.

La figura 7.24 presenta la *Producción Específica de Metano* para los tratamientos estudiados y la figura 7.25 las constantes de hidrólisis determinadas para cada uno de los factores o tratamientos. En relación con la *Producción Específica de Metano*, esta sólo es mayor que el blanco con el factor adición de extracto de levadura, en ambas concentraciones, E₃P₁ y E₂P₁, para las cargas orgánicas volumétricas bajas (fase 1.1 y 1.2). Para las cargas orgánicas volumétricas altas no hubo diferencia con respecto al blanco, con ninguno de los tratamientos probados.

En relación con las constantes de hidrólisis determinadas para cada uno de los tratamientos para cargas orgánicas volumétricas bajas no hay diferencias entre los tratamientos aplicados, sin embargo, para las cargas orgánicas altas, fases 2 y 3, el pretratamiento térmico E₁P₃ notoriamente favorece el que la constante de hidrólisis sea mayor que la de los demás tratamientos probados. Esta adición afecta en forma favorable sólo ligeramente.

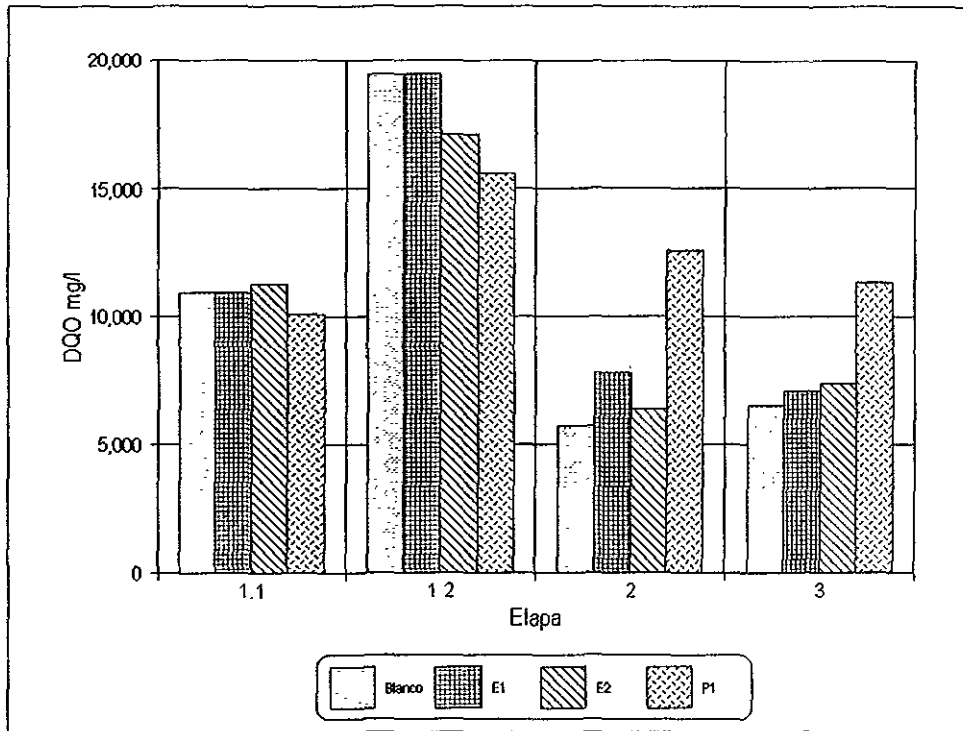


FIGURA 7.18
CANTIDADES DE DQO REMOVIDAS PARA LOS DIVERSOS FACTORES ESTUDIADOS

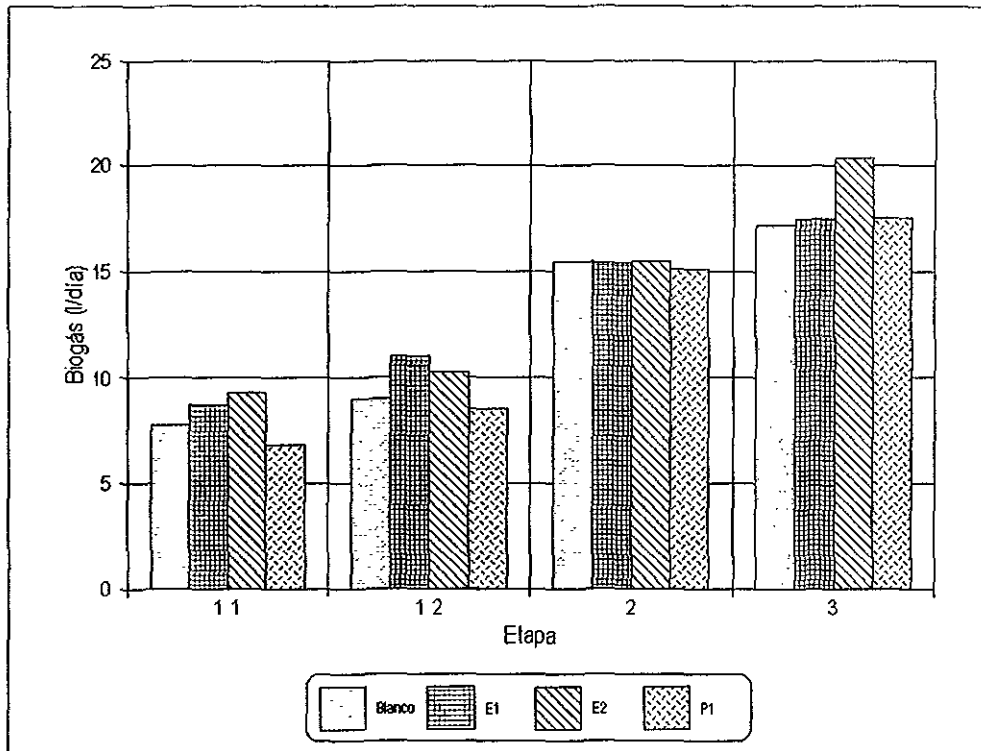


FIGURA 7.19
CANTIDADES DE BIOGÁS PRODUCIDAS PARA LOS DIVERSOS FACTORES ESTUDIADOS

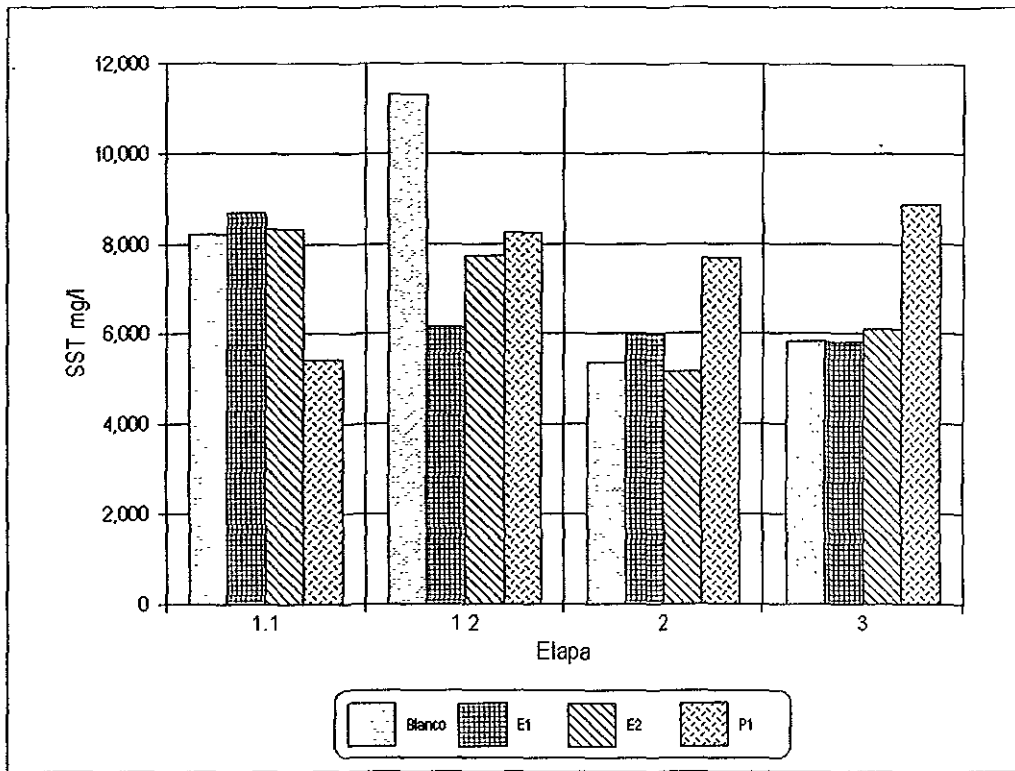


FIGURA 7.20
CANTIDADES DE SST REMOVIDOS PARA LOS DIVERSOS FACTORES ESTUDIADOS.

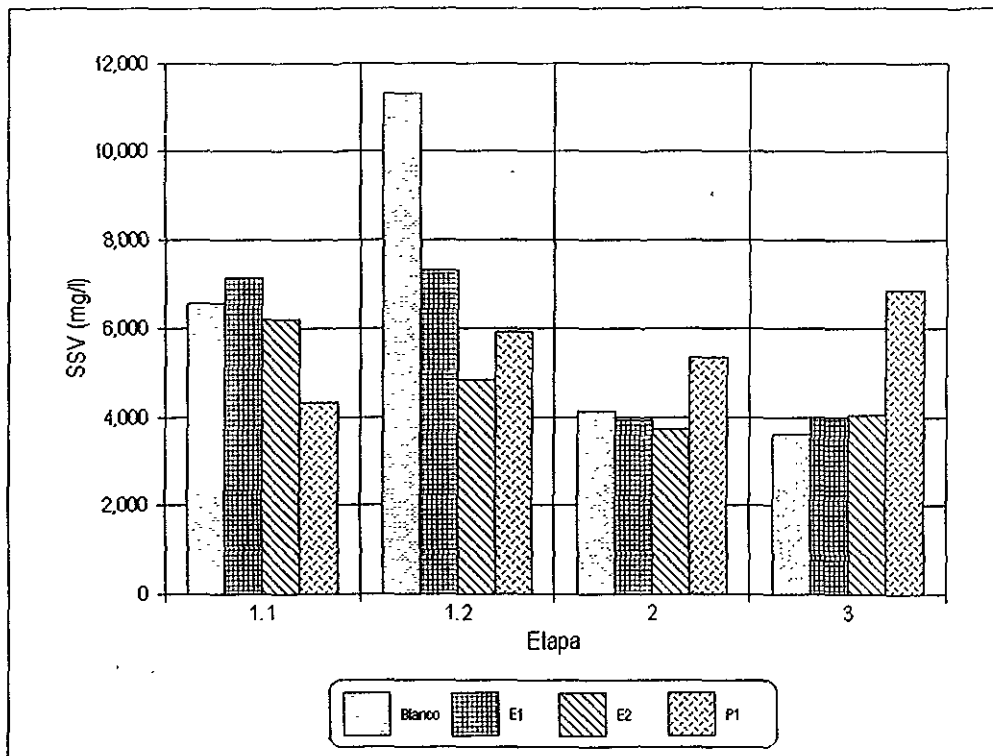
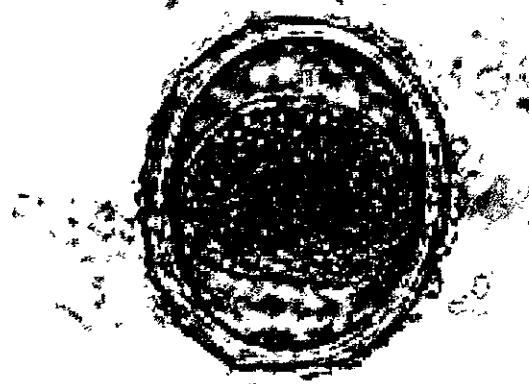
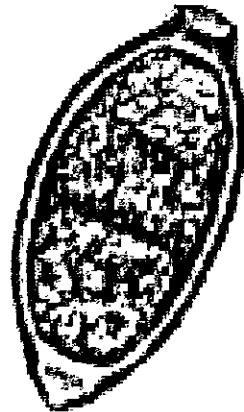


FIGURA 7.21
CANTIDADES DE SSV REMOVIDOS PARA LOS DIVERSOS FACTORES ESTUDIADOS.

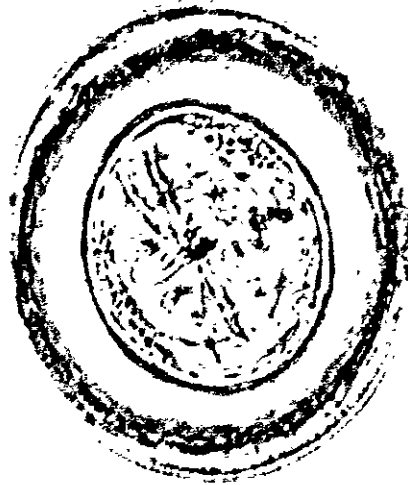


ASCARIS SP

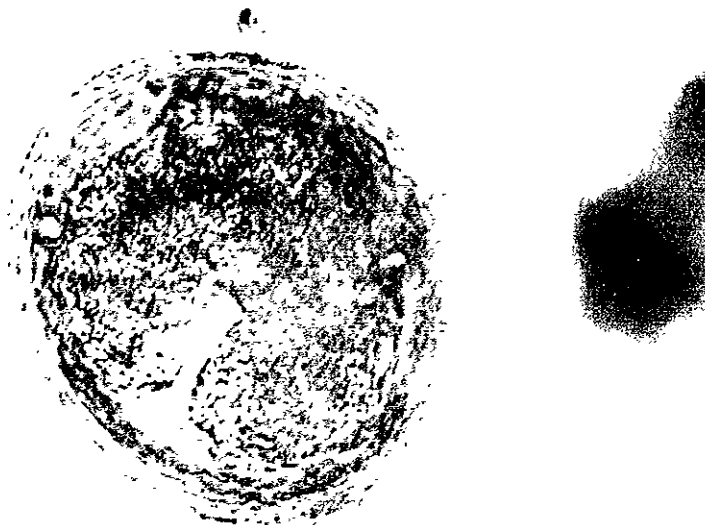


TRICHURIS SP

FIGURA 7.22
PARÁSITOS AISLADOS DE DIGESTORES ANAEROBIOS DE LODOS



HYMENOLEPIS SP



TOXOCARA SP

FIGURA 7.23
PARÁSITOS AISLADOS DE DIGESTORES ANAEROBIOS DE LODOS

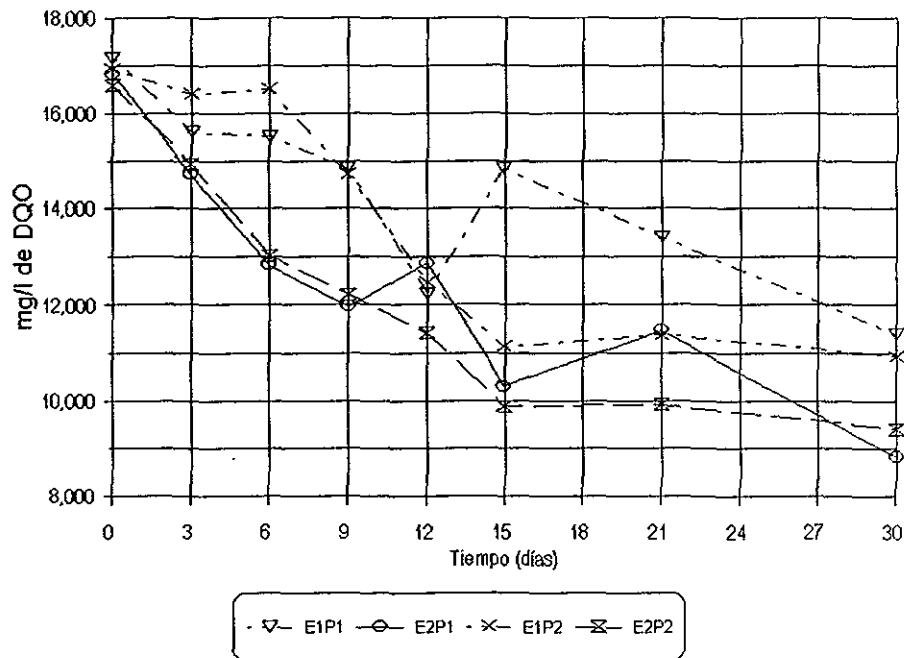


FIGURA 7.24
 PRODUCCIÓN ESPECÍFICA DE METANO PARA LOS DIFERENTES TRATAMIENTOS Y FASES

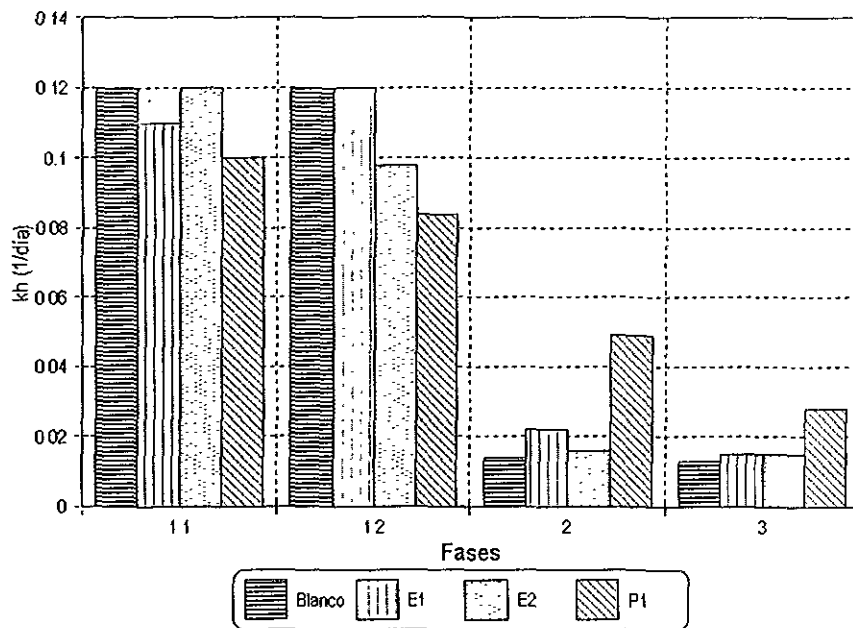


FIGURA 7.25
 CONSTANTES DE HIDRÓLISIS PARA LOS DIFERENTES TRATAMIENTOS Y FASES

8. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

8.1 Caracterización

El análisis de variancia determinó que las muestras de lodos analizadas fueron de una misma población. Los lodos caracterizados fueron de tipo municipal, ya que las concentraciones de metales y tóxicos orgánicos resultaron ser menores a los valores reportados por otros estudios (Lue Hing, et al, 1992), lo que se confirma con los resultados de los análisis CRETIB.

Los lodos residuales son materiales biológico infecciosos. En lo relativo a bacterias, la media geométrica para coliformes totales fue de 2.9×10^8 y de 4.7×10^7 para coliformes fecales (NMP/100 ml). La densidad media para salmonela fue de 8.5×10^4 (NMP/100 ml) con la mayoría de las cepas aisladas de tipo liso (de alta patogenicidad). Se aisló la bacteria patógena *Salmonella typhi*. Los lodos residuales confirmaron ser un buen medio de cultivo para la sobrevivencia de este género, su viabilidad se demostró ser mayor a un mes en estos materiales. Además, se identificaron por pruebas bioquímicas más de diez géneros diferentes de microorganismos de tipo entérico. Todos los protozoarios y parásitos identificados fueron en su forma infectante. *E. Histolytica* y *G. Lamblia* son dos protozoarios patógenos para el hombre que estuvieron siempre presentes en los lodos residuales analizados. Los parásitos identificados, en diferentes estadías de su ciclo de vida, también patógenos para el hombre, fueron diversos, siendo los géneros más persistentes *Ascaris* y *Strongyloides*.

8.2. Digestores de baja tasa

Las remociones logradas para DQO fueron en promedio del 47 % para los tiempos de retención de 14, 21 y 28 días, con poca diferencia entre ellos. Para los sólidos el comportamiento fue similar obteniéndose eficiencias de remoción superiores al 42 % para SSV y de 37 % para SST. Los valores de producción específica de metano son bajos, estuvieron en el intervalo de 0.093 a 0.204 l/g de DQO removida para los tiempos de retención seleccionados. Las velocidades de hidrólisis de los lodos disminuyen conforme aumenta el tiempo de retención, siendo casi iguales en los reactores con tiempos de retención de 7 y de 14 días y semejantes y menores para los reactores con tiempos de retención de 21 y 28 días.

Los análisis de variancia realizados para las pruebas bacteriológicas (coliformes totales, fecales y salmonela), permitieron determinar que su comportamiento en los lodos tratados anaeróbicamente fue el mismo. La constante de decaimiento, para los coliformes totales y fecales fue igual (0.14 día^{-1}) y mayor que para la salmonela cuya velocidad de decaimiento resultó ser más lenta, (0.09 día^{-1}), lo cual indica que este patógeno tiene una mayor probabilidad de sobrevivencia en los lodos y que por lo tanto, no debe considerarse el comportamiento de los coliformes como indicadores del comportamiento de la salmonela.

Los protozoarios y parásitos en los reactores se comportan en forma semejante y van disminuyendo conforme aumenta el tiempo de retención en éstos. Sólo *A. lumbricoides* y *S. stercoralis* permanecen en los reactores, aún en los tiempos de retención mayores.

El digestor operado con 21 días de tiempo de retención resultó ser el más eficiente de los cuatro tiempos probados, presentando una mayor remoción de materia orgánica y sólidos. Los microorganismos no sufren una reducción apreciable con ninguno de los tiempos de retención probados.

8.3. Digestores de alta tasa

Las constantes de hidrólisis de la materia orgánica de los lodos obtenidas, no presentan diferencias significativas entre sí en este tipo de reactores,. La mayor velocidad de hidrólisis se presenta para el reactor con trece días de tiempo de retención y la diferencia existente entre los reactores con tiempos de retención de 13 y 21 días es mínima, por lo que el digestor con las mejores condiciones de operación resultó ser el de trece días de tiempo de retención, donde las eficiencias logradas para DQO y SSV fueron de 44 y 36 % respectivamente. El intervalo para la producción específica de metano para los diferentes tiempos de retención fue de 0.097 a 0.513.

La determinación de la cinética en lodos residuales es compleja y poco precisa utilizando este método, ya que el aumento de la biomasa anaerobia se mide como SSV y dado que los lodos residuales son materiales con alto contenido de materia orgánica particulada, esto dificulta su diferenciación. El valor obtenido para la velocidad de utilización del sustrato fue más bajo que los reportados en literatura y la constante de saturación media por lo mismo, resultó ser mayor. El coeficiente de producción de biomasa se encuentra dentro del intervalo reportado. Asimismo, la velocidad de decaimiento es ligeramente mayor..Estas variaciones son atribuibles a la naturaleza del lodo y a la imprecisión en la determinación de la biomasa por medio de los SSV.

8.4. Bioensayos

Las pruebas de biodegradabilidad utilizando la técnica de los bioensayos permitieron en poco tiempo ensayar los diferentes factores o tratamientos cuyo comportamiento se quería estudiar y combinarlos, situación que es imposible con reactores a mayor escala, pues la complejidad del trabajo y el excesivo gasto lo hace imposible. Estos ensayos permitieron confirmar que de los factores probados, la adición de extracto de levadura, el pretratamiento térmico y su combinación fueron los factores con los que se obtuvieron los mejores resultados. El análisis factorial realizado permitió conocer cual fue el efecto de cada uno de los factores estudiados y el efecto de sus interacciones, pudiendo de esta manera seleccionar el que mayor efecto de variación causó. Para la primera parte del experimento, resultó ser la combinación de pretratamiento térmico y adición de extracto de levadura. En la segunda parte, la mayor producción específica de metano se obtuvo con la combinación E₂P₂, pretratamiento térmico con extracto de levadura. El valor mayor obtenido para la constante de hidrólisis se obtuvo en los reactores con tiempo de retención de seis días, para las combinaciones E₂P₁ (adición de extracto de levadura al 0.1%) y E₂P₂ (La combinación de ambos factores).

8.5. Digestores de tipo huevo

En este tipo de reactores se obtuvo una eficiencia de remoción promedio de 55 %, 41 % y 52 % para DQO, SST y SSV respectivamente con un tiempo de retención de 20 días para el blanco. (C.O.V. de 1.0 y 1.75 Kg DQO/m³*día) La producción específica de metano bajo las mismas condiciones fue de 0.30 en promedio. La constante de hidrólisis calculada fue de 0.12 día⁻¹. La adición de extracto de levadura en ambas concentraciones sólo es efectiva en los reactores con cargas orgánicas volumétricas de 1.0 y 1.75 Kg DQO/m³*día . El valor mayor para la constante de hidrólisis se obtuvo con el pretratamiento térmico para las cargas orgánicas de 2.0 y 3.0 Kg DQO/m³*día, que en este caso resultó ser el factor más importante; de menor importancia fue el efecto del extracto de levadura, que sí resultó serlo para las tasas de carga bajas. A mayor carga volumétrica, debido a la mayor acumulación de sólidos, la hidrólisis de la materia orgánica particulada, es una etapa limitante en el proceso de digestión anaerobia, con lo que se confirma la hipótesis del mejoramiento de la digestión anaerobia por medio del pretratamiento térmico.

Los microorganismos (bacterias, protozoarios y parásitos) no sufren reducciones significativas en el proceso de digestión anaerobia; su reducción y/o eliminación debe hacerse mediante otros procesos.

Las recomendaciones para continuar con otros estudios son:

- *Probar los factores: adición de extracto de levadura, pretratamiento térmico y su combinación con la tasa de carga mayor (3 Kg DQO/m³) para conocer los efectos de la interacción en reactores de tipo continuo.*
- *Escalar a nivel piloto con el factor óptimo resultante o de preferencia probar en una digestor a escala real.*
- *Probar los factores con digestión anaeróbica termofílica para estudiar sus bondades en cuanto a remoción de materia orgánica y sólidos y en cuanto a inactivación de microorganismos patógenos.*
- *Estudiar métodos y/o tecnologías para detección, cuantificación e inactivación de parásitos en lodos residuales.*

9. REFERENCIAS

- Anglian Water (1991). **Manual of Good Practice for Utilization of Sewage Sludge in Agriculture**. 2nd. Revision. United Kingdom
- APHA, AWWA, WPCF (1985). **Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater**. 17th. Ed. Washington.
- Arthur, R. G. et al. (1981). **Parasite Ova in Anaerobically Digested Sludge**. JWPCF, 53, Alexandria, Va.
- Bailey, J. E. & Ollis, D.F. (1977). **Biochemical Engineering Fundamentals**. Mc. Graw Hill Book Co. N.Y.
- Benfield, L. D. & Randall, C. W. (1980). **Biological Process Design for Wastewater Treatment**. Prentice Hall.
- Berg, G. and Berman, D. (1980). **Destruction by Anaerobic Mesophilic and Thermophilic Digestion of Viruses and Indicator Bacteria Indigenous to Domestic Sludges**. Applied & Environmental Microbiology. 39.
- Bode, H. & Klauer, E. (1999). **Advantages and Disadvantages of Different Shapes in Digester Design**. Water Quality International. March/April.
- Bruce, A. M.(Ed.). (1984). **Sewage Sludge Stabilization and Disinfection**. Ellis Horwood Limited WRC.
- Bryan, E. H. (1990). **Future Directions in Sludge Management. Research Needs** . WPCF Conference on the Status of Municipal Sludge Management for the 1990s.
- Bryant, M.P. (1971). **Nutritional Requirements of Methanogenic Bacteria**. en Anaerobic Biological Treatment Processes. Gould, R. F. (Ed.). Advances in Chemistry Series. American Chemical Society.
- Buchanan, R. E. & Gibbons N. R. (Eds). (1996). **Bergey's Manual of Determinative Bacteriology**. 8th. Ed.
- Comisión Nacional del Agua. (1992). **Ley de Aguas Nacionales**. CNA, (DOF 1 de dic. De 1992).
- Comisión Nacional del Agua Informe. (1993). **Informe 1989-1993**. México.
- Comisión Nacional del Agua. (1994). **Reglamento de la Ley de Aguas Nacionales**. CNA, (DOF del 12 de enero).
- Comisión Nacional del Agua.(1997). **Inventario Nacional de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales en México**. Documento interno. Subdirección General de Construcción. Gerencia de Agua Potable y Saneamiento. México.
- Daniels, B. N. and Rajagopal, B. S. (1986). **Assimilatory Reduction of Sulfate and Sulfite by Methanogenic Bacteria**. Applied & Environ. Microbiology, 51.
- Darcey, S. (1987). **EPA Considers Revisions to Sludge Disposal Criteria**. World Wastes, July.
- Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica del D.D.F. (DGCOH). (1993). **Bitácora de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Chapultepec**. México.

- Eastman, J. A. and Ferguson, J.F. (1981). **Solubilization of Particulate Organic Carbon During the Acid Phase of Anaerobic Digestion.** Journal WPCF, 53.
- Eckenfelder, W. J. (1966). **Anaerobic Decomposition.** En **Industrial Water Pollution Control.** Mc. Graw Hill, Book, Co.
- Eckenfelder, W. W. (1989). **Industrial Water Pollution Control.** 2nd. Ed. McGraw Hill Book Co.
- Eckenfelder, W. W. & Ford, D. L. (1970). **Water Pollution Control Experimental Procedures for Process Design.** The Pemberton Press.
- Environment Canada . (1984). **Manual For Land Application of Treated Municipal Wastewater & Sludge.** Manual EPS6-EP-84-1.
- Environmental Protection Agency. (1979). **Process Design Manual for Sludge Treatment and Disposal. EPA 625/1-79-011.** Municipal Environment Research Laboratory. Washington, D. C.
- Environmental Protection Agency. (1983). **Land Application of Municipal Sludge. Process Design Manual.** US. EPA Technology Transfer. Washington, D. C.
- Environmental Protection Agency. (1989a). **Environmental Regulations and Technology: Use and Disposal of Municipal Wastewater Sludge.** Office of Water (WH-595). Washington. March.
- Environmental Protection Agency. (1989b). **EPA'S Policy Promoting the Beneficial Use of Sewage Sludge & the New Proposed Regulations.** Office of Municipal Pollution Control (WH-595). Washington. June.
- Environmental Protection Agency (1992). **Environmental Regulations and Technology: Vector Attraction in Sewage Sludge.** EPA/625/R-92/013. Washington, D. C.
- Environmental Protection Agency. (1995). **Land Application of Sewage Sludge and Domestic Septage. EPA 625/k 00.** Municipal Environment Research Laboratory. Washington, D. C.
- Farrel, J.B. (1986). **Microbial Destructions Achieved by Full Scale Anaerobic Digestion.** EPA-600/D-86-1031. U.S. EPA. Cincinnati, Ohio.
- Feachem, R. G., et al. (1982). **Sanitation & Disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater Management.** World Bank Studies in Water Supply and Sanitation No. 3.
- Federal Register, Code of Federal Regulations. Title 40, Section 257 and 503. (1989). **Standards for Disposal of Sewage Sludge.** Gov. Printing Office, Washington, D. C.
- Ferranti, M. A.; Ferrero, G.L. & Hermite, P.L. (1989). **Anaerobic Digestion : Results of Research and Demonstration Projects.** Commission of the European Communities. Elsevier Applied Sciences.
- Gaudy, J. T. & Gaudy, T. (1980). **Microbiology for Environmental Scientists & Engineers.** Mc Graw Hill Book Co. N.Y.
- Ghosh, S. & Pohland, F. G. (1974). **Kinetics of Substrate Assimilation and Product Formation in Anaerobic Digestion.** JWPCF Vol. 46 No. 4.
- Ghosh, S.; Conrad, J. R. & Klass, D. L. (1975). **Anaerobic Acidogenesis of Wastewater Sludge.** JWPCF Vol. 47 No. 1.

- Goodwin and Hickey, F. R. (1992). **Anaerobic Processes**. Water Research. Vol. 64 No.4.
- Gosset, J.M., et al. (1978). **Anaerobic Digestion of Sludge from Chemical Treatment**. JWPCF. Vol 50.
- Grasso S, et al (1984). **Sludge Disinfection** ; A review of Literature WPCF.
- Gujer, W. & Zehnder, A. J.(1983). **Conversion Processes in Anaerobic Digestion**. Water Sci. & Techn. Vol. 15, Copenhagen IAWPRC. Pergamon Press.
- Gunnerson, C. J. & Stuckey, D. C. (1986). **Anaerobic Digestion : Principles and Practices for Biogas Systems**. World Bank Technical Paper Number 49. Washington.
- Guyot, J. P. (1990). **Introducción a la Microbiología de los Digestores Anaerobios**. Conferencia sobre el tratamiento de aguas residuales en América Latina, México.
- Hall, R. E. (1994). **Anaerobic Treatment: Getting to Full Scale Successfully**. Environment Canada . WTC Burlington Ontario.
- Haug, R. T., Le Burn, T.J., et al. (1983). **Thermal Pretreatment of Sludges - A Field Demonstration**. JWPCF 55.
- Haug, R. T.(1977). **Sludge Processing to Optimize Digestibility and Energy Production**. JWPCF July.
- Haug, R. T., Stuckey, D. C., Gosset, J. M., & Mc Carty, P. L. (1978). **Effect of Thermal Pretreatment on Digestibility and Dewaterability of Organic Sludges**. JWPCF, 50(1).
- Haug, R. T., LeBrun T J and Tortorici (1983). **Thermal Pretreatment of Sludges. A Field Demonstration**. JWPCF, 55.
- Hayes, T. D. & Theis, T. L. (1978). **The Distribution of Heavy Metals in Anaerobic Digestion**. JWPCF.
- Hickey, R. F., Vanderwielen, J., et al. (1987). **The Effect of Organic Toxicants on Methane Production and Hydrogen Gas Levels During the Anaerobic Digestion of Waste Activated Sludge**. Water Resources. Vol. 21 No. 11.
- Hicks, Ch.(1983). **Fundamental Concepts in the Design of Experiments**. Ed. Holt, USA.
- International Solid Waste Association (ISWA). (1994).
- Jones, W. J. & Schroeder, E. D. (1989). **Use of Cell Free Extracts for the Enhancement of Biological Wastewater Treatment**. JWPCF, Vol. 61. Nr. 1.
- Jones, W. J.; Nagle, D. P., et al. (1987). **Methanogens and the Diversity of Archaeobacteria**. Microbiological Reviews. American Society of Microbiology.
- Jorgensen, S. E. & Gromiec, M. J. (1985). **Mathematical Models in Biological Waste Treatment**. Elsevier Publishing Co. Development in Environmental Modeling.
- Kaspar, H. F. & Wuhrmann, K. (1978). **Kinetic Parameters and Relative Turnovers of Some Important Catabolic Reactions in Digesting Sludge**. Applied & Environmental Microbiology, July .
- Keime, M. P. (1982). **Los Lodos, un subproducto útil en la agricultura**. III Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Acapulco Guerrero.

- Kida, K., Sonoda, Y, et al. (1991). **Influence of Mineral Nutrients on High Performance During Anaerobic Treatment of Wastewater from a Beer Brewery.** Journal of Fermentation & Bioengineering . Vol. 72 No. 1.
- Kida, K., Mochinaga, Y. et al. (1997). **Influence of Ni & Co on Activity of Microorganisms Related to Methane Fermentation.** En Proceedings of the 9th. Int. Symposium on Anaerobic Digestion. Sendai. Japan.
- Knapp. J. S. & Howell, J. A. (1978). **Treatment of Primary Sewage Sludge with Enzymes.** Biotechnology & Bioengineering pp. 1221-1234.
- Kono, T. (1968). **Kinetics of Microbial Cell Growth.** Biotechnology & Bioengineering.
- Kormanick, R. A. (1972). **Estimating Solid Production for Sludge Handling.** Water and Sewage Works. Vol. 16 .
- Korte, K.I.,(1999). **Dutch Developments in Digester Design.** Water Quality International. March/April.
- Kun, M.L., et al (1989). **Destruction of Enteric Bacteria and Virus During Two Phase Digestion.** J.Water Pollution Control Fed., Vol .61.
- Lawrence, A. W. & Mc. Carty, P. L. (1969). **Kinetics of Methane Fermentation in Anaerobic Treatment.** WPCF Vol. 41, No. 2 .
- Lawrence, A. W. & Mc. Carty, P. L. (1970) **Unified Basis for Biological Treatment Design & Operation.** Journal of Sanitary Eng. Division ASCE. Vol. 95.
- Lawrence, A. W. (1971). **Application of Process Kinetics to the Design of Anaerobic Processes.** En Anaerobic Biological Treatment Processes, Gould, R.F. (Eds.).
- Lebscher, R. (1997) **Progress in European Standardization in the Field of Sewage Sludge.** En Wastewater Sludge. Waste or Resource, Proceedings of the International Conference on Sludge Management IAWQ Czestochowa, Poland 26-28 Jun.
- Lema, J.M., R.Méndez; et al. (1991). **Chemical Reactor Engineering Concepts in Design, Operation of Anaerobic Treatment Processes.** Wat Sci Tech Vol 24 No 8.
- Lue Hing, C., Zenz, D. R. & Kuchenrither, R. (1992). **Municipal Sewage Sludge Management: Processing, Utilization and Disposal.** Technomic, Publishing Co.
- Mah, R. A. & Smith, M. R. (1981). **The Methanogenic Bacteria** Reprint from The Prokaryotes. Springer Verlag. USA.
- Malina, J. F. & Pohland, F. G. (Ed.) (1992). **Design of Anaerobic Processes for the Treatment of Industrial and Municipal Wastes.** Technomic Publishing Co.
- Mejía Maravilla E. (1998). Comunicación personal.
- Metcalf & Eddy Inc. (1979). **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse.** Second. Ed., Mc. Graw Hill Book Co. N.Y.
- Miller, I.R., Freund, J.E. & Johnson, R. (1992). **Probabilidad y Estadística para Ingenieros.** Prentice Hall.
- Moeller G. (1988). **Utilización de un Modelo Cinético de Crecimiento Biológico para la Predicción del Comportamiento de la Biomasa Anaeróbica para la Estabilización de los Lodos de Desecho.** Memorias del VI Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Querétaro, Qro.

- Moeller G. (1997). **Biological Treatment of Municipal Sludge.** en Biotechnology for Water Use and Conservation. The Mexico 96 Workshop. OECD Paris, Cedex. France.
- Moeller G. & L.G. Torres. (1997). **Rheological Characterization of Primary and Secondary Sludges Treated by both Aerobic and Anaerobic Digestion.** en Bioresource Technology Vol. 61.Elsevier Publications.
- Montgomery, D.C. (1991).**Diseño y Análisis de Experimentos.** Editorial Iberoamericana. México.
- Novaes, R. F. V. (1986). **Microbiology of Anaerobic Digestion.** Water Science and Technology. Vol. 18 No. 12 .
- Noyola Robles, A. (1991). **Tratamiento Anaerobio de las Aguas Residuales: Una Experiencia de Adaptación de Tecnología en México.** Instituto de Ingeniería, UNAM. México.
- Nyns, J. E. (1986). **Biomethanation Processes.** Reprinted form Biotechnology Vol. 8. Verlagesellschaft .
- Oleszkiewics, J.A., Sharma, V. K. (1990). **Stimulation and Inhibition of Anaerobic Processes by Heavy Metals: A Review.** Biological Wastes.
- Owen, W.F., Stuckey, et al. (1978). **Bioassay for Monitoring Biochemical Methane Potential and Anaerobic Toxicity.** Water Resources. Vol 13.
- Owen, R. R. (1984). **The Effectiveness of Chemical Disinfection on Parasites in Sludge.** En Sewage Sludge Stabilization and Disinfection. Ellis Horwood Ltd.
- Parkin, G.F. & Owen,W.F. (1986). **Fundamentals of Anaerobic Digestion of Sludge.** Journal of environmental engineering. Vol 112, No 5 ASCE Paper No 20952.
- Pavlostatis, S.G. & E Giraldo Gomez, (1991). **Kinetics of Anaerobic Treatment.** Ed.M Switzenbaum. Anaerobic Treatment Technology for Municipal and Industrial Wastewater. En Wat. Sci. Tech. Vol. 24 Nr. 8.
- Pavlostatis, S. G., Gosset, J. M.. (1986). **A Kinetic Model for Anaerobic Digestion of Biological Sludge.** Biotechnology & Bioengineering. Vol. XXVIII.
- Pfeffer J. T. (1986). **Increased Loading on Digesters with Recycle of Digested Solids.** JWPCF, 40.
- Pfeffer, J. T. & Khan, K. A. (1976). **Microbial Production of Methane from Municipal Refuse** Biotechnology & Bioengineering. Vol. XVIII.
- Pike, E. B. & Davis, R. D. (1984). **Stabilization and Disinfection, their Relevance to Agricultural Utilization of Sludge.** En Sewage Sludge Stabilization & Disinfection Ellis Horwood .
- Raju, N. R., Sumithra, S, et al. (1991). **Influence of Trace Elements on Biogas Production from Mango Processing Waste in 1.5 m³ KVIC Digesters.** Biotechnology Letters. Vol. 13 No. 6.
- Salamanca G. G. (1992) **Características Generales Relativas a la Bioquímica de los Procesos Anaerobios.** Tecnología del agua No 99 Agosto.
- Schwartzbrod, J., Mathieu, C. , et al. (1987). **Wastewater Sludge: Parasitological and Virological Contamination.** Wat. Sci. and Tech. Vol 19, Nr. 8.

- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos.CNA (1990). . **Programa Nacional de Aprovechamiento del Agua 1990-1994**. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. México.
- Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. (1988). **Ley General Sobre el Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente**.
- Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. (1993). **NOM CRP-001 Ecol 93**. (Diario Oficial de La Federación del 18 de Octubre de 1993).
- Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. (1993). **NOM CRP-002 Ecol 93**. (Diario Oficial de La Federación del 18 de Octubre de 1993).
- Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. (1994). **NOM CRP-052 Ecol 93**. (Diario Oficial de La Federación del 29 de noviembre de 1994).
- Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. (1994). **NOM CRP-053 Ecol 93**. (Diario Oficial de La Federación del 29 de noviembre de 1994).
- Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. (1996). **Programa hidráulico 1995-2000**.
- Sorensen, A.U. (1995). **Kinetics of Pathogen Destruction During Storage of Dewatered Biosolids**. Water Environment Research, 67.
- Soto, M., Méndez, R. y Lema, J.(1992) . **Determinación de Toxicidad y Biodegradabilidad Anaerobia de Aguas Residuales**. Departamento de Ingeniería Química. Universidad de Santiago de Compostela.
- Speece, R.E.(1983a). **Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewater Treatment**. Environmental Sci. & Technology Vol. 17, No. 9.
- Speece, R. E. , Parkin, G. F., et al. (1983). **Nickel Stimulation of Anaerobic Digestion**. Water Resources. Vol. 17, No. 6 .
- Speece, R. E. (1996). **Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewater**. Vanderbilt University.
- Stanier, R et. al (1986). **The Microbial World**. Fifth Ed. Prentice Hall, Englewood Cliffs, N.J.
- Storey, G.W., (1987). **Survival of Tapeworm Eggs, Free and in Proglottids, During Simulated Sewage Treatment Processes**. Water Resources (G.B.) Vol. 2.
- Streicher, C. Milande, N, et al. (1990). **Improvement of the Anaerobic Digestion of Diluted Whey in Fluidized Bed by Nutrient Additions**. Environmental Technology, Vol. 12.
- Stuckey, D. C. & P. L. Mc. Carty. (1984). **The Effect of Thermal Pretreatment on the Anaerobic Biodegradability and Toxicity of Waste Activated Sludge**. Water Resources, 18: 1343-1353.
- Tay, J., De Haro, I. et al. (1990). **Parasitología Médica** . Cuarta Ed. Fco. Cervantes. México.
- Takashima, N. (1987). **Nutrient Requirements for High Rate Conversion of Acetate to Methane**. Ph.D. Thesis. Drexel University.

- Tchobanoglous, G. E. & Schroeder, E. D. (1987). **Water Quality**. Addison Wesley Publishing Co.
- U. S. Dept. of Agriculture & Cooperative State Research Technical Committee W-170. (1989). **Standards for the Disposal of Sewage Sludge**. US EPA Proposed Rule 40 CFR Parts 257 and 503. Washington.
- Vesilind Aarne, P. (1975). **Treatment and Disposal of Sludges**. Ann Arbor Michigan.
- Vesilind, P.A., Hartman, G. C., et al. (1988). **Sludge Management & Disposal for the Practicing Engineer** : Lewis Publisher, Inc.
- Vieira, S.M.& A.D. Garcia (1992). **Sewage Treatment by UASB Reactors. Operation, Results & Recommendations for the Design & Utilization**. en Wat. Sci. & Tech. 18,Nr.12 Great Britain.
- Vogels, G D, Kelgens, J T , C Van der Draft (1988). **Biochemistry of Methane Production**. John Wiley, Less N.Y.
- Water Environment Federation. (1980). **Wastewater Sampling for Process and Quality Control. MOP No. OM-1** Alexandria, Va.
- Water Environment Federation. (1990). **Operation of Municipal Wastewater Treatment Plants. MOP 11**. WEF. Alexandria, Va.
- Water Environment Federation. (1992). **Wastewater Treatment Plant Design. MOP 8**. WEF. Alexandria, Va.
- Water Environment Federation (1993a). **Sludge Stabilization. Manual of Practice FD-9**. Alexandria, Va.
- Water Environment Federation. (1993b). **Anaerobic Sludge Digestion. MOP 16**. Second Printing. WEF. Alexandria, Va.
- Water Environment Federation. (1993c). **Wastewater Sampling for Process and Quality Control. MOP No. OM-1**. WEF. Alexandria, Va.
- Water Environment Federation. (1995). **Wastewater Residuals Stabilization. MOP FD-9**. WEF. Alexandria, Va.
- Water Pollution Control Federation. (1985a). **Operation of Wastewater Treatment Plants. Manual of Practice No. II**. WPCF .Alexandria, Va.
- Water Pollution Control Federation. (1985b). **Stabilization of Sludge. Manual of Practice No. 9**. WPCF .Alexandria, Va.
- Wolfe, R. S. (1986). **Biochemical Ecology of Anaerobes**. Proceedings of the IV International Symposium on Microbial Ecology. Ljubljana, Yugoslavia .
- Yang, J. & Speece, R. E. (1985). **Effects of Engineering Controls on Methane Fermentation Toxicity Response**. Journal of Water Pollution Control Federation, Vol. 57 No. 12.
- Young, L. & Mc. Carty, P. L. (1981). **Heat Treatment of Organic Materials for Increasing Anaerobic Biodegradability**. En Wise, L. W. (Ed) Fuel Gas Production from Biomass: Vol. 2. CRC Press Florida, USA.
- Zehnder, A. J. B. (1978). **Ecology of Methane Formation**. En Water Pollution Microbiology Vol. 1., John Wiley & Sons.

Anexo I

Diseños experimentales

ANEXO I

A.1. DISEÑOS EXPERIMENTALES

Un experimento diseñado es una prueba o serie de pruebas en las cuales se indican cambios deliberados en las variables de entrada de un proceso o sistema de manera que sea posible observar e identificar las causas de los cambios en la respuesta de salida.

Un enfoque estadístico en el diseño de experimentos es imprescindible para obtener conclusiones significativas a partir de los datos. Los tres principios básicos en el diseño de experimentos son:

1. Replicación
2. Aleatorización y
3. Análisis por bloques.

El experimento es la selección de variantes bajo estudio, la toma de muestras de las poblaciones y el control de estas variantes en la población. Se llama factor a alguna de las condiciones constantes dentro de las poblaciones, pero que varían dentro de las poblaciones estudiadas. Las modalidades que definen a las poblaciones en el estudio de un factor se llaman niveles. Entonces, la población queda definida por los niveles de los factores estudiados y se conoce como un tratamiento o combinación de tratamientos. El diseño es la configuración de puntos en el espacio de los factores, es decir los niveles de los factores, y el orden en el cual se efectúa la toma de observaciones en el tiempo y/o espacio.

El diseño consiste en la determinación de cuántos factores se varían, a qué niveles, qué combinaciones de ellos se estudian y cómo se asignan las unidades experimentales.

A cada diseño le corresponde un modelo y éste a su vez determina el análisis estadístico a realizar. Para el caso específico del estudio es importante la definición de los tratamientos, la definición de las unidades experimentales y las observaciones o mediciones a realizar. Los factores y los niveles se varían dependiendo del objetivo del experimento y deben seleccionarse para cada caso el modelo a utilizar, la hipótesis nula y la hipótesis alterna, la unidad experimental, las variables de respuesta seleccionadas y el criterio para la evaluación de los resultados.

Siete son los pasos básicos a seguir para un diseño adecuado de experimentos:

1. Comprensión y planteamiento del problema
2. Elección de factores y niveles (tratamientos)
3. Selección de las variables de respuesta
4. Selección del diseño del experimento
5. Planeación y realización del experimento
6. Análisis de datos
7. Conclusiones y recomendaciones.

En lo que respecta a la selección del tamaño de muestra es importante considerar que un muestreo aleatorio simple es ideal para obtener buenos estadísticos de la población con muestras de tamaño pequeño. Seleccionando un número de 30 muestras se garantiza que en forma probabilística que las distribuciones de muestreo se comportan como distribuciones normales (Miller, et. al., 1992) con un nivel de confianza del 95 %.

A.2. ANÁLISIS DE VARIANCI (ANOVA)

El análisis de variancia es una herramienta basada en los métodos estadísticos, utilizada para la toma de decisiones detectando cualquier diferencia en el desarrollo promedio de un grupo de factores a probar. El ANOVA es una técnica matemática que descompone la variación total en sus fuentes cuantificables. La decisión, en lugar de ser subjetiva, toma en cuenta la variación. Esta variación total se descompone en sus respectivos componentes. El caso más sencillo de una situación a analizar inicia con un conjunto de datos experimentales. Este caso descompone la variación total en sólo dos componentes.

- a) La variación de la media de todas las observaciones relativa a cero.
- b) La variación de las observaciones individuales alrededor de la media (tradicionalmente llamado error experimental)

La suma de cuadrados totales da una medida de la variación total presente.

SS_T = Suma de cuadrados de todas las observaciones.

De igual forma, la variación debido a la media se puede calcular como:

$$SS_m = N(\bar{T})^2$$

donde:

SS_m = Suma de cuadrados con respecto a la media

N = No. de observaciones

T = Suma de todas las observaciones

\bar{T} = Media de todas las observaciones = $T/N = \bar{y}$

donde

y = Observación, respuesta o dato

Una medida de la variación alrededor del valor medio nos representa la correspondiente variación debido al error. El valor del error se determina como la suma de cuadrados del error:

$$SS_e = (Y_i - \bar{T})$$

donde y_i = iésima observación

La suma de cuadrados totales es igual a la suma de los cuadrados debida a los componentes conocidos, es decir, en este caso, la variación total puede descomponerse en dos fuentes.

$$SS_t = SS_m + SS_e$$

Las fórmulas de las sumas de cuadrados se pueden escribir en forma general como sigue:

$$SS_t = \sum_{i=1}^N y_i^2$$

lo cual representa la suma de los cuadrados de cada observación desde $i=1$ hasta N y

$$SS_m = \frac{T^2}{N}$$

que es el equivalente a la suma de los cuadrados de la porción de cada observación debido a la media desde $i= 1$ hasta N ,

$$SS_e = \sum_{i=1}^N (y_i - \bar{T})^2$$

que es la suma del cuadrado de la diferencia de cada observación con respecto a la media.

$$SS_T = SS_m + SS_e, \text{ por lo tanto: } SS_e = SS_T - SS_m$$

Para completar el cálculo de la ANOVA, otro elemento que son los grados de libertad, debe de ser considerado. Un grado de libertad en el sentido estadístico, se asocia con cada pieza de información que se estima de los datos. Por ejemplo, el valor medio se estima a partir de todos los datos y requiere un grado de libertad (g.l.) para tal propósito.

Otro modo de pensar en el concepto de grados de libertad es permitir una grado de libertad para cada comparación por par (independiente), que puede hacerse de los datos.

Puede hacerse solamente una comparación entre la media de todos los datos (hay solamente una media) y el cero, el punto de referencia. Por lo tanto, existe solo un grado de libertad asociado con la media, que es solamente una pieza de información. Este concepto de comparación independiente también se aplica a los grados de libertad asociados con la estimación del error.

γ = grados de libertad

γ_t = grados de libertad totales

γ_m = grados de libertad asociados con la media (siempre 1)

γ_e = grados de libertad asociados con el error

$$\gamma_t = \gamma_m + \gamma_e$$

Los grados de libertad totales son iguales al número total de observaciones en el conjunto de datos.

La variancia del error, denominada solamente variancia, es igual a la suma de los cuadrados del error dividida entre los grados de libertad del error

$$V_e = \frac{SSe}{ve}$$

Por definición, la desviación estándar es igual a la raíz cuadrada de la variancia

$$S = \sqrt{V}$$

donde

S = desviación estándar de la muestra

σ = desviación estándar de la población

S es una estimación de σ , la verdadera, pero desconocida desviación estándar

$$S = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (y_i - \bar{y})^2}{N - 1}} \quad \text{desviación estándar}$$

$$S^2 = V = \frac{\sum_{i=1}^N (y_i - \bar{y})^2}{N - 1} \quad \text{variancia}$$

La variancia del error, es una medida de la variación debida a todos los parámetros no controlables, incluyendo la medida del error involucrado en el experimento en particular (conjunto de datos recolectados).

El ANOVA con un solo factor (o en un solo sentido) considera el efecto de un solo parámetro controlado sobre el desarrollo de un proceso o producto. La variación total se descompone en sus componentes apropiados:

- a) La variación de la media de todas las observaciones relativa a cero.
- b) La variación de la media de las observaciones bajo cada nivel del factor alrededor de la medias de todas las observaciones.
- c) La variación de las observaciones individuales alrededor de la media de las observaciones bajo cada nivel del factor (error experimental)

Si se considera la siguiente simbología se tiene que:

A = factor bajo investigación

A_1 = primer nivel del factor A

A_2 = segundo nivel del factor A

A_3 = tercer nivel del factor A

A_i = suma de las observaciones bajo el nivel A_i

\bar{A}_i = media de las observaciones bajo el nivel A_i = A_i/n_{A_i}

T = suma de todas las observaciones

\bar{T} = Media de todas las observaciones = T/N

n_{A_i} = número de las observaciones bajo el nivel A_i

N = número total de observaciones

k_A = número de niveles del factor

$$SS_t = \sum_{i=1}^N y_i^2$$

$$SS_m = N(\bar{T})^2 = \frac{T^2}{N}$$

$$SS_A = n_{A_1}(\bar{A}_1 - \bar{T})^2 + n_{A_2}(\bar{A}_2 - \bar{T})^2 + n_{A_n}(\bar{A}_n - \bar{T})^2$$

$$SSA = \left[\sum_{i=1}^{k_A} \left(\frac{A_i^2}{n_{A_i}} \right) \right] - \frac{T^2}{N}$$

$$SS_e = \sum_{j=1}^{k_A} \sum_{i=1}^{n_{A_j}} (y_{ij} - A_j)^2$$

$$SS_T = SS_m + SS_A + SS_e$$

$$\gamma_T = \gamma_m + \gamma_A + \gamma_e$$

$$\gamma_T = N$$

$$\gamma_A = k_A - 1$$

$$\gamma_e = \gamma_T - \gamma_m - \gamma_A$$

La prueba F para la comparación de las variancias es una herramienta que provee la toma de decisiones con un determinado nivel de confianza para conocer si las estimaciones son significativamente diferentes.

$$F = \frac{S^2_{y1}}{S^2_{y2}}$$

Cuando esta relación es lo suficientemente grande, entonces las dos variancias de la muestra se aceptan como diferentes en un cierto nivel de confianza. Las tablas de F que enlistan las relaciones de F requeridas para alcanzar un cierto nivel de confianza se consultan en cualquier libro de estadística.

Para definir si la relación de F de dos variancias de la muestra es estadísticamente grande, se consideran tres piezas de información, una, el nivel de confianza requerido, dos, los grados de libertad asociados con la variancia de la muestra en el numerador y tres, los grados de libertad asociados a la variancia de la muestra en el denominador.

Cada combinación de nivel de confianza, grados de libertad del numerador y del denominador tiene una relación de F asociada a ella. $F\alpha; \gamma_1\gamma_2$

α = riesgo

Confianza $\alpha = 1$ - riesgo

γ_1 = Grados de libertad asociados al numerador

γ_2 = Grados de libertad asociados al denominador

F datos (calculada) $> F$ tablas

La variancia es el promedio del cuadrado de las diferencias entre cada observación y su media.

En el ANOVA de dos factores existen dos parámetros controlados en una determinada situación experimental (A y B').

En el ANOVA de dos factores, la variación total se puede descomponer en los siguientes componentes:

- Variación respecto al factor A
- Variación respecto al factor B
- Variación con respecto a la interacción de los factores A y B y,
- Variación debida al error

La variación total se dá por la siguiente ecuación:

$$SS_T = SS_A + SS_B + SS_{AxB} + Sse$$

AxB = interacción de A y B

La variación total se expresa por:

$$SS_T = \left[\sum_{i=1}^N y_i^2 \right] - \frac{T^2}{N}$$

La variación con respecto al factor A se expresa como:

$$SS_A = \left[\sum_{i=1}^{k_A} \left(\frac{A_i^2}{nA_i} \right) \right] - \frac{T^2}{N}$$

La variación con respecto al factor B, se calcula de igual forma.

La variación debida a la interacción de los factores A y B se calcula con la siguiente ecuación considerando que AxB representa la suma de los datos bajo la iésima condición

de la combinación del factor A y B; C representa el número de posibles combinaciones de los factores que interactúan y $n(A \times B)_i$ el número de datos bajo esta condición, entonces:

$$SS_{A \times B} = \left[\sum_{i=1}^{k_a} \left(\frac{(A \times B)_i^2}{n_{A \times B_i}} \right) \right] - \frac{T^2}{N} - SS_A - SS_B$$

Para calcular la variación del error se tiene que:

$$SS_T = SS_A + SS_B + SS_{A \times B} + SS_e$$

entonces:

$$SS_e = SS_T - SS_A - SS_B - SS_{A \times B}$$

Los grados de libertad se calculan como sigue:

$$\gamma_T = \gamma_A + \gamma_B + \gamma_{A \times B} + \gamma_e$$

Los grados de libertad de A

$$\gamma_A = k_A - 1$$

Los grados de libertad de B

$$\gamma_B = k_B - 1$$

La interacción de AxB es:

$$\gamma_{A \times B} = (\gamma_A)(\gamma_B)$$

Los grados de libertad del error

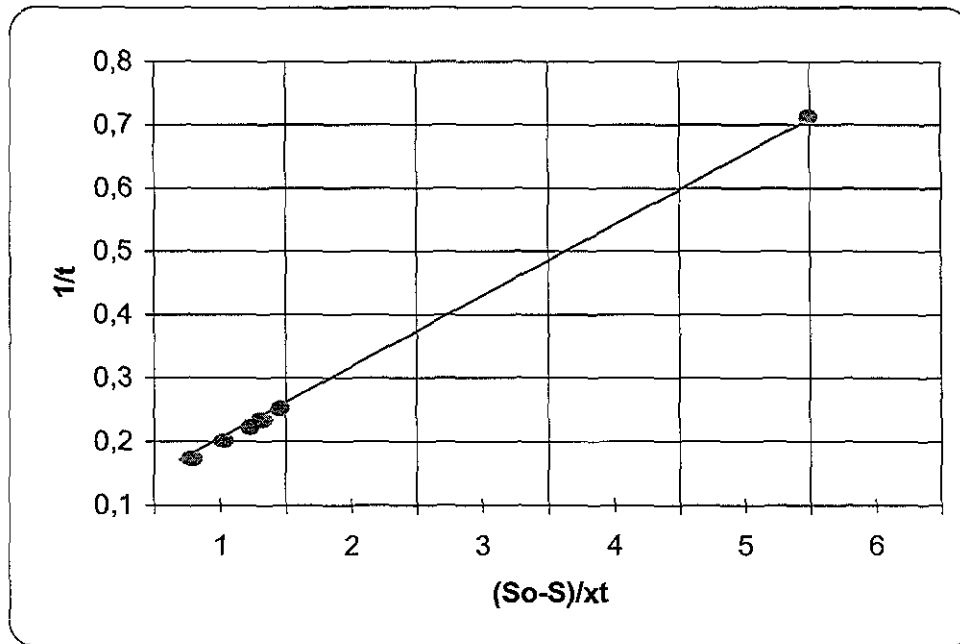
$$\gamma_e = \gamma_T - \gamma_A - \gamma_B - \gamma_{A \times B}$$

Anexo II

Parámetros cinéticos

Unidad No.	So-S	t	1/t	X	Xt	So-S/Xt
1	820	1,5	0,60	1	1,5	546,00
2	716	2	0,50	1	2	358,00
3	1586	3	0,30	1	3	528,00
4	1926	5	0,20	1	5	385,00
5	6750	13	0,08	518	6734	1002,00
6	6638	21	0,05	704	14784	0,37

Cálculo de Regresión		
Constant		0,1734922
Std Err of Y Est		0,1548723
R Squared		0,6790329
No. of Observations	datos	6
Degrees of Freedom		4
X Coefficient(s)		0,098098014
Std Err of Coef.		0,033722138

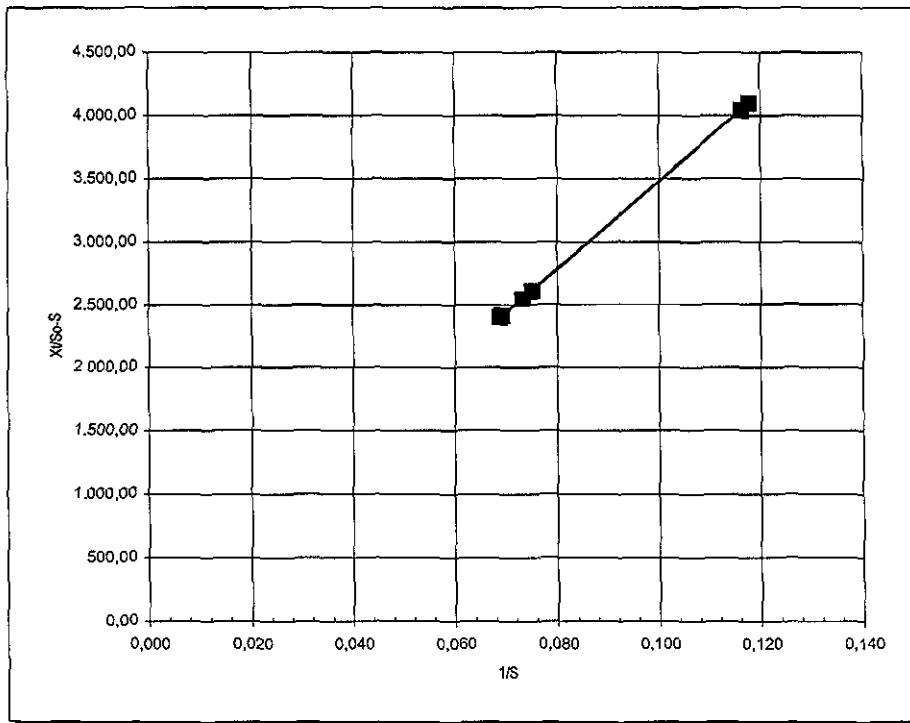


Valores de Y calculados

$y=mx+b$	Y	X
$m= 0,098098014$	0,185275208	0,12
$b= 0,173492234$	0,203847125	0,31
	0,217717126	0,45
	0,22435787	0,52
	0,283583421	1,12
	0,709761374	5,47

FIGURA I
MANEJO DE DATOS PARA LA OBTENCIÓN DE CONSTANTES CINÉTICAS (Y, b)

Unidad	So-S	So	S	X	t	Xt	1/S	y
1	820,000	15248	14428,000	1,000	1,5	1,500	0,000069	0,00183
2	716,000	15248	14532,000	1,000	2,0	2,000	0,000069	0,00279
3	1.586,000	15248	13662,000	1,000	3,0	3,000	0,000073	0,00189
4	1.926,000	15248	13322,000	1,000	5,0	5,000	0,000075	0,00260
5	6.750,000	15248	8498,000	518,000	13,0	6.734,000	0,000118	0,99763
6	6.638,000	15248	8610,000	704,000	21,0	14.784,000	0,000116	2,22718



Regression Output:

Constant	-2,48024808
Std Err of Y Est	0,463044799
R Squared	0,796408709
No. of Observations	6
Degrees of Freedom	4
X Coefficient(s)	34.823,82
Std Err of Coef.	8803,552329

Valores de Y calculados		Y	X
y=mx+b			
m= 34.823,82		2.411,15	0,069
b= -2,48		2.393,87	0,069
		2.546,47	0,073
		2.611,53	0,075
		4.095,40	0,118
		4.042,10	0,116

Valores calculados:	
k	-0,40
Ks	-14.040,46

FIGURA 2
MANEJO DE DATOS PARA LA OBTENCIÓN DE CONSTANTES CINÉTICAS (k, Ks)