



SP EJ

Universidad Nacional Autónoma de México

FACULTAD DE CIENCIAS

"DEGRADACION ANAEROBIA DE MATERIA
ORGANICA EN ALTAS CONCENTRACIONES
DE SALES"

Tesis Profesional

Que para obtener el titulo de

B I O L O G O

Presenta

FELIPE ALFONSO VILLA PERALTA

1996

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**



Universidad Nacional
Autónoma de México

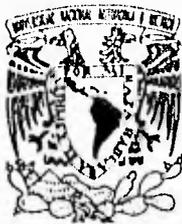


UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL
AVENIDA DE
MEXICO

M. en C. Virginia Abrín Batule
Jefe de la División de Estudios Profesionales de la
Facultad de Ciencias
P r e s e n t e

Comunicamos a usted que hemos revisado el trabajo de Tesis:

"Degradación anaerobia de materia orgánica en altas concentraciones de sales"

realizado por Felipe Alfonso Villa Peralta

con número de cuenta 8760654-4 , pasante de la carrera de Biología

Dicho trabajo cuenta con nuestro voto aprobatorio.

Atentamente

Director de Tesis
Propietario

Dra. Susana Saval Bohórquez

Propietario

Dra. Alicia Enriqueta Brechú Franco

Propietario

Biol. Carlos Alberto Castillo Pompeyo

Suplente

M. en B. José Adolfo Escalante Lozada

Suplente

Biol. Alberto Guzmán Uriostegui

Consejo Departamental de Biología

M. en C. ALEJANDRO MARTINEZ MENA

DE BIOLOGIA

DEDICATORIAS

A mi madre Ofelia por sus consejos siempre sabios y oportunos que me permitieron cumplir esta meta tan importante y por su valentía y coraje ante las adversidades de la vida con los que pudo conducir por el buen camino a sus 7 hijos, que le estaremos eternamente agradecidos.

A mi padre Pablo que aunque no tuve la fortuna de tenerlo por más tiempo cerca de mí, nunca lo he sentido ausente.

A mis hermanos Roberto, Eduardo, Armando, Elvia, Alfredo y Rosa María, por su paciencia y comprensión, que aunque un poco tarde no los defraudé.

A Norma que llegó en el momento oportuno para brindarme su amor, comprensión y apoyo y me transmitió enormes ganas de continuar adelante.

A todos y cada uno de mis amigos que contribuyeron a la realización de mi objetivo

AGRADECIMIENTOS

A la Dra. Susana Saval Bohórquez por la asesoría, dedicación y paciencia que siempre mostró para la realización de este trabajo además de su trato humano siempre mostrado.

Al Dr. Adalberto Noyola Robles Coordinador de Bioprosesos Ambientales del Instituto de Ingeniería de la UNAM por compartir conmigo un poco de su mucha experiencia.

Al M. en C. Jorge Romero J. de Instituto de Ciencias del Mar y Limnología por el apoyo brindado en la realización de este trabajo.

A la Universidad Nacional Autónoma de México por la oportunidad de realizar una carrera que me permitiera contribuir en el bienestar social y de mi país.

Al Instituto de Ingeniería por facilitar las instalaciones para la realización de este trabajo.

Este trabajo se realizó en la coordinación de Bioprocesos Ambientales del Instituto de ingeniería de la UNAM bajo la dirección de la Dra. Susana Saval Bohórquez.

RESUMEN	I
LISTA DE TABLAS	II
LISTA DE FIGURAS	III
INTRODUCCION	I
OBJETIVO	2
I. MARCO TEORICO	3
A. Degradación anaerobia de desechos orgánicos	3
1. Rutas metabólicas	4
2. Microorganismos involucrados	6
3. Factores que afectan la degradación anaerobia	8
B. Adaptación de los microorganismos a ambientes extremos	10
1. Ambientes extremos	10
2. Actividad microbiana en ambientes extremos	11
3. Aclimatación a ambientes extremos	14
C. Disposición final de desechos sólidos en rellenos sanitarios	15
1. Origen de los rellenos sanitarios	15

2. Construcción de un relleno sanitario	16
3. Operación de un relleno sanitario	17
4. Los rellenos sanitarios en México	18
II. DEFINICION DEL PROBLEMA	20
1. El relleno sanitario de Bordo Poniente	20
2. Características del sitio	20
3. Problemas para la estabilización de Bordo Poniente	21
III. HIPOTESIS Y ESTRATEGIA	23
IV. MÉTODO	25
V. RESULTADOS Y DISCUSION	31
1. Caracterización de los lodos y sedimentos	31
2. Aclimatación de los lodos	36
3. Pruebas de biodegradabilidad en botellas	49
4. Pruebas de biodegradabilidad en columnas empacadas	60
VI. CONSIDERACIONES FINALES	64
VII. CONCLUSIONES	66
BIBLIOGRAFÍA	68
APÉNDICE	74

RESUMEN

Durante la última década en México se adoptó el sistema de relleno sanitario para la disposición final de desechos sólidos, donde éstos son degradados por la acción de microorganismos anaerobios presentes en el suelo de manera natural. El primer relleno sanitario que entró en operación fue el de Bordo Poniente que se encuentra ubicado en las inmediaciones del Lago de Texcoco. Por las características propias del sitio, se han generado problemas que afectan el adecuado funcionamiento del relleno, uno de ellos es el hundimiento del suelo, que ha ocasionado la elevación del manto freático y con ello la inundación de las capas de basura y la combinación de los lixiviados en el medio. Otro problema adicional, es la característica altamente salobre del manto freático, lo cual ha limitado la actividad de los microorganismos presentes en el sitio por lo que los desechos se encuentran solo parcialmente degradados.

Con base en lo anterior, se propuso obtener una biomasa anaerobia activa con capacidad para degradar desechos sólidos orgánicos en condiciones salobres. La meta que se persiguió fue proponer una alternativa biotecnológica para acelerar la degradación de los desechos sólidos orgánicos presentes en Bordo Poniente. Durante el desarrollo del estudio, se colectaron y caracterizaron cinco diferentes tipos de muestras de lodos y sedimentos provenientes de lugares con diferente salinidad y actividad microbiana. Estas se sometieron a incrementos graduales de materia orgánica y de cloruro de sodio, para cambiar su ambiente natural a las condiciones imperantes en Bordo Poniente. A lo largo del tratamiento se cuantificó la proporción de metano y bióxido de carbono producido y la relación de alcalinidades y pH. Posteriormente, se realizaron pruebas de biodegradabilidad en botellas donde se empleó una mezcla de basura orgánica como sustrato, en presencia de lixiviados obtenidos de Bordo Poniente.

Los resultados demostraron que las muestras con las mejores capacidades de degradación de basura orgánica en medio salobre, fueron los lodos obtenidos de un reactor anaerobio que trató aguas residuales los cuales fueron aclimatados a salinidad y carga orgánica, y los lodos obtenidos de un pantano que se encuentra en Bordo Poniente, que fueron aclimatados a carga orgánica.

LISTA DE TABLAS

No. Tabla		pag.
II.1.	Especies iónicas en sedimentos de la zona del Ex-Lago de Texcoco [Iturbe y col., 1993].	22
IV.1.	Carga orgánica inicial para cada muestra.	27
V.1.1.	Características de las muestras de lodos y sedimentos.	32
V.1.2.	Caracterización del lixiviado de Bordo Poniente.	35
V.2.1.	Condiciones de aclimatación de las muestras.	36
V.2.2.	Variación de la población de los diferentes grupos tróficos como resultado de la aclimatación a carga orgánica.	48
V.3.1.	Producción de metano obtenida en la prueba 1 de biodegradabilidad de basura.	50
V.3.2.	Contenido de las botellas empleadas en las pruebas de biodegradabilidad.	51
V.3.3.	Producción de metano en la prueba 2 de biodegradabilidad de basura a una carga orgánica de 0.1 gDQO/gSV.	54
V.3.4.	Producción de metano en la prueba 3 de biodegradabilidad de basura a una carga orgánica de 0.3 gDQO/gSV.	55
V.3.5.	Valores de pH obtenidos al final de la prueba 3 de biodegradabilidad de basura a una carga orgánica de 0.3 gDQO/gSV.	56
V.3.6.	Producción de metano en la prueba 4 de biodegradabilidad de basura a una carga orgánica de 0.2 gDQO/gSV.	56

LISTA DE FIGURAS

No. de figura		pag.
I.1.	Etapas del proceso de degradación anaerobia de la materia orgánica y principales géneros bacterianos involucrados [Stronach y col., 1986].	5
V.1.1.	Cuantificación de los grupos tróficos en la degradación anaerobia de la materia orgánica, determinados en las muestras de lodos y sedimentos.	34
V.2.1.	Evolución de la relación alfa en los lodos provenientes de un reactor anaerobio (R1) sometidos a incrementos de carga orgánica y salinidad.	38
V.2.2.	Perfil de pH y alcalinidad total del lodo proveniente de un reactor anaerobio (R1) durante la etapa de aclimatación a carga orgánica.	38
V.2.3.	Proporción de metano y bióxido de carbono en el biogás producido por los lodos provenientes de un reactor anaerobio (R1) durante la etapa de aclimatación.	39
V.2.4.	Evolución de la relación alfa en los lodos provenientes del estero Pargo (R2) sometidos a incrementos de carga orgánica.	39
V.2.5.	Perfil de pH y alcalinidad total del lodo proveniente del estero Pargo (R2) durante la etapa de aclimatación a carga orgánica.	40
V.2.6.	Proporción de metano y bióxido de carbono en el biogás producido por los lodos provenientes del estero Pargo (R2) durante la etapa de aclimatación a carga orgánica.	41

V.2.7.	Evolución de la relación alfa en los lodos provenientes del estero Santa Elena (R3) sometidos a incrementos de carga orgánica.	41
V.2.8.	Perfil de pH y alcalinidad total del lodo proveniente del estero Santa Elena (R3) durante la etapa de aclimatación a carga orgánica.	42
V.2.9.	Proporción de metano y bióxido de carbono en el biogás producido por los lodos provenientes del estero Santa Elena (R3) durante la etapa de aclimatación a carga orgánica.	42
V.2.10.	Evolución de la relación alfa en los lodos superficiales provenientes de Bordo Poniente (R4) sometidos a incrementos de carga orgánica.	44
V.2.11.	Perfil de pH y alcalinidad total de los lodos superficiales provenientes de Bordo Poniente (R4) durante la etapa de aclimatación a carga orgánica.	44
V.2.12.	Proporción de metano y bióxido de carbono en el biogás producido por los lodos superficiales provenientes de Bordo Poniente (R4) durante la etapa de aclimatación a carga orgánica.	45
V.2.13.	Perfil de pH y alcalinidad total de los lodos de 1 m de profundidad provenientes de Bordo Poniente (R5) durante la etapa de aclimatación a carga orgánica.	46
V.2.14.	Proporción de metano y bióxido de carbono en el biogás producido por los lodos de 1 m de profundidad provenientes de Bordo Poniente (R5) durante la etapa de aclimatación a carga orgánica.	47
V.3.1.	Producción de metano por R1 a una carga orgánica de 0.1 gDQO/gSV.	52

V.3.2.	Producción de metano por R4 a una carga orgánica de 0.1 gDQO/gSV.	53
V.3.3.	Producción de metano por R5 a una carga orgánica de 0.1 gDQO/gSV.	54
V.3.4.	Comparación de la producción de metano por las tres muestras de lodo a una carga orgánica de 0.3 gDQO/gSV.	55
V.3.5.	Comparación de la producción de metano de las tres muestras de lodo durante la prueba 4 de biodegradabilidad de basura a una carga orgánica de 0.2 gDQO/gSV.	57
V.3.6.	Producción de metano a partir de basura por la muestra R1 a diferentes cargas orgánicas (expresadas en gDQO/gSV).	58
V.3.7.	Producción de metano a partir de basura por la muestra R4 a diferentes cargas orgánicas (expresadas en gDQO/gSV).	59
V.3.8.	Producción de metano a partir de basura por la muestra R5 a diferentes cargas orgánicas (expresadas en gDQO/gSV).	59
V.4.1.	Apreciación de las columnas donde se realizó el experimento de biodegradabilidad de la basura.	61
V.4.2.	Proporción de metano en el biogás generado en las pruebas de biodegradabilidad de basura en columnas empacadas con suelo y lixiviados.	62
V.4.3.	Proporción de bióxido de carbono en el biogás generado en las pruebas de biodegradabilidad de basura en columnas empacadas con suelo y lixiviados.	62
V.4.4.	Producción de biogás durante las pruebas de biodegradabilidad en columna inoculada con R1.	63

INTRODUCCIÓN

La generación de residuos sólidos es resultado de las actividades que desarrolla el hombre. Antes de que se dedicara a la agricultura y convertirse en sedentario, la producción de residuos era mínima, además de que estos eran fácilmente degradados. Con la aparición de las grandes concentraciones humanas la generación de residuos sólidos ha ido en aumento, por lo que se recurrió a la práctica de tiraderos a cielo abierto, con lo que se originaron problemas importantes de salud y contaminación del ambiente. Dichos problemas obligaron al desarrollo de técnicas que impidieran el deterioro de los recursos naturales como el suelo, el aire y el agua. Así, los tiraderos de basura se sustituyeron por rellenos sanitarios, en donde los residuos se depositan en un suelo previamente acondicionado y se cubren con una capa de tierra al final de cada día, evitándose así, la dispersión de los contaminantes en el ambiente [Attal y col., 1992].

En los rellenos sanitarios los microorganismos se pueden desarrollar con facilidad debido a la presencia de materiales orgánicos biodegradables como carbohidratos, proteínas y lípidos. Sin embargo, la degradación de la materia orgánica depende de varios factores, tales como la composición y densidad del desecho, el contenido de agua, el tamaño de la partícula, la temperatura y el pH [Sánchez, 1992].

El contenido de agua juega un papel importante en las reacciones de degradación, ya que provee un ambiente apropiado para la actividad enzimática y la transferencia de nutrientes. El agua de lluvia se infiltra a través de las capas de desechos y suelo, arrastra materiales solubles, dando como resultado una solución conocida como

lixiviado, el cual puede contener metales pesados, compuestos orgánicos e inorgánicos, bacterias y virus [Sánchez, 1992].

En México, el sistema de rellenos sanitarios se empezó a practicar en 1985 a partir de que el Departamento del Distrito Federal inició un programa para el control y la prevención de la contaminación ambiental, con lo que se pusieron en marcha tres rellenos sanitarios: Bordo Poniente, Prados de la Montaña y Santa Catarina [Riosvelasco y Bárcenas, 1989].

A lo largo de la operación de Bordo Poniente, se han observado varios problemas los cuales han impedido que la etapa I, la primera que entró en funcionamiento, alcance su estabilización. Entre estos problemas se pueden citar los hundimientos del suelo, que han provocado que el agua del subsuelo, la cual tiene características salobres, haya alcanzado los residuos sólidos del relleno sanitario. Esto ha reducido la actividad microbiana y por lo tanto, los residuos sólidos se encuentran parcialmente degradados.

Dado que en la naturaleza existe un gran número de microorganismos que pueden sobrevivir y ser metabólicamente activos en ambientes extremos, es posible obtener una biomasa anaerobia activa en condiciones salobres y acelerar la degradación de los desechos orgánicos presentes en Bordo Poniente.

OBJETIVO

Obtener una biomasa anaerobia que acelere la degradación de desechos orgánicos bajo las condiciones salobres que imperan en el relleno sanitario Bordo Poniente.

I. MARCO TEÓRICO

A. DEGRADACIÓN ANAEROBIA DE DESECHOS ORGÁNICOS

Las primeras referencias respecto a la producción de biogás combustible (mezcla de CH_4 y CO_2 , principalmente) se remontan a épocas antiguas, con la descripción de los "fuegos fatuos" en zonas pantanosas, que corresponden muy probablemente a la combustión de gas metano obtenido por vía biológica. Sin embargo, las primeras descripciones científicas a este respecto aparecieron en los trabajos de Volta y Dalton (siglos XVIII y XIX), y fue a finales del siglo XIX que se asoció la metanogénesis con un proceso microbiológico [Calzada, 1990].

La degradación anaerobia de materia orgánica es un proceso bioquímico que se realiza en ausencia de oxígeno, bajo condiciones altamente reductoras. En su desarrollo intervienen microorganismos anaerobios estrictos y facultativos que degradan la materia orgánica hasta CH_4 y CO_2 , como productos finales.

En un relleno sanitario, inicialmente la degradación de los desechos orgánicos se lleva a cabo en condiciones aerobias, por la acción de bacterias facultativas. El proceso es de muy corta duración, se observa un aumento de temperatura, además

de que se genera bióxido de carbono (CO_2), agua (H_2O), nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-). A medida que el oxígeno se va agotando, se establecen las condiciones anaerobias [Sánchez, 1993]. Estos procesos de degradación lo realizan los microorganismos presentes en el suelo que se seleccionan de manera natural de acuerdo a las condiciones microambientales. La selección incluye el establecimiento de interacciones positivas entre las especies involucradas, lo cual facilita su sobrevivencia.

La composición química de la basura incluye principalmente carbohidratos complejos (celulosa, hemicelulosa, lignina y almidones), proteínas, lípidos y materia inorgánica, los cuales provienen de residuos vegetales, papel, metal, vidrio, textiles, plásticos y otros. De estos componentes, solamente los de origen orgánico son biodegradables. Químicamente son compuestos poliméricos que se conforman en tres grupos: carbohidratos, proteínas y lípidos [Rees, 1985].

1. RUTAS METABÓLICAS

En términos generales, el proceso de biodegradación en un relleno sanitario se realiza por vía anaerobia y contempla tres etapas: a) hidrólisis y fermentación, b) acetogénesis y c) metanogénesis. Las reacciones ocurren de manera secuenciada, de tal forma que los productos de unas reacciones son los sustratos de las siguientes reacciones. A continuación se describen las etapas del proceso de degradación anaerobia de la materia orgánica [Fig. I.1].

a) Hidrólisis y fermentación. Durante la hidrólisis, los compuestos de alto peso molecular se convierten en moléculas sencillas (monómeros), que son más fácilmente degradables. Este proceso se realiza mediante la acción de enzimas hidrolíticas como las amilasas, proteasas, celulasas, hemicelulasas, xilanasas, pectinasas, lipasas y fosfolipasas [Saval y Noyola, 1992]. Así, las proteínas se degradan a péptidos y aminoácidos, los carbohidratos a oligosacáridos y los lípidos a ácidos grasos de cadena larga o corta.

Posteriormente, mediante reacciones de desaminación se forman cadenas de ácidos carboxílicos, bióxido de carbono, amoníaco, amonio y los ácidos isovalérico e isobutírico. De los carbohidratos se genera hidrógeno, bióxido de carbono y los ácidos carboxílicos de cadena corta acético, propiónico, butírico, valérico y caprónico. Adicionalmente, mediante el mecanismo de β -oxidación, los lípidos y ácidos grasos de cadena larga son convertidos en glicerol, ácidos grasos volátiles, CO_2 e hidrógeno. Las reacciones posteriores a la hidrólisis ocurren muy rápido, de tal forma que casi simultáneamente se inicia la fermentación, proceso que se reconoce por la generación de CO_2 . Aquellas moléculas que no son fermentadas, se

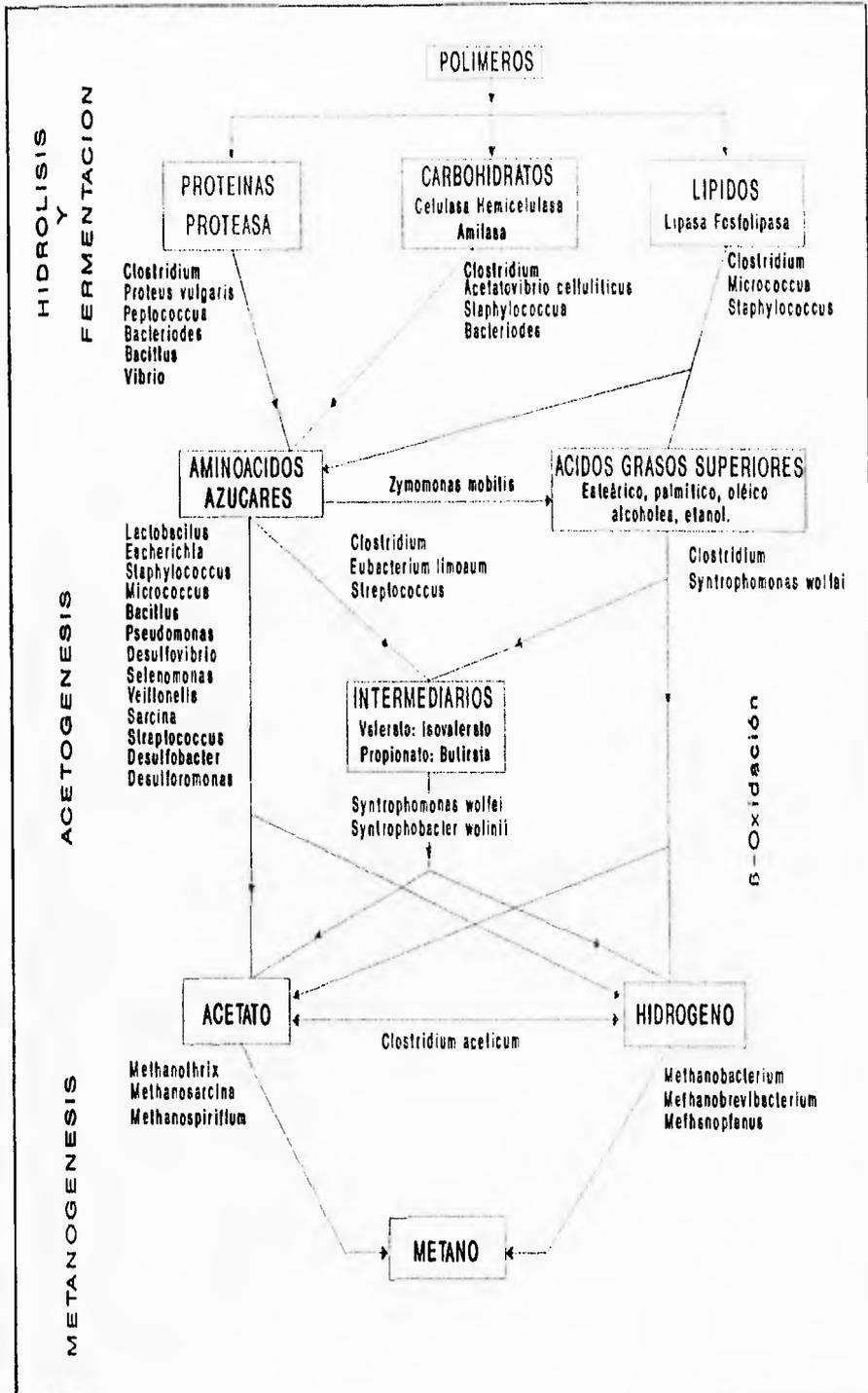


Fig. 1.1. Etapas del proceso de degradación anaerobia de la materia orgánica y principales géneros bacterianos involucrados [Stronach y col., 1986].

transforman intracelularmente en ácidos grasos volátiles durante la acidogénesis, que es la ruta de entrada para la metanogénesis.

Las reacciones involucradas en la hidrólisis y fermentación no constituyen un paso limitante durante la degradación anaerobia de la materia orgánica, debido a que no es fácilmente saturable y no depende en forma extrema del pH [Gujer y Zehnder, 1983].

b) Acetogénesis. En esta etapa los productos de la fermentación se convierten en acetato, hidrógeno y bióxido de carbono por un grupo de bacterias denominadas bacterias acetógenas productoras obligadas de hidrógeno. Estas bacterias mantienen una estrecha relación con aquellas que remueven el hidrógeno, las cuales son denominadas hidrogenófilas y son del grupo de las metanógenas. Dicha relación simbiótica se basa en la transferencia interespecie de hidrógeno mediante la cual se puede mantener un balance energético favorable para las reacciones de acetogénesis.

c) Metanogénesis. La última etapa del proceso la efectúan las bacterias metanógenas, las cuales producen un biogás constituido por metano y bióxido de carbono. Para que esto ocurra se requieren tres condiciones básicas: 1) anaerobiosis estricta, 2) condiciones reductoras y 3) ausencia de aceptores finales de electrones que compiten con los requeridos en la metanogénesis. En esta etapa actúan bacterias metanógenas que son las únicas que pueden transformar anaeróbicamente acetato e hidrógeno en metano [Guyot, 1992].

2. MICROORGANISMOS INVOLUCRADOS

En la degradación anaerobia de la materia orgánica participan diferentes tipos de bacterias, las cuales se clasifican en 5 principales grupos:

- Bacterias hidrolíticas y fermentativas
- Bacterias acetógenas productoras obligadas de hidrógeno (OHPA)
- Bacterias metanógenas acetoclásticas
- Bacterias metanógenas hidrogenófilas
- Bacterias sulfatorreductoras

Bacterias hidrolíticas y fermentativas. Los esfuerzos para identificar estos microorganismos se enfocaron principalmente en la hidrólisis de la celulosa, dada su importancia como fuente principal de biomasa. Pueden ser anaerobias facultativas o estrictas, entre ellas están *Acetovibrio cellulolyticus*, *Clostridium thermocellum*, *C. populetti*, *C. cellulolyticum*, además de los géneros *Bacteroides*, *Bacillus*, *Enterobacter*, *Acetobacter* e *Llyobacter* [Guyot, 1992].

Bacterias acetógenas productoras obligadas de hidrógeno. En la literatura internacional son conocidas como OHPA (Obligated Hydrogen Producing Acetogen). Dichas bacterias se pueden considerar como el paso clave para la eficiencia de la

metanogénesis, ya que son las responsables de la generación de la mayor parte del acetato requerido para la realización de este proceso. Gracias al descubrimiento de estas bacterias el esquema de degradación de materia orgánica se pudo resolver en las tres etapas descritas.

Las bacterias acetógenas transforman los productos de la fermentación en acetato, hidrógeno y bióxido de carbono. Son inhibidas por el H_2 que ellas mismas producen por lo que mantienen una estrecha relación con las bacterias metanógenas hidrogenófilas, las cuales remueven el H_2 producido de tal forma que su actividad no se ve inhibida.

Dentro de las bacterias OHPA se pueden citar *Syntrophomonas wolfei* que oxida ácidos grasos saturados de C_4 a C_8 [Mc Inerney y col., 1981], *Syntrophobacter wolnii* que oxida el propionato en acetato, CO_2 e hidrógeno [Boone y Bryant, 1980], *Clostridium bryantii* que oxida ácidos grasos saturados de C_4 a C_{11} [Stieb y Schink, 1985] y *Syntrophomonas sapovorans* que oxida ácidos grasos de C_4 a C_{18} y algunos insaturados [Roy y col., 1986].

Bacterias metanógenas acetoclásticas. Convierten el ácido acético en biogás que está compuesto por metano en mayor proporción, y CO_2 . Éstas son muy importantes para la digestión anaerobia de la materia orgánica, ya que el 73 % del metano producido proviene del acetato [Smith y Mah, 1966]. Existen dos géneros fundamentalmente: *Methanosarcina* y *Methanotherix*. *Methanosarcina* que tiene una baja afinidad por el acetato, tiene una $K_s = 250$ mg/l [Smith y Mah, 1980], puede ser inhibida por hidrógeno y formato [Guyot y Ramírez, 1989]. Las especies más representativas son: *M. barkeri*, *M. mazei* y *M. thermophila*. Las bacterias del género *Methanotherix*, anteriormente llamada *Methanosaeta* tienen mayor afinidad por el acetato, su K_s es de 30 mg/l, no utilizan el hidrógeno ni el formato y no son inhibidas por éstos. Las especies más representativas son *M. concilii* y *M. thermoacethofila* [Guyot, 1992].

Bacterias metanógenas hidrogenófilas. Estas bacterias están implicadas en la última etapa de la degradación anaerobia de la materia orgánica. Son bacterias anaerobias estrictas que exigen además de la ausencia de oxígeno, condiciones reductoras inferiores a 200 mV para su desarrollo y actividad. Obtienen su energía de la oxidación del hidrógeno en presencia de carbono como aceptor de electrones. La mayoría de las bacterias de este grupo pueden utilizar el formato como fuente de energía, pero no el acetato; algunas utilizan el acetato solamente como fuente de carbono. Dentro de este grupo se encuentran: *Methanobacterium formacicum*, *M. thermoautotrophicum*, *Methanospirillum hungatei* y *Methanobrevibacter* sp.

Las bacterias metanógenas, junto con las bacterias halófilas extremas y las termoacidófilas fueron clasificadas dentro de un grupo filogenéticamente distinto al de las Eubacterias, que es el de las Archaeobacterias, ya que su pared celular no contiene mureína y su membrana citoplásmica está constituida principalmente por hidrocarburos isoprenoides, en lugar de ésteres de glicerina y ácidos grasos, como el resto de las Eubacterias [Woese, 1981].

El hecho de que las bacterias metanógenas sólo vivan en ambientes libres de oxígeno y generen metano mediante la reducción del carbono, encaja perfectamente con las condiciones que se supone prevalecieron en la tierra primitiva, es decir, una atmósfera rica en carbono, un poco de hidrógeno y virtualmente sin oxígeno. Debido a esto, el nombre de Archaeobacteria alude al hecho de que estos organismos debieron dominar en la biósfera primitiva, pero al cambiar las condiciones, sus requerimientos de anaerobiosis las confinaron a un limitado número de nichos, en comparación a los que ocupaban anteriormente.

Bacterias sulfatorreductoras. Estas bacterias se caracterizan esencialmente por su capacidad para reducir los sulfatos (SO_4^-) a sulfuros de hidrógeno (H_2S). Existen básicamente dos grupos:

- grupo I: son capaces de oxidar parcialmente el lactato en acetato y bióxido de carbono, la mayoría puede utilizar etanol, pero no acetato. Las especies más representativas son *Desulfovibrio vulgaris* y *D. desulfuricans*.
- grupo II: en presencia de sulfatos realizan la oxidación de los ácidos grasos volátiles y de algunos compuestos aromáticos como el benzoato, o aún pueden crecer quimioautótrofamente en presencia de H_2 o formato como donadores de electrones, y CO_2 como única fuente de carbono. Los géneros representativos de este grupo son *Desulfobacter*, *Desulfococcus* y *Desulfosarcina*.

Cuando el medio contiene sulfatos, las bacterias sulfatorreductoras toman el lugar de las metanógenas debido a que la reacción es energéticamente más favorable, pero en ausencia de sulfatos, ciertas bacterias de sulfatorreductoras pueden establecer una relación sintrófica con las bacterias metanógenas hidrogenófilas, de la misma manera que las bacterias OHPA.

3. FACTORES QUE AFECTAN LA DEGRADACIÓN ANAEROBIA

Los principales factores que inciden en el proceso anaerobio, están íntimamente relacionados con aquellos parámetros cuyo control permite una mayor actividad

microbiana. Entre ellos están: temperatura, alcalinidad, pH y presencia de micronutrientes.

Temperatura

Es un factor que influye de manera importante el metabolismo anaerobio, debido a que, como en otros sistemas biológicos, la actividad de las enzimas involucradas es óptima solamente en un intervalo característico. Una baja temperatura ocasiona una baja actividad, mientras que un incremento de este parámetro afecta la estructura química de las enzimas y por lo tanto, el crecimiento y desarrollo de los microorganismos. Las bacterias metanógenas tienen temperaturas óptimas de 37°C, con límites entre 30 y 40°C, en la práctica el proceso se lleva a cabo a temperatura ambiente, aunque no con la misma eficiencia [Stronach y col., 1986].

pH

El pH igual que la temperatura, influye directamente sobre la actividad de las enzimas involucradas en la digestión anaerobia. La metanogénesis puede desarrollarse adecuadamente en un intervalo de pH comprendido entre 6.2 y 7.8, con un óptimo de 7.0 a 7.2; fuera de él, la degradación puede continuar aunque en forma menos eficiente. Un descenso en el pH se puede deber a un aumento en la producción de ácidos grasos volátiles (AGV's). La etapa más afectada del proceso anaerobio es la metanogénesis, ya que la velocidad de asimilación del sustrato de las bacterias metanógenas está influenciada por la presencia de H₂ en el medio, el mantener una baja concentración de H₂ en el medio es esencial para el metabolismo de los AGV's formados [Rojas, 1988].

Alcalinidad

La capacidad amortiguadora de un sistema se conoce como alcalinidad, la cual permite mantener el pH en un intervalo adecuado, esto ocurre principalmente por la acumulación de las sales de los ácidos orgánicos y también por las bases débiles o fuertes. Los bicarbonatos son la principal forma de alcalinidad en un sistema anaerobio, se forman en grandes cantidades por la disolución del CO₂. Si el sistema cuenta con una buena capacidad amortiguadora durante la etapa acidógena, podrá resistir la acumulación de AGV's sin un excesivo descenso en el pH [Rojas, 1988]. Este parámetro es fundamental para asegurar el funcionamiento de un proceso anaerobio, por lo que cuando no existe una buena capacidad amortiguadora en el sistema, se adiciona bicarbonato de sodio para aumentarla [Saval y Noyola, 1992].

Nutrientes

Como en todo proceso biológico, la degradación anaerobia requiere de ciertos elementos que son indispensables para la síntesis y actividad celular. La presencia

de los nutrientes requeridos a una concentración adecuada, aumenta la actividad microbiana y la limitación de éstos durante un largo periodo, puede provocar fallas en el sistema.

El fósforo y el nitrógeno se consideran los nutrientes más importantes, ya que participan en la síntesis de proteínas y de ácidos nucleicos. Cuando éstos se encuentran en concentraciones limitantes, se deben adicionar al sistema, lo cual se hace generalmente en forma de sales [Rojas, 1988].

Teóricamente es posible calcular la cantidad de nutrientes necesarios para que la degradación anaerobia ocurra de una manera eficiente. Noyola [1993], recomienda una relación DQO:NH₄⁺:PO₄³⁻ de 5:1:0.2.

Micronutrientes

Las bacterias metanógenas requieren algunos micronutrientes como Ni²⁺, Fe³⁺ y Co²⁺ en concentraciones más altas que en otros organismos. También requieren de molibdeno, tungsteno y selenio, que son esenciales para la metanogénesis, ya que forman parte estructural de las enzimas involucradas [Speece, 1983].

B. ADAPTACIÓN DE LOS MICROORGANISMOS A AMBIENTES EXTREMOS

1. AMBIENTES EXTREMOS

Los microorganismos habitan en la mayoría de los ambientes de la tierra, desde las profundidades del mar hasta lo más alto de las montañas, desde la Antártida hasta las más calientes arenas del desierto. Así, los microorganismos han desarrollado estrategias que les han permitido sobrevivir en ambientes muy poco favorables para ellos, es decir, en ambientes extremos. Un ambiente considerado como extremo se define como aquel que no les brinda a los microorganismos que habitan en él, las condiciones óptimas de temperatura, pH, salinidad, presión y concentración de nutrientes para permitirles un buen desarrollo y crecimiento [Reed, 1989].

En todos los tipos de ambientes extremos se observa que, a medida que las condiciones son más exigentes, existen microorganismos que ocupan de forma exclusiva nichos ecológicos más extremos. Grand y Long [1989], mencionan que la estabilidad de la membrana de los microorganismos de ambientes extremos es un aspecto importante para sobrevivir, por ejemplo, los microorganismos de ambientes de alta temperatura (más de 60°C) llamados termófilos, presentan una membrana con lípidos de elevado punto de fusión, mientras que los de baja temperatura (de 0 a 5°C)

conocidos como psicrófilos, contienen una mayor proporción de lípidos líquidos a temperaturas bajas.

En el caso de las bacterias marinas, Campbell [1987], menciona que éstas tienen varias formas de responder a la salinidad que alcanza valores de 3.5% como cloruro de sodio. Por ejemplo, un microorganismo puede no ser tolerante y morir, reacción que se presenta en la mayoría de las especies de agua dulce, especialmente si el cambio a salinidad completa es repentino. Además, el microorganismo puede tolerar un intervalo de salinidades, pero crece mejor a niveles inferiores, caso en el cual se les llama halotolerantes. El otro caso es cuando existe un requerimiento de condiciones salinas, ya sea por el ión sodio o por razones osmóticas para su desarrollo, estos microorganismos son los halófilos obligados. Algunos de ellos crecen solamente dentro de un estrecho intervalo de salinidades y se les conoce como estenohalinos. Los microorganismos halófilos necesitan generalmente ciertas cantidades de iones Na^+ , además de Cl^- . Rheinheimer [1982], ha establecido que una de las funciones más importantes del sodio es la de transportar sustancias al interior de la célula, ya que activa las proteasas de la pared celular.

Por lo general, todas las bacterias marinas son organismos anaerobios facultativos y se desarrollan mejor en presencia de oxígeno, aunque hay relativamente pocas especies aerobias estrictas. Las bacterias marinas crecen más despacio que la mayoría de las terrestres, ya que cuando se cultivan en placas de agar con medio de suelo, las colonias se pueden contar entre 2 y 7 días. Mientras que, cuando se cultivan en medio con agua del mar o sedimento marino no se consigue obtener el número máximo de colonias visibles hasta que transcurren de 14 a 18 días [Rheinheimer, 1982].

2. ACTIVIDAD MICROBIANA EN AMBIENTES EXTREMOS

El crecimiento y multiplicación de los organismos son parámetros decisivos de competencia en cualquier ambiente. Las regiones geotérmicas, las polares, las fuentes ácidas o alcalinas y las profundidades oceánicas de gran presión y bajas temperaturas, son poco adecuadas para la mayoría de las formas de vida; no obstante, existen organismos que sobreviven en estas condiciones [Grant y Long, 1989].

La temperatura como ambiente extremo

Las temperaturas extremas determinan un marcado estrés sobre los microorganismos que carecen de medios para impedir que sus temperaturas internas igualen a la

externa. Los microorganismos requieren de temperaturas óptimas para mantener un desarrollo adecuado, algunos pueden desarrollarse a temperaturas cercanas a 0 °C (psicrófilos); otros lo hacen a 40 °C (mesófilos), mientras que otros lo harán a 100°C (termófilos) [Atlas y Bartha, 1993].

El pH como ambiente extremo

Generalmente, los valores de pH muy altos (mayores a 10) o muy bajos (menores a 3) pueden ser inhibitorios para la mayoría de los microorganismos. Los ambientes extremadamente ácidos se asocian comúnmente con altas concentraciones de sulfuros, como los manantiales geotérmicos, se deriva de la oxidación de sulfuros metálicos por acción de las bacterias sulfatorreductoras.

La información sobre los hábitats alcalinos es escasa, ya que son menos frecuentes. Los ambientes artificiales de pH superior a 10 incluyen los residuos de las fábricas de cemento, que pueden exceder el pH de 12, así como algunos desechos alcalinos de la industria alimentaria. La mayoría de los entornos naturales con pH extremo son los lagos y desiertos bicarbonatados.

La salinidad como ambiente extremo

Los microorganismos que se desarrollan en ambientes salinos presentan problemas de elevado estrés iónico y osmótico, altas concentraciones de sal tienden a romper la estructura primaria de las proteínas, la cual es esencial para la actividad enzimática [Atlas y Bartha, 1993]. Los microorganismos halotolerantes y halófilos tienden a eliminar de su interior el ión sodio y mantienen un balance osmótico en su ambiente. Por ejemplo el alga verde *Dunaliella* mantiene en su interior altas concentraciones de glicerol, mientras que *Halobacterium* mantiene su balance osmótico con cloruro de potasio, ya que sus ribosomas requieren altas concentraciones de iones potasio para estabilizarse y mantener su actividad, pero se inactivan a bajas concentraciones de sales.

La presión hidrostática como ambiente extremo

En los ambientes marinos la variable más importante es la presión hidrostática, la cual depende de la profundidad. La presión hidrostática en el océano se incrementa cerca de 1.033 kg/cm², por cada 10 m de profundidad [Matsumura y Marquis, 1977; Sharp y Munster, 1986]. Sin embargo, en las zonas más profundas, el aumento de la presión es mayor a esta cifra, puesto que el agua del fondo es comprimida por la de las capas más superficiales [Morita, 1986].

La presión promedio en el fondo del océano, de 380 kg/cm², es inhibitoria para el crecimiento de muchas bacterias, no obstante, se han encontrado en el fondo marino bacterias capaces de sobrevivir a las presiones que ahí prevalecen.

De acuerdo a la sensibilidad de los organismos a la presión, Sharp y Muster [1986] definen tres especies: las barófilas obligadas, que crecen únicamente a elevadas presiones; barotolerantes, que se desarrollan entre 1 y 600 kg/cm² y especies barosensitivas, que no pueden crecer ni sobrevivir a presiones mayores a 1 kg/cm².

Para algunos microorganismos eucariontes, la principal determinante de la barotolerancia parece ser la disgregación de estructuras microtubulares [Marsland, 1970], la cual resulta en la pérdida de la motilidad e inhibición de la división celular [Matsumura y Marquis, 1977]. En el caso de organismos procariontes, que no contienen microtubulos, la inhibición del crecimiento por efecto de la presión hidrostática se presenta en otros procesos biosintéticos importantes. El proceso más barosensible es la síntesis de proteínas, por tanto, la falta de crecimiento es el reflejo de su inhibición [Landau, 1970].

Los compuestos xenobióticos como ambiente extremo

Cuando se trata de nuevos sustratos, es generalmente reconocido que las poblaciones microbianas se adaptan mediante tres mecanismos: inducción, represión catabólica y mutaciones genéticas.

Inducción. Se refiere a una serie de procesos por los cuales los microorganismos producen enzimas específicas para sustratos particulares, únicamente cuando éstos están presentes. El ejemplo más citado es la síntesis de la enzima β -galactosidasa que degrada el disacárido lactosa, la cual se induce cuando la lactosa está presente en el medio, su concentración aumenta y se mantiene, en tanto que el inductor está presente [Ayala, 1984].

Represión catabólica. Este proceso se da cuando uno de los productos de la reacción enzimática inhibe la actividad de la primera enzima de la vía catabólica que le dio origen. El modelo teórico clásico se explica a través de la biología molecular del operón *lac* en *Escherichia coli* cuando crece en un medio con lactosa, que es un dímero de glucosa y galactosa. Este modelo establece que la interacción que se realiza entre proteínas reguladoras con secuencias específicas de DNA, *lac* es una proteína reguladora que reconoce y se une fuertemente a una secuencia operadora específica, que es el operón *lac* y le impide iniciar la expresión de los genes cuando en el medio está presente la glucosa. Cuando ésta se agota, y aún hay lactosa, un

inductor se une al represor y éste libera al operador, lo que permite la transcripción de los genes *lac* y la síntesis posterior de las proteínas *lac* [Lehninger, 1986].

Mutaciones genéticas. Una de las características que les permite a los microorganismos degradar nuevos sustratos o adaptarse a nuevos ambientes son las mutaciones (espontáneas o inducidas), ya que les confieren capacidades de sintetizar nuevas enzimas y degradar sustancias particulares, o también para desarrollarse en ambientes donde antes no lo podían hacer.

Las capacidades metabólicas de los microorganismos pueden ser alteradas por adiciones o pérdidas en el DNA; sea por plásmidos, fagos y mediante secuencias genéticas transportables llamadas transposones, las cuales son secuencias genéticas o varios genes arreglados de una manera lineal, que abandonan su posición original y se trasladan a otra posición del genoma. Esta capacidad se la otorgan cada uno de sus extremos llamados secuencias de inserción, con las que pueden insertarse en distintos sitios. Las deleciones son mutaciones donde se pierde un segmento de la secuencia genética y generalmente son letales, ya que la mayoría de los genes que se pierden son indispensables para el desarrollo de un organismo.

3. ACLIMATACIÓN A AMBIENTES EXTREMOS

Los microorganismos tienen la capacidad de aclimatarse a una gran variedad de ambientes distintos, la cual les permite soportar condiciones distintas a las de su hábitat natural para continuar su desarrollo y crecer. En dicho desarrollo, los microorganismos precisan un gran número de enzimas, las cuales desempeñan un papel fundamental durante el proceso de aclimatación. Los cambios hacia un ambiente extremo al que vayan a ser sometidos los microorganismos deben hacerse paulatinamente, de manera escalonada o lineal, pero muy lentamente, para dar oportunidad a que los microorganismos se acostumbren a una nueva forma de sobrevivencia. Es conveniente evitar cambios repentinos que rebasen la capacidad de respuesta de los microorganismos.

Los microorganismos presentes en ambientes extremos son aquellos que se han seleccionado de manera natural para poder sobrevivir, e incluso desarrollarse bajo las condiciones que dichos ambientes les han impuesto. Dicha selección natural se ha realizado a través de un proceso gradual, el cual ha tomado muchos años.

C. DISPOSICIÓN FINAL DE DESECHOS SÓLIDOS EN RELLENOS SANITARIOS

1. ORIGEN DE LOS RELLENOS SANITARIOS

Un relleno sanitario es el método de disposición final de desechos municipales urbanos más completo y de menor costo en inversión que existe [Trejo, 1994]. Los antecedentes de los actuales rellenos sanitarios se remontan, según el mismo autor, por lo menos a los tiempos bíblicos. En las excavaciones de Kouloure en Chosos, antigua capital de Creta, se encontraron trazas de mezclas de basura y fango, así como residuos que habían sido enterrados. También se sabe, que alrededor de 1910 en Estados Unidos, la basura se usó como relleno de hondonadas. Algunos autores atribuyen la aplicación del método de relleno sanitario, tal y como se conoce actualmente, a los ingenieros ingleses J. C. Dawes y M. Call quienes lo utilizaron por primera vez en Bradford Inglaterra, durante los años veinte, como un método de disposición final de la basura que se generaba en dicha ciudad a un bajo costo y en una área muy pequeña.

En la década de los cuarenta, el método de relleno sanitario se difundió ampliamente en todo el mundo y actualmente es el más popular, aunque se prevé que en el futuro dejará de serlo debido a las dificultades para encontrar terrenos adecuados a distancias que resulten económicas para el transporte de la basura.

Actualmente, el sistema de rellenos sanitarios en los países desarrollados es un elemento fundamental como sistema de control de residuos sólidos. Por ejemplo, Estados Unidos, Alemania y Francia emplean el relleno sanitario en un 73, 52 y 48%, respectivamente, combinado con otras alternativas de tratamiento como la incineración, el composteo y el reciclaje [Sánchez, 1992].

A pesar de la gran aplicación que han tenido los rellenos sanitarios en el mundo, en América Latina el método más común para la disposición final de residuos sólidos sigue siendo el uso de los "tiraderos a cielo abierto". Según la Organización Mundial de la Salud (OMS), solo el 30% de la basura que se genera en América Latina se dispone de forma controlada en rellenos sanitarios y el resto en tiraderos a cielo abierto. Sin embargo, para la misma región la OMS reporta que de 1980 a 1990 la utilización del relleno sanitario ha tenido un avance significativo [Sánchez, 1992].

2. CONSTRUCCIÓN DE UN RELLENO SANITARIO

Varios son los criterios que se consideran para la construcción de un relleno sanitario. Dichos criterios están en función de prevenir la contaminación por la degradación de los residuos sólidos y deben establecer la manera de dirigir su construcción, la funcionalidad y los programas de control y monitoreo que necesita un relleno sanitario para operar adecuadamente. Así, cuando un relleno sanitario está en óptimas condiciones de operación, se controlan los malos olores e incendios, se minimizan los problemas de contaminación de aire, agua y suelo con la opción de aprovechar el biogás generado, además de que es posible recuperar la superficie al final de las operaciones [Murillo, 1992].

Durante la construcción de un relleno sanitario se deben considerar varios criterios que aseguren un mínimo impacto sobre el ambiente. Por ejemplo, para evitar la migración de contaminantes derivados de la degradación de residuos sólidos hacia el subsuelo, se debe considerar un tipo de impermeabilización adecuada para la base y las paredes del sitio, la cual puede realizarse mediante membranas naturales o artificiales que eviten al máximo la infiltración del agua de lluvia al relleno sanitario. Previamente, se deben realizar cálculos para conocer el volumen de producción de lixiviados con el fin de diseñar la infraestructura hidráulica necesaria para su manejo tomando en cuenta los escurrimientos pluviales [Sánchez, 1992].

Ventajas de los rellenos sanitarios

Debido a la variación de las características que presentan los residuos sólidos, según la fuente que los genera, el relleno sanitario se presenta como una alternativa que recibe los excedentes de residuos que no es posible darles algún tratamiento para su reuso. Como ya se mencionó anteriormente, la operación de un relleno sanitario es a bajo costo, su inversión inicial es baja comparada con otros métodos de disposición final, se puede empezar a operar en poco tiempo, puede recibir todo tipo de desechos sólidos eliminando la necesidad de separarlos, además, requiere muy poco personal y equipo adicional para disponer de mayores cantidades de basura y una vez terminado el proceso el terreno se puede habilitar para campos deportivos, aeropuertos, estacionamientos o zonas recreativas [Trejo, 1994].

Por las características anteriormente descritas, los rellenos sanitarios resultan perfectamente compatibles con cualquier esquema de control de residuos sólidos, propia de países en vías de desarrollo o con alto nivel de tecnificación [Sánchez, 1993].

Desventajas de los rellenos sanitarios

Es claro que el relleno sanitario puede generar problemas ambientales tanto en sus diferentes etapas de construcción como en su operación. Estos problemas son en su mayoría originados por agentes externos al propio relleno; ejemplo de ello es el ruido y los gases generados por los equipos y máquinas en continuo movimiento o bien, los polvos y partículas generadas en las zonas de mayor movimiento de materiales. Pero los problemas de mayor riesgo son los lixiviados y el biogás generados, los cuales son productos del proceso de biotransformación y estabilización que sufren los residuos sólidos dentro del relleno sanitario. El biogás es una mezcla de los gases generados por la descomposición anaerobia de los residuos sólidos, el que se encuentra en mayor proporción es el metano, seguido del bióxido de carbono. Por su volatilidad, este biogás puede migrar fuera de los sitios donde se genera, y por su composición puede ocasionar explosiones y/o incendios [Sánchez, 1993].

Por lo que respecta a los lixiviados, éstos se producen principalmente al paso del agua de lluvia a través de los estratos de los residuos sólidos que se hallan en fase de descomposición anaerobia, arrastrando a su paso componentes biológicos en suspensión como bacterias, virus, materia orgánica degradable y recalcitrante, así como compuestos inorgánicos. Estos elementos son los que dan las características contaminantes a los lixiviados, haciéndolos agresivos al ambiente por las elevadas concentraciones de materia orgánica que presentan. Debido a esto, los riesgos de contaminación hacia los mantos acuíferos son muy importantes, ya que pueden rebasar los estándares permisibles establecidos para el aprovechamiento de dichos acuíferos [Rees, 1985].

3. OPERACIÓN DE UN RELLENO SANITARIO

Existen varios factores que afectan la operación de un relleno sanitario. Por eso deben ser considerados al planear un sistema de disposición eficiente. La adecuada operación de un relleno sanitario se inicia con la fase de planeación y diseño, ya que se deben considerar las mediciones diarias de los factores que implican un mayor riesgo para el ambiente como son el biogás y los lixiviados. Así, el relleno sanitario debe contar con la infraestructura necesaria como pozos de monitoreo de biogás y con pozos para lixiviados. Trimestralmente se debe llevar a cabo un programa de monitoreo del sitio, determinando principalmente flujo, presión, explosividad y composición de biogás; así como flujo y composición de lixiviados. También se deben realizar mediciones eventuales de otros parámetros como el ruido ambiental, microorganismos en el ambiente circundante, temperatura en los pozos de monitoreo y condiciones meteorológicas [Sánchez, 1993]. Establecer un control cartográfico para contar con un banco de información histórica es otra actividad también

importante, ya que permite identificar la fecha en la que los depósitos de basura fueron confinados dentro de las celdas del relleno [Sánchez, 1993].

Un relleno sanitario en plena operación pareciera estar siempre en construcción, aunque su verdadera peculiaridad es la de combinar una operación permanente con eventuales procesos constructivos cuando se concluyen etapas de trabajo o cuando se rehabilitan zonas nuevas. Para proteger el ambiente, los desechos se esparcen formando estratos delgados, se compactan y se reducen al volumen más pequeño y se cubren con tierra al final de cada jornada. Así, los desechos y la tierra compactados constituyen una capa, una serie de capas contiguas unas a otras forman una elevación o montículo y una o más elevaciones constituyen un relleno sanitario. No hay reglas determinadas para la altura de la capa, pero la de 2.50 m se considera más común. Hay rellenos sanitarios que manejan más o menos 230 toneladas diarias y que tienen capas con menos de la mitad de la altura citada [Caterpillar, 1991].

Para saber la cantidad de basura que ingresa diariamente al relleno sanitario y saber cuales van a ser sus necesidades, es importante establecer criterios de medición. Estos datos se obtienen al pesar los desechos cuando entran al relleno, así se sabe el volumen de las capas que se forman con desechos y la cantidad de material de cobertura a utilizar, por lo que la instalación de básculas es parte importante de la operación de un relleno.

Otro factor importante en la operación de un relleno es la selección adecuada de la maquinaria de trabajo, la cual será específica para cada una de las etapas, por ejemplo, al manipular y compactar los residuos, al excavar y transportar el material de cobertura, al para esparcir, compactar y tender diariamente la capa final, o bien para realizar los trabajos generales de limpieza [Caterpillar, 1991].

4. LOS RELLENOS SANITARIOS EN MÉXICO

La técnica de relleno sanitario como disposición final de desechos sólidos, se está utilizando ya en varios países. En México, este sistema se ha venido practicando desde 1985, a partir de que el Departamento del Distrito Federal inició un programa para el control y la prevención de la contaminación ambiental, clausurando los tiraderos a cielo abierto que existían desde varios años atrás. En el mismo año se firmó un convenio con la Comisión del Lago de Texcoco de la SARH, con el objeto de llevar a cabo la operación del relleno sanitario Bordo Poniente en la zona federal del ex-Lago de Texcoco. Este cuenta con una superficie de 233 hectáreas y recibe actualmente 2,700 toneladas al día de basura provenientes de las delegaciones

Azcapotzalco, Iztacalco, Gustavo A. Madero, Venustiano Carranza, parte de Iztapalapa y Cuauhtémoc [Riosvelasco y Bárcenas, 1989].

Para establecer sitios alternos que permitieran continuar con el depósito de los desechos sólidos generados en la zona poniente, se seleccionó otro sitio, denominado Prados de la Montaña. En este sitio se estableció un sistema de operación que permitiera la selección de desechos sólidos por parte de grupos de pepenadores, tarea que se lleva a cabo de 6 de la mañana a 7 de la noche. De esta manera, la compresión y cobertura de los desechos se efectúa durante la noche. Prados de la Montaña cuenta con una superficie de 22.6 hectáreas y recibe 1,700 toneladas al día provenientes de las delegaciones Cuajimalpa, Magdalena Contreras, Alvaro Obregón, Miguel Hidalgo, parte de la Benito Juárez y Cuauhtémoc [Riosvelasco y Bárcenas, 1989].

En el kilómetro 19.5 de la autopista México-Puebla se estableció un relleno sanitario más, denominado Santa Catarina, con un sistema de operación similar al utilizado en Prados de la Montaña. Cuenta con una extensión de 35.2 hectáreas y recibe un promedio de 2,200 toneladas al día de desechos generados en las delegaciones Benito Juárez, Iztapalapa, Cuauhtémoc, Coyoacan, Xochimilco, Tláhuac y Milpa Alta [Riosvelasco y Bárcenas, 1989].

A partir de 1989, el 70% de los desechos sólidos colectados en el Distrito Federal se han depositado en rellenos sanitarios, mientras que el 30% restante en tiraderos a cielo abierto. Se tiene planeado operar otros rellenos sanitarios en el mediano plazo, principalmente al Sur y Oriente de la ciudad, de forma tal que se siga contando con sitios estratégicos para la adecuada disposición de los desechos sólidos, una vez que los actuales lleguen al término de su vida útil.

III. DEFINICION DEL PROBLEMA

1. EL RELLENO SANITARIO DE BORDO PONIENTE

El relleno sanitario Bordo Poniente ubicado en las inmediaciones del ex-Lago de Texcoco, cuenta con cuatro etapas de operación: la etapa I con 50 hectáreas, inició sus operaciones hace aproximadamente diez años, la etapa II con 60 hectáreas se inició hace siete años y la III actualmente en operación, cuenta con una extensión aproximada de 120 hectáreas.

Por la falta de espacios adecuados para la construcción de rellenos sanitarios para la ciudad de México, se contempló el desarrollo de la etapa IV dentro de la misma zona federal, la cual tiene una extensión aproximada de 400 hectáreas y próximamente entrará en operación. A pesar de ser una amplia superficie, se considera suficiente para alojar los desechos sólidos que se generan en el D.F. por un período de solamente diez años [Iturbe y col., 1993].

2. CARACTERÍSTICAS DEL SITIO

Iturbe y col., [1993] mencionan que los sedimentos lacustres en la zona del Lago de Texcoco presentan altas concentraciones de cloruro de sodio (NaCl) y de bicarbonato de sodio (Na_2HCO_3), el agua del nivel freático sirve como fuente de extracción para obtener bicarbonato de sodio.

En las arcillas del lugar se detectan abundantes restos de materia orgánica descompuesta proveniente de plantas que se desarrollaron en distintas épocas del lago. Los sedimentos están formados por un espesor de arcilla de 60 a 70 m con capas intermedias de 5 a 10 m de material limo arenoso las que describen como "capas duras".

El Lago de Texcoco que originalmente cubría el Valle de México, en realidad era una serie de lagos que se unían formando un mismo cuerpo de agua durante la temporada de lluvias. De los cinco lagos que formaban el sistema, el Lago de Texcoco se encontraba en la porción topográficamente más baja y recibía el drenaje de los otros lagos, los cuales se fueron secando progresivamente y la intensa evaporación, aunada al hecho de que el Lago de Texcoco no tiene salida natural, propició su salinización. Otro proceso que contribuyó a la salinización del lago pudo haber sido la actividad hidrotermal de la zona y el depósito de ceniza volcánica, que enriquecieron el agua del lago con cloruros y carbonatos de sodio [Turbe y col., 1993].

En la Tabla II.1 se muestra la concentración de algunos iones que se han encontrado en los sedimentos de la zona del ex-Lago de Texcoco.

3. PROBLEMAS PARA LA ESTABILIZACIÓN DE BORDO PONIENTE

Durante las etapas I y II del relleno sanitario no se realizó un diseño especial que evitara la migración de lixiviados al subsuelo, debido a que se consideró que la baja permeabilidad del material arcilloso de la zona era suficiente como para impedir dicha migración. Sin embargo, debido a las condiciones de compresibilidad del subsuelo y al peso de la basura, en dichas etapas se han observado dos problemas que han impedido su adecuado funcionamiento. Uno de ellos es el hundimiento del suelo que ha generado grietas y el nivel freático ha alcanzado las capas de basura, por lo que ésta se encuentra sumergida. El otro problema es la característica altamente salobre del nivel freático, lo que ha provocado que la actividad de los microorganismos involucrados en la degradación de los residuos sólidos se vea afectada negativamente y los desechos se encuentren solo parcialmente degradados, situación que ha retrasado la estabilización del relleno sanitario.

Tabla II.1.
 CONCENTRACIÓN DE ALGUNOS IONES EN SEDIMENTOS
 DE LA ZONA DEL EX-LAGO DE TEXCOCO*

ESPECIES IONICAS	mg/l
Cl ⁻	47 730
SO ₄ ⁼	30
Na ⁺	51 840
K ⁺	5 952
Mg ⁺⁺	1.33
alcalinidad total	80 570

Fuente: Iturbe y col.,[1993].

III. HIPÓTESIS Y ESTRATEGIA

En varios trabajos se reporta actividad metanógena en esteros hipersalinos [Ronald y col., 1986] y en sedimentos marinos [Sowers y Ferry, 1983], donde la concentración de sales, medida como NaCl, alcanza los 35 g/l. Por otro lado, Lema y col.[1988] evaluaron la eficiencia de remoción de materia orgánica de un agua residual de productos pesqueros en filtros anaerobios de flujo ascendente, donde alcanzaron eficiencias de remoción de materia orgánica aproximadas al 75%. Estos antecedentes, que se relacionan con la degradación de materia orgánica en ambientes salinos por la vía metanógena, sugieren la posibilidad de obtener una biomasa anaerobia con capacidad de acelerar la degradación de los desechos orgánicos sólidos en las condiciones existentes en el relleno sanitario Bordo Poniente y contribuir de esta manera a su rápida estabilización.

La estrategia que se siguió para cumplir con el objetivo de este trabajo fue inicialmente obtener muestras de lodos o sedimentos de diversos sitios donde prevalecieran las condiciones anaerobias y aporte de materia orgánica; algunas de ellas también se encontraban bajo condiciones salobres. Todas las muestras se analizaron y posteriormente, mediante técnicas de aclimatación, se lograron unificar las condiciones microambientales en todas las muestras empleadas, específicamente salinidad (medida como cloruro de sodio) y anaerobiosis (medida por generación de metano), con aumentos escalonados en el suministro de carga orgánica (solución nutritiva a base de melaza) y concentración de NaCl, según correspondiera a cada muestra.

Una vez alcanzadas las máximas condiciones toleradas para cada muestra, se practicaron pruebas de biodegradabilidad de basura orgánica mezclada con lixiviados en pequeñas botellas serológicas.

Finalmente, aquellas muestras que presentaron buena actividad degradadora se utilizaron para inocular columnas empacadas con suelo de Bordo Poniente y capas de basura intercaladas en presencia de lixiviados tratando de simular las condiciones imperantes en el relleno sanitario.

IV. MÉTODO

El desarrollo experimental se realizó en cuatro etapas, la primera correspondió a la obtención y caracterización de las muestras, la segunda a la aclimatación, la tercera etapa a las pruebas de biodegradabilidad en botellas y la cuarta a las pruebas en columnas empacadas con suelo, basura y lodos.

ETAPA 1. OBTENCIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE LAS MUESTRAS

Las muestras con las que se realizó el trabajo fueron las siguientes: la muestra 1 corresponde a lodos de purga de un reactor anaerobio, el cual se utilizaba para tratar aguas residuales de tipo doméstico. La muestra 2 se colectó en el Estero Pargo, Ciudad del Carmen, Campeche, un estero hipersalino con actividad metanógena [Romero, 1993]. La muestra 3 fue obtenida en Santa Elena, Oaxaca, en un estero alimentado por un río de temporal. Las muestras 4 y 5 se obtuvieron de un pantano ubicado dentro del relleno sanitario Bordo Poniente. La diferencia entre las dos muestras es que la muestra 4 se tomó de la parte superficial, en tanto que la muestra 5 se colectó aproximadamente a 1 m de profundidad. Para el muestreo de los sedimentos de esteros se utilizó un nucleador de acrílico de 20 cm de diámetro, mientras que las muestras 4 y 5, se tomaron con un muestreador de acero inoxidable tipo cubeta sujetado por una cuerda.

Adicionalmente se colectaron muestras de lixiviados de la etapa I del relleno sanitario Bordo Poniente, que sirvieron como medio durante las pruebas de biodegradabilidad.

Para la caracterización de las muestras se utilizaron las técnicas analíticas que rutinariamente se manejan en el laboratorio, tales como sólidos totales (ST), sólidos fijos (SF), sólidos volátiles (SV), pH, salinidad, número más probable (NMP) y alcalinidad, además de algunas especies iónicas.

ETAPA 2. ACLIMATACIÓN DE LAS MUESTRAS

Las muestras fueron transferidas a columnas de vidrio cilíndricas, construidas tomando en cuenta las necesidades, tanto para la alimentación de sustratos como para la toma de muestras de lodo y biogás. Las cinco columnas tenían partes desmontables, sus dimensiones 40 cm de altura y 9 cm de diámetro interno, lo que dió un volumen total de 2.5 l. Se colocaron tapas bridadas de acrílico tanto en la parte superior como en la inferior de las columnas, se atornillaron adecuadamente para evitar cualquier fuga. La tapa superior tenía una entrada con tapón roscado y sello de hule con orificio para tomar muestras del biogás generado. Las muestras de lodos fueron tomadas con una pipeta despuntada retirándose para ello, el tapón roscado. La Fig. IV.1. muestra un esquema de las columnas empleadas.

En cada columna se colocaron 1800 ml de muestra, se hicieron pruebas preliminares antes de establecer la carga inicial para no poner en riesgo la actividad microbiana original de las muestras. Todas las columnas se alimentaron diariamente con una mezcla de nutrientes que facilitara el desarrollo de los microorganismos. Los nutrientes considerados fueron: melaza, como una fuente de carbono fácilmente degradable, urea, fosfato de amonio y elementos traza. La solución de nutrientes se preparó considerando la relación $DQO_{\text{melaza}}:NH_4^+:P-PO_4^{3-}$ de 350:5:1. La concentración de la solución de nutrientes para cada muestra, expresada en términos de demanda química de oxígeno (DQO), se muestra en la Tabla IV.1. Las concentraciones de nutrientes se incrementaron gradualmente de acuerdo al aumento en la carga orgánica que se iba estableciendo, como parte de la aclimatación. La muestra 1 también fué aclimatada a condiciones de salinidad, para ello, se agregaron cada vez que lo permitiera el sistema, 0.5 g de NaCl disuelto en el mínimo volumen de agua destilada. Las muestras se mantuvieron en condiciones estáticas a una temperatura de 35°C. Se hizo un seguimiento diario de los parámetros indicadores del proceso anaerobio como son: alcalinidades, pH y proporción de metano y CO₂.

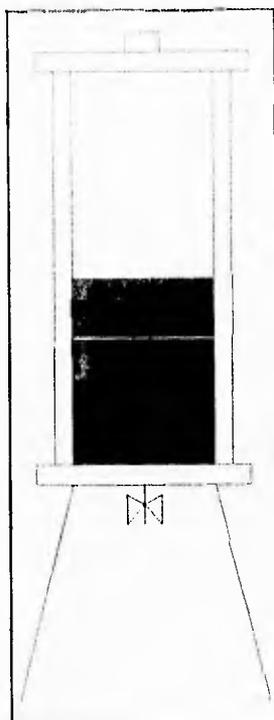


Fig. IV.1. Representación esquemática de una columna de vidrio empleada para la aclimatación de las muestras y para las pruebas de biodegradabilidad de basura. En la parte superior cuenta con una entrada con tapón de rosca.

Con los datos de alcalinidad a pH 5.75 y alcalinidad total se calculó la relación alfa, la cual sirvió como criterio para proporcionar a las muestras, un ambiente cada vez más extremo. De esta forma, a valores de alfa iguales o mayores a 0.6 se procedió a aumentar la carga orgánica o la salinidad, mientras que a valores inferiores a esta cifra, la carga se mantuvo constante, o bien, no se alimentaron las muestras.

Tabla IV.1
CARGA ORGÁNICA INICIAL PARA CADA MUESTRA

MUESTRA	CARGA ORGÁNICA gDQO/gSV·d
1	0.2
2	0.01
3	0.01
4	0.05
5	0.05

ETAPA 3. PRUEBAS DE BIODEGRADABILIDAD EN BOTELLAS

Una vez concluida la etapa de aclimatación, las muestras fueron sometidas a diferentes pruebas de biodegradabilidad, las cuales se realizaron en botellas serológicas de 60 ml, en condiciones que permitieran simular el microambiente que impera en el relleno sanitario. Se utilizó una mezcla de lixiviados del propio relleno sanitario y basura orgánica (cáscaras de frutas y verduras) como único sustrato en una proporción de 3:1. Se determinó la DQO de la mezcla de basura para determinar la cantidad a adicionar en función de la carga orgánica a aplicar en cada experimento. En los controles se utilizó agua destilada en lugar de lixiviados. Se agregaron también las sales del medio mineral descritas por Hungate [1969] para facilitar el proceso anaerobio. Las botellas se incubaron a 35°C durante varios días. Se hizo un seguimiento diario de la proporción de metano y CO₂ y al final, cuando se destaparon las botellas, se midió el pH. Se realizaron cuatro pruebas para ir afinando cada vez el procedimiento y en cada una se consideraron los siguientes aspectos:

Prueba 1 de biodegradabilidad

Se comparó la actividad metanógena antes y después de la aclimatación, para cada muestra se incluyó un testigo.

Prueba 2 de biodegradabilidad

Se incluyeron tres testigos para cada muestra, se aumentó la proporción de lixiviado en el sistema, se redujo la cantidad de líquido y para agotar el sustrato residual de las muestras, estas se dejaron sin alimentación durante cinco días dentro de la cámara de vacío, para eliminar también el biogás producido a expensas del sustrato residual antes de iniciar la prueba. Se aplicó la misma carga orgánica a todas las muestras, de 0.1 gDQO/gSV.

Prueba 3 de biodegradabilidad

En esta prueba se aumentó la carga orgánica a través de la aplicación de una mayor cantidad de basura. La carga se aumentó a 0.3 gDQO/gSV, y se incluyeron los mismos testigos que en la prueba 2.

Prueba 4 de biodegradabilidad

Se redujo la carga orgánica a 0.2 gDQO/gSV.

ETAPA 4. PRUEBAS DE BIODEGRADABILIDAD EN COLUMNAS EMPACADAS CON SUELO

Las columnas utilizadas fueron las mismas que se emplearon durante la aclimatación. Se empacaron con 800 g de tierra proveniente del relleno sanitario con un espesor de 10 cm en la parte inferior, se inundó con lixiviados y encima se agregaron 80 g de una mezcla de basura licuada (cáscaras de frutas y verduras) con lixiviados para dar un espesor de 1 cm y una siguiente capa que fue una mezcla de 100 g de tierra y lodos aclimatados en una proporción 1:1, que también dió un espesor de 1 cm. Así, se fueron alternando varias capas de tierra con las de lodo, basura y lixiviados. Al terminar de empacar, todo el contenido de la columna se encontraba inundado con lixiviados. Se utilizaron tres reactores, uno que sirvió como testigo, el cual se empacó de la misma forma pero sin mezclar la tierra con lodo, con esto se logró que la degradación de la basura la realizaran únicamente los microorganismos presentes en la tierra y en la misma basura. Otro fue inoculado con lodo de la muestra 1 y el último con inóculo de la muestra 5. Las columnas se mantuvieron a una temperatura constante de 35 °C. Al igual que en el caso anterior, se hizo un seguimiento de la proporción de metano y CO₂ y del volumen del biogás producido.

TÉCNICAS ANALÍTICAS

La cuantificación de sólidos (ST, SF, SV) y pH de las muestras se realizó de acuerdo a Standard Methods [APHA, 1990]. Las alcalinidades y el cálculo de la relación alfa se hizo de acuerdo a Noyola y Bustamante [1993].

La cuantificación de los grupos tróficos por la técnica del número más probable (NMP) y la preparación de los medios de cultivo, transferencia de sustratos e inoculación para medir la actividad, se hicieron de acuerdo a las técnicas descritas por Hungate [1969] y Balch [1979]. Los grupos tróficos descritos fueron los siguientes: Fermentativas (F), Sulfatorreductoras (SR), Acetoclásticas (A), Hidrogenófilas (H), Acetógenas sintróficas productoras obligadas de hidrógeno a partir de ácido propiónico (ASP) y Acetógenas sintróficas productoras obligadas de hidrógeno a partir de ácido butírico (ASB).

En colaboración con el Laboratorio de Microbiología del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, se determinó la salinidad mediante un salinómetro marca Autosal de Guildline modelo 8400 A.

La proporción de CH_4 y CO_2 en el biogás se determinó en un cromatógrafo de gases (Fisher gas Partioner modelo 1700), con detector de conductividad térmica, con doble columna (Porapak Q y Malla molecular 5A), helio como gas acarreador a un flujo de 25 ml/min. El volumen de muestra de biogás inyectado al cromatógrafo fue de 0.5 ml.

V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

1. CARACTERIZACION DE LOS LODOS Y SEDIMENTOS

Los lodos y sedimentos colectados fueron analizados para conocer sus características. En la Tabla V.1.1 se resumen los resultados obtenidos y se hace referencia a su fuente de obtención. Se determinó la concentración de sólidos volátiles como una medida de la proporción de biomasa presente, las muestras se manejaron haciendo referencia al volumen en el que se encontraban.

El lodo del reactor anaerobio (muestra 1) presentó un contenido de material volátil dentro del intervalo característico que va de 40 a 70 g/l [Stronach y col., 1986]. Los sedimentos de los esteros, aunque presentaron una concentración de sólidos volátiles dentro del mismo intervalo, su proporción se vió severamente afectada debido a la alta proporción de sólidos fijos. Una situación similar ocurrió con las muestras provenientes del pantano en las que la proporción de sólidos fijos rebasó el 80%. Estos resultados sugirieron la necesidad de incrementar la población microbiana con el fin de darle a todas las muestras las mismas posibilidades para degradar la materia orgánica, de lo contrario, la actividad metanógena se hubiera visto limitada.

TABLA V.1.1. CARACTERÍSTICAS DE LAS MUESTRAS DE LODOS Y SEDIMENTOS

MUESTRA	1	2	3	4	5
FUENTE DE OBTENCION	REACTOR ANAEROBIO	ESTERO PARGO (CD DEL CARMEN)	ESTERO SANTA ELENA (CAXACA)	PANTANO DE BORDO PONIENTE (SUPERFICIE)	PANTANO DE BORDO PONIENTE (PROF. 1 m)
APORTE DE MATERIA ORGANICA	AGUA RESIDUAL DOMESTICA	MANGLAR (ESTERO VIRGEN)	RIO DE TEMPORAL	DESECHOS SOLIDOS	DESECHOS SOLIDOS
COLOR	NEGRO	CAFE	NEGRO	NEGRO	NEGRO
APARIENCIA	LODOSA	ARENOSA	ARENOSA	ARCILLOSA	ARCILLOSA
ST (g/l)	38.40	259.44	1037.8	151.81	140.26
SV (g/l)	24.28	47.17	41.23	29.4	22.6
%	63.2	18	4	19.4	16
SF (g/l)	14.12	212.27	996.58	122.41	117.86
%	36.8	82	96	80.6	84
pH	7.44	7.55	7.28	6.93	6.75
SALINIDAD (g/l)	0.01	35.05	20.1	15.52	15.52

Los valores de pH obtenidos para todas las muestras se encontraron dentro del intervalo que, de acuerdo a McCarty [1964], es óptimo para la degradación anaerobia de la materia orgánica, el cual va de 6.2 a 7.8. Al respecto se sabe que aunque de manera individual las bacterias acidógenas necesitan un pH entre 5.0 y 6.5 para poder desarrollarse, las bacterias metanógenas que son más exigentes requieren un valor mayor a 6.5 para favorecer su desarrollo. En la Tabla V.1.1 resalta que el pH de los lodos del pantano estuvo ligeramente abajo de 7, a diferencia de las otras muestras.

La salinidad fue prácticamente nula en los lodos provenientes del reactor anaerobio. El extremo opuesto correspondió a los sedimentos del estero Pargo, cuya salinidad medida como NaCl es la que corresponde al agua de mar (35 g/l). Los sedimentos del estero Santa Elena son de una salinidad intermedia 20.1 g/l, mientras que los lodos del pantano mostraron una salinidad de 15 g/l.

La apariencia arenosa de los sedimentos se asoció con un alto contenido de sólidos fijos. El aporte de materia orgánica que fue el abastecimiento de nutrientes de cada muestra en su lugar de origen, permitió establecer de manera indicativa su grado de actividad. El color podría indicar la presencia de algunos compuestos sulfurados o bien el tipo de material presente.

Como parte de la caracterización de las muestras, se cuantificaron los seis grupos tróficos de bacterias involucradas en la degradación de la materia orgánica (Figura V.1.1). En general se puede decir, que las poblaciones más altas las presentó el lodo 4 con 1.26×10^9 para las fermentativas, 1.26×10^9 para las hidrogenófilas y 3.54×10^8 para las acetoclásticas, sin embargo no se registró la presencia de bacterias acetógenas sintróficas. El lodo 5, también presentó valores altos para las bacterias hidrogenófilas, de 2.27×10^8 . Los valores más bajos se obtuvieron para los sedimentos del estero Pargo, para los cuales incluso no se registro presencia de bacterias acetoclásticas. Estos resultados llaman la atención, ya que aunque el aporte de materia orgánica que recibieron antes del muestreo fue diferente comparado con el resto de las muestras, se sabía que estos sedimentos presentaban una importante actividad metanógena a partir de acetato [Romero, 1993]. La baja densidad microbiana de los grupos involucrados más directamente en la metanogénesis presente en los sedimentos hipersalinos, tal vez se deba a la baja cantidad de bacterias fermentativas, que fue de 3.6×10^3 , ya que sin una actividad generadora de intermediarios de bajo peso molecular, la ruta de degradación anaerobia se ve limitada.

De las 5 muestras analizadas solamente 3 que son: los lodos del reactor anaerobio (muestra 1), los sedimentos del estero Santa Elena (muestra 3) y los lodos sumergidos del pantano de Bordo Poniente (muestra 5) mostraron la presencia de los 6 grupos bacterianos analizados. Los sedimentos del estero Santa Elena presentaron poblaciones microbianas que podrían ser comparables a los lodos de reactor anaerobio, esto es congruente, ya que aunque el río es de temporal, recibe descargas de aguas residuales, por lo que el aporte de materia orgánica es similar para ambos.

En las 5 muestras se observó la presencia de bacterias sulfatorreductoras dentro de ordenes de magnitud cercanos (entre 10^6 y 10^7) y relativamente altos. Esto probablemente se deba a la presencia de sulfatos en su hábitat natural, lo cual solamente se comprobó para los lodos del pantano de Bordo Poniente. La concentración de sulfatos en los lixiviados fue de 30 mg/l lo cual parece ser suficiente para estimular la actividad de dicho grupo bacteriano. No obstante, se debe recordar que las bacterias sulfatorreductoras pueden estar presentes y ser activas aún en ausencia de sulfatos [Guyot, 1992].

El análisis de los grupos bacterianos presentes dió indicios del comportamiento que los lodos podrían mostrar para el resto del estudio y las necesidades de aclimatación de ellos. Esto es, la necesidad de estimular el desarrollo de bacterias acetógenas sintróficas para el lodo 4, y de todos los grupos para la muestra 2, principalmente las fermentativas.

Tomando como referencia los trabajos de Domínguez [1994] y Mendoza [1994], se puede observar una concentración importante de bacterias para todas las muestras excepto para la 2.

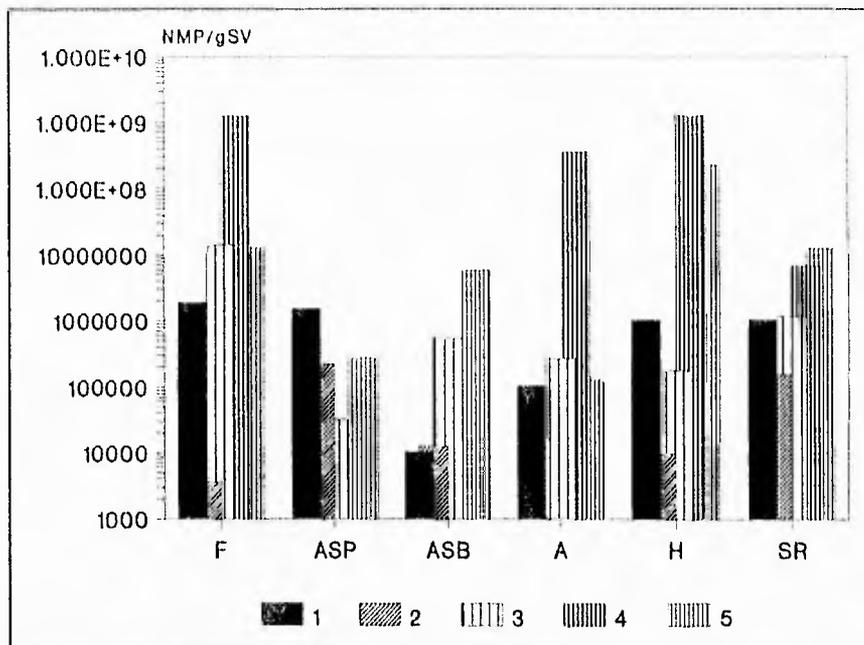


Fig. V.1.1. Cuantificación de los grupos tróficos en la degradación anaerobia de la materia orgánica, determinados en las muestras de lodos y sedimentos. Grupos bacterianos: fermentativas (F); acetógenas sintróficas productoras obligadas de hidrógeno (OHPA) a partir de ácido propiónico (ASP) y a partir de ácido butírico (ASB); acetocásticas (A); hidrogenófilas (H) y sulfatorreductoras (SR).

La presencia de altas concentraciones de bacterias sulfatorreductoras en los lodos 4 y 5 puede indicar la presencia de un aporte de sulfatos (SO_4^{2-}), que permite mantener de estas bacterias una importante población. Starr y colaboradores [1981], mencionan que la formación de metano es mínima en hábitats marinos y salinos y ocurre solamente cuando la concentración de sulfatos es baja, debido a que la reducción de los sulfatos es termodinámicamente más favorable que la reducción a metano y bióxido de carbono. En condiciones limitadas de sulfatos las bacterias sulfatorreductoras coexisten con las bacterias metanógenas hidrogenófilas. Lo anterior sugiere que la concentración de sulfatos presente en los lixiviados de Bordo Poniente (0.03 g/l) garantizaría la permanencia de las bacterias sulfatorreductoras en los lodos, pero no limitaría la metanogénesis. Seguramente lo mismo sucede en las demás muestras, aunque la población de SR sea importante con respecto a las demás bacterias, la metanogénesis no se ve afectada negativamente.

La caracterización de los lixiviados y su comparación con los resultados de otros autores (Tabla V.1.2), mostró que los lixiviados son alcalinos y el valor de 8.57 se encuentra dentro de los intervalos reportados por Betanzos [1993] e Iturbe y col., [1993]. Esto se debe principalmente a la presencia de carbonatos y bicarbonatos, los cuales se encuentran en concentraciones importantes (0.68 y 8.29 g/l, respectivamente) y propician un aumento en los valores de pH.

TABLA V.1.2 CARACTERIZACIÓN DEL LIXIVIADO DE BORDO PONIENTE

ST (g/l)	1450
SV (g/l)	490
(%)	33.8
SF (g/l)	960
(%)	66.2
pH _{lab}	8.57
DQO _i (g/l)	5.74
CO ₃ ⁼ (g/l)	0.68
HCO ₃ ⁻ (g/l)	8.29
SO ₄ ⁼ (g/l)	0.03
SALINIDAD (g/l)	15.52
Cl ⁻ (g/l)	4.15

La concentración de materia orgánica presente en los lixiviados parece ser importante, sin embargo, de acuerdo a Betanzos [1993], esta materia orgánica que proviene de la degradación de la basura no es biodegradable en condiciones anaerobias; la proporción de sólidos fijos fue de 66.2% lo cual indica una alta proporción de sales inorgánicas.

2. ACLIMATACIÓN DE LOS LODOS

En la Tabla V.2.1. se resumen las condiciones empleadas para la aclimatación de las diferentes muestras. Los lodos del reactor anaerobio contenidos en R1 recibieron la carga orgánica más alta, la cual fue tomada de experiencias previas [Domínguez, 1994]. Este lodo también se sometió a aumentos graduales de salinidad, de 0 a 0.29 gNaCl/gSV, la cual correspondió a una concentración máxima en el reactor de 7.84 g/l. Cabe señalar que cuando este trabajo se inició, no se contaba con las muestras de lodo y de lixiviado de Bordo Poniente, ni se tenía acceso a un salinómetro, por lo que las condiciones de trabajo establecidas inicialmente fueron arbitrarias.

Tabla V.2.1. CONDICIONES DE ACLIMATACIÓN DE LAS MUESTRAS

REACTOR (MUESTRA)	R1	R2	R3	R4	R5
CARGA ORGÁNICA MÁSCA APLICADA gDQO/gSV·d	0.2-0.3	0.01-0.068	0.01-0.068	0.05-0.1	0.05-0.1
SALINIDAD MÁSCA APLICADA gNaCl/gSV	0-0.29	0.74	0.49	0.53	0.69

La carga orgánica inicial suministrada a los sedimentos de los esteros (R2 y R3) fue muy reducida, de solamente el 5% en relación a los lodos del reactor R1. Para establecer este valor se hicieron algunas pruebas preliminares con una carga orgánica de 0.05 gDQO/gSV·d, y se observó una rápida disminución de la relación alfa hasta valores menores a 0.3, lo cual indicó una acidificación del sistema, que podía detectarse incluso por el olor a butirato, un compuesto intermediario de la vía de degradación de materia orgánica (datos no mostrados). Apparently, la consistencia arenosa de las muestras de los esteros causó dificultad para desalojar el biogás producido. Lo anterior sugirió la necesidad de reducir, aún más, la carga orgánica suministrada, ajustándose así a 0.01 gDQO/gSV·d.

Con respecto a los lodos del pantano de Bordo Poniente, la carga orgánica inicial de 0.05 gDQO/gSV·d, se estableció arbitrariamente con base en experiencias previas. Además de las determinaciones de alcalinidad total y la relación alfa, el seguimiento de la aclimatación y por consiguiente, la capacidad de degradación de la materia orgánica bajo las condiciones extremas establecidas, se hizo evaluando otros parámetros como pH y la proporción de metano y del bióxido de carbono presentes

en el biogás producido. El pH es un indicativo de la acumulación de entidades ácidas que inhiben la metanogénesis cuando éstas alcanzan concentraciones muy altas, y la proporción de metano y bióxido de carbono determina si la degradación se está realizando vía metanogénesis o fermentación.

En general, durante la etapa de aclimatación las muestras presentaron una tendencia casi inmediata a la acidificación, la cual era de esperarse ya que los lodos no estaban adaptados a recibir materia orgánica fácilmente degradable, como lo es la melaza.

Los lodos de R1, lograron mantener un buen valor de la relación alfa y aunque se redujo de 0.82 a 0.65 no se presentaron variaciones importantes los primeros 64 días (fig. V.2.1). En ese tiempo se logró aumentar la carga orgánica de 0.2 a 0.38 gDQO/gSV·d y la salinidad hasta 7.02 g/l. Para el día 71, el alfa se redujo a 0.32, sin embargo, en los subsecuentes días estos lodos mostraron una buena respuesta, y la relación alfa prácticamente se estabilizó. La respuesta en el pH presentó variaciones poco importantes, manteniéndose siempre por arriba de 7 (fig V.2.2). En esta misma figura se presenta el perfil de la alcalinidad total donde se puede observar un aumento progresivo de 4.5 a 16.8 gCaCO₃/l durante los primeros 64 días, y alcanzó cifras de 28 g/l después de los 120 días.

La proporción de metano se mantuvo en un promedio de 60% y la de bióxido de carbono en 40% los primeros 79 días, posteriormente el metano mostró una muy ligera tendencia a la disminución, la cual coincidió con un suministro de carga orgánica de 0.38 gDQO/gSV·d (fig. V.2.3). La inhibición de las bacterias metanógenas seguramente fue consecuencia de una acumulación de AGV's. Cuando la carga orgánica se redujo a 0.2 gDQO/gSV·d, nuevamente se incrementó la proporción de metano y se redujo la de bióxido de carbono.

Los sedimentos del estero Pargo (R2) presentaron importantes problemas de acidificación, no resistieron los incrementos de carga orgánica, a pesar de que éstos fueron muy bajos. La evolución del alfa tuvo variaciones un tanto bruscas las cuales algunas veces bajaron hasta 0.4 y otras subieron a valores cercanos a 1 (fig. V.2.4). Cuando el valor de alfa se mantenía varios días por debajo de 0.5 a pesar de no adicionar sustrato, se agregaba bicarbonato de sodio disuelto en una mínima cantidad de agua, sin embargo, el alfa no se estabilizó en ningún momento a lo largo de la etapa de aclimatación. Seguramente este comportamiento se debió a la dificultad para mantener el sistema homogéneo, ya que el material sólido arenoso no permitió una buena distribución del sustrato, ni facilitó la salida del biogás producido, generando con esto gradientes de concentración.

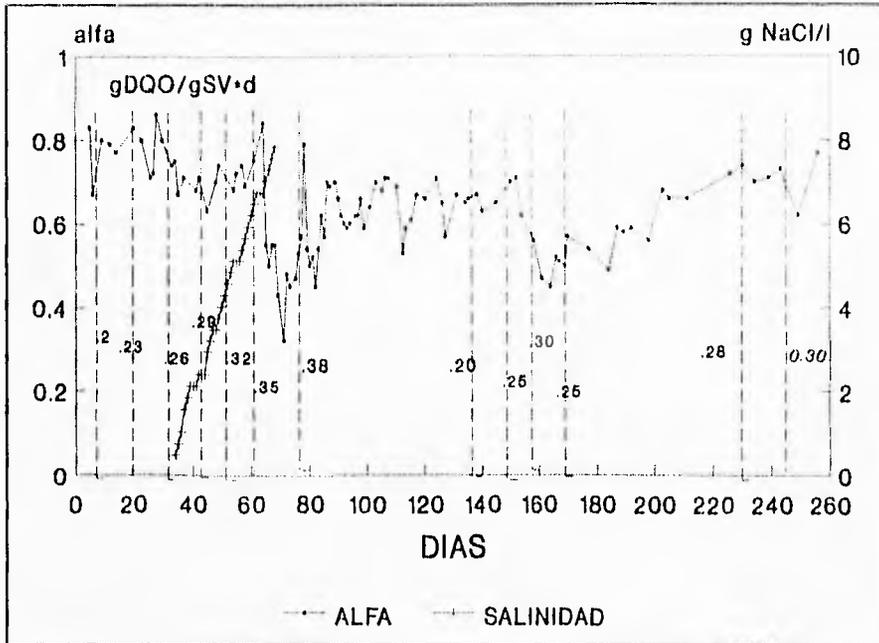


Fig. V.2.1. Evolución de la relación alfa en los lodos provenientes de un reactor anaerobio (muestra R1) sometidos a incrementos de carga orgánica y salinidad.

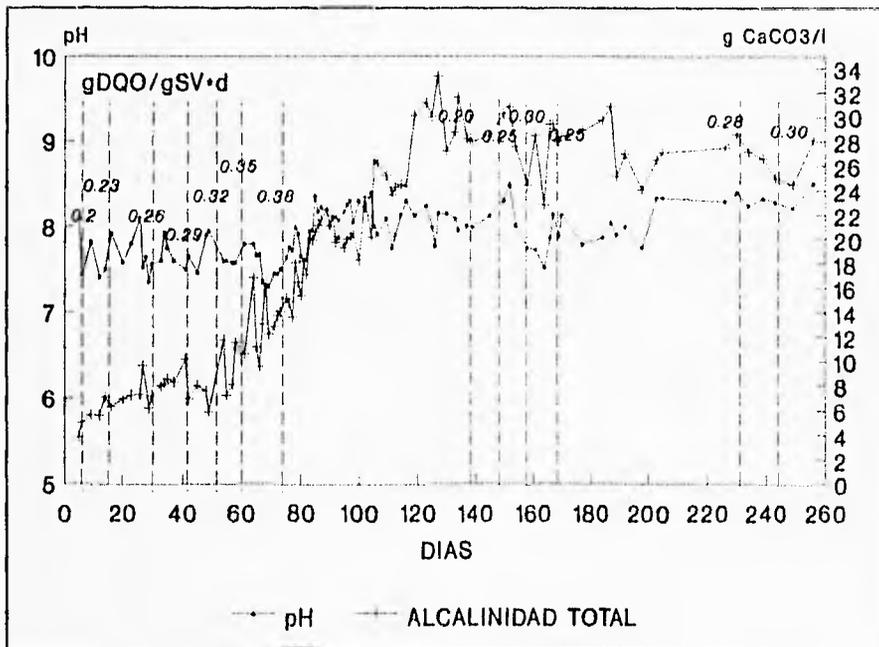


Fig. V.2.2. Perfil de pH y alcalinidad total del lodo proveniente de un reactor anaerobio (R1) durante la etapa de aclimatación a carga orgánica.

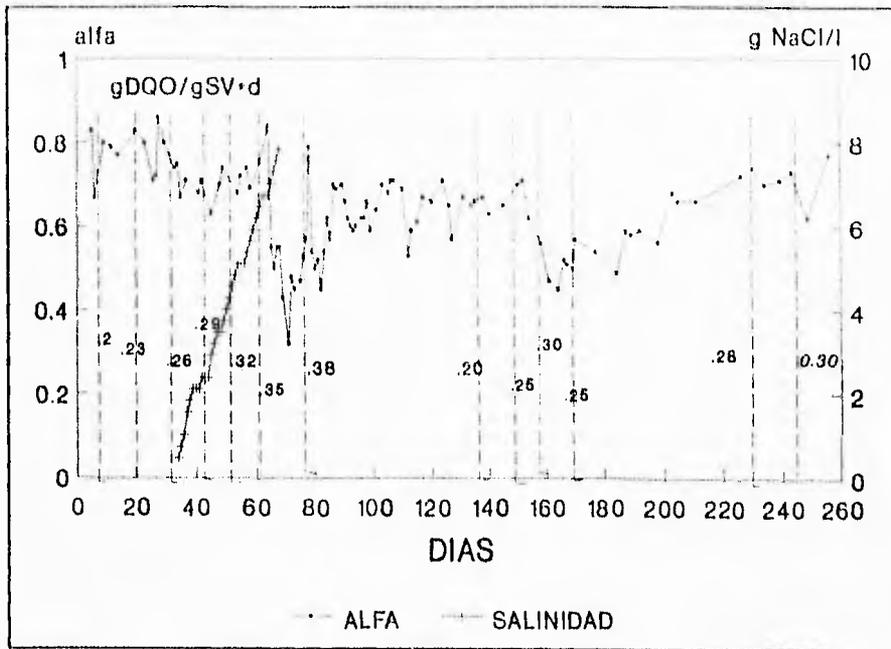


Fig. V.2.1. Evolución de la relación alfa en los lodos provenientes de un reactor anaerobio (muestra R1) sometidos a incrementos de carga orgánica y salinidad.

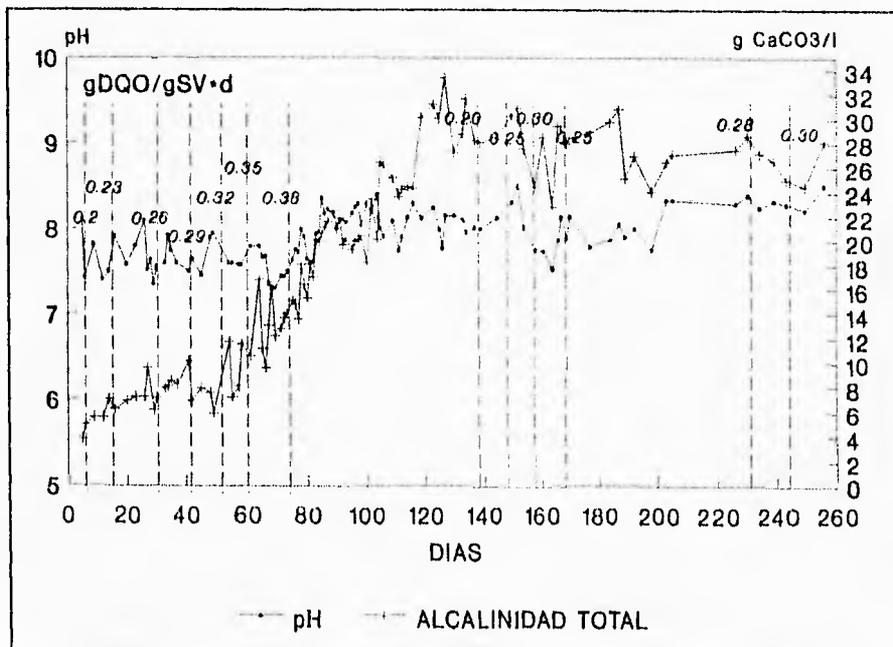


Fig. V.2.2. Perfil de pH y alcalinidad total del lodo proveniente de un reactor anaerobio (R1) durante la etapa de aclimatación a carga orgánica.

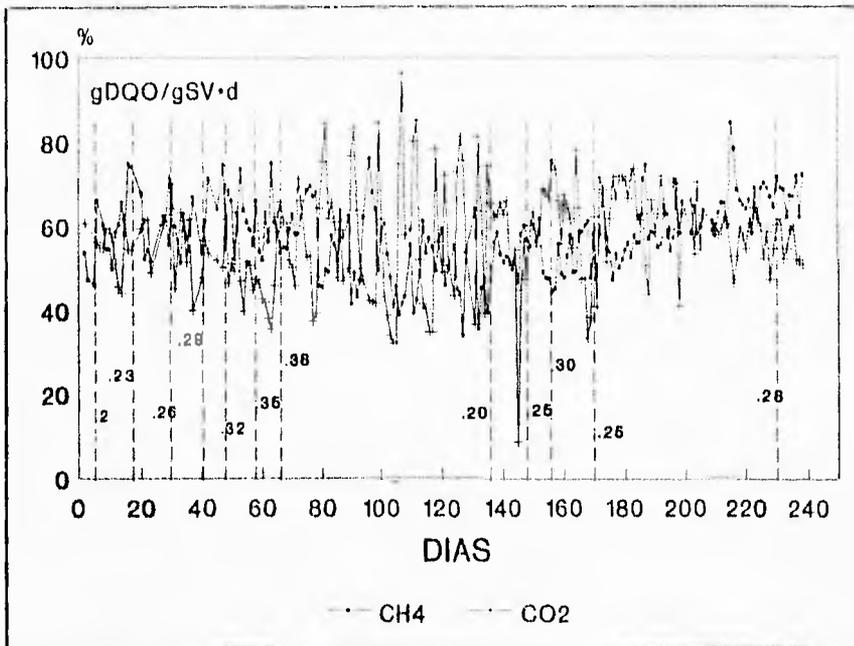


Fig. V.2.3. Proporción de metano y bióxido de carbono en el biogás producido por los lodos provenientes de un reactor anaerobio (R1) durante la etapa de aclimatación.

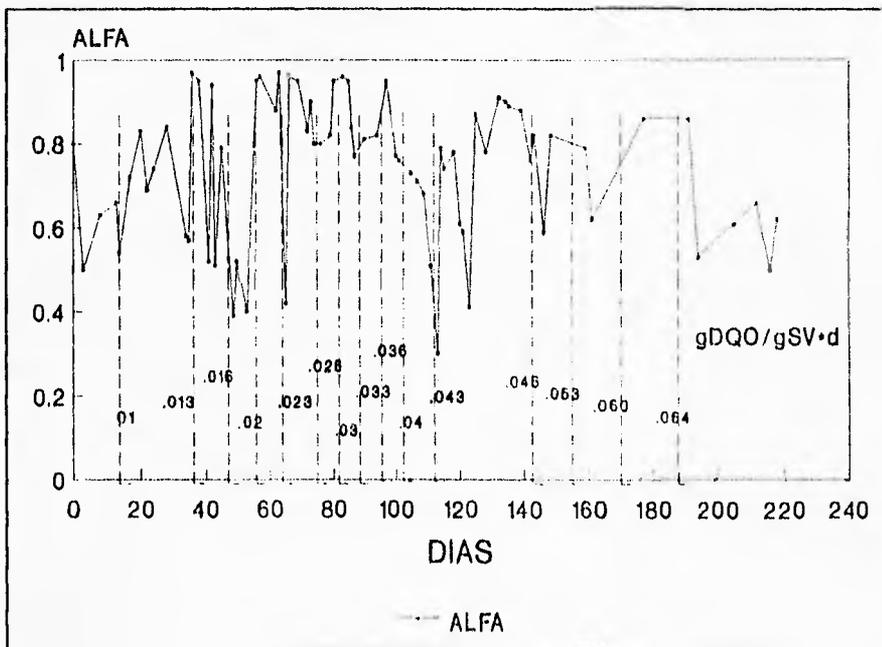


Fig. V.2.4. Evolución de la relación alfa en los lodos provenientes del estero Pargo (R2) sometidos a incrementos de carga orgánica. Los números dentro de la gráfica indican carga orgánica másica aplicada expresada como gDQO/gSV.

Considerando que el perfil de pH no mostró variaciones tan importantes y se mantuvo en un promedio de 7, tal vez el comportamiento irregular de la relación alfa, se haya debido más bien al perfil de la alcalinidad total (fig. V.2.5). Como puede observarse, la concentración de CaCO_3 fue mínima y dado que no alcanzó concentraciones importantes, no se tuvo una buena amortiguación del sistema.

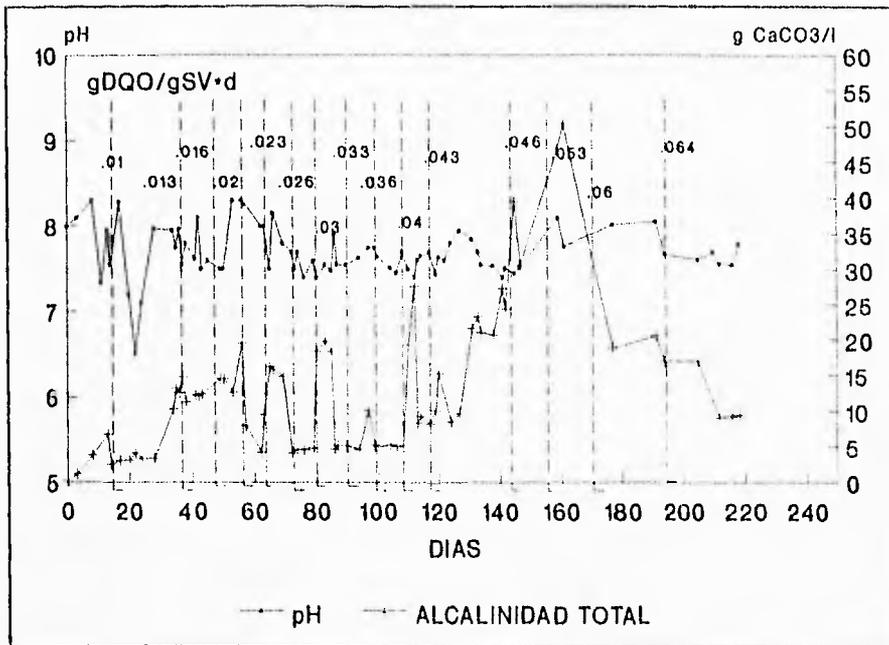


Fig. V.2.5. Perfil de pH y alcalinidad total del lodo proveniente del estero Pargo (R2) durante la etapa de aclimatación a carga orgánica.

La proporción de CH_4 y CO_2 en el biogás producido fue variable (fig. V.2.6): el metano se mantuvo en un promedio del 40% hasta el día 140, registrándose un incremento del 58% hasta el final de la aclimatación. El bióxido de carbono también hasta el día 140 tenía un promedio del 40%, registrándose un ligero incremento a 45%. Lo anterior sugiere una capacidad metanógena menor a la que presentan los lodos de R1.

Los sedimentos del estero de Santa Elena (R3) fueron sometidos a los mismos incrementos de carga orgánica que los de R2, sin embargo, presentaron menores problemas de aclimatación que estos. El valor de alfa mostró una ligera variación al inicio de la aclimatación y se estabilizó después de los primeros 20 días en valores superiores a 0.8. Después de 120 días, cuando la carga fue superior a 0.054 gDQO/gSV·d, el alfa mostró una tendencia a la disminución, pero con capacidad

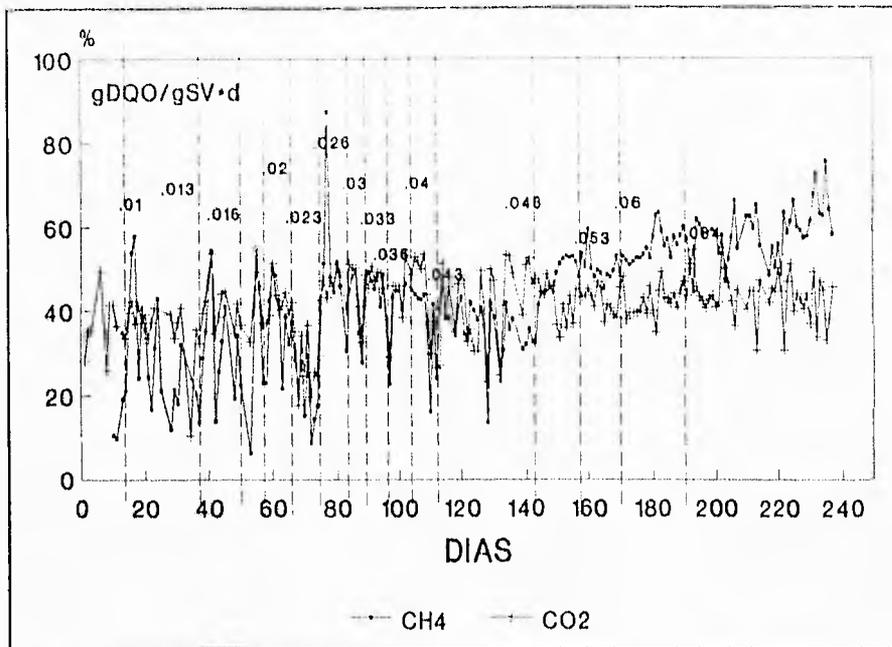


Fig. V.2.6. Proporción de metano y bióxido de carbono en el biogás producido por los lodos provenientes del estero Pargo (R2) durante la etapa de aclimatación a carga orgánica.

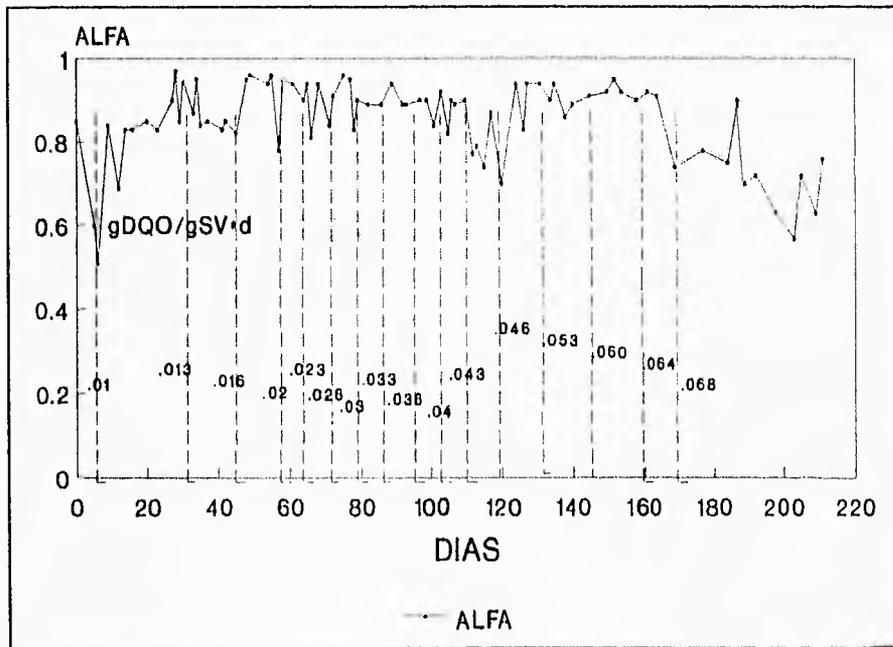


Fig V.2.7. Evolución de la relación alfa en los lodos provenientes del estero Santa Elena (R3) sometidos a incrementos de carga orgánica. Los números dentro de la gráfica indican carga orgánica másica aplicada expresada como gDQO/gSV.

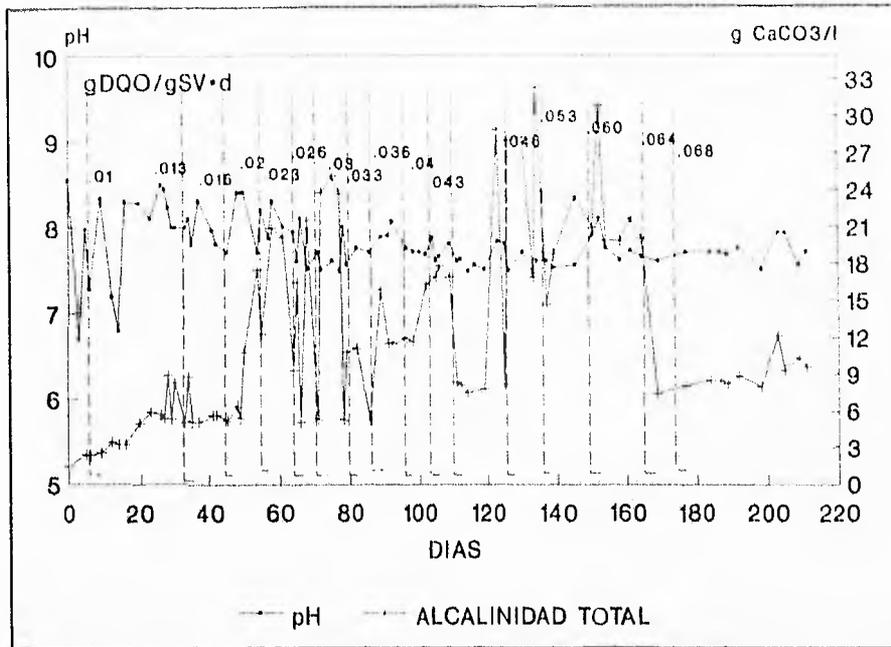


Fig. V.2.8. Perfil de pH y alcalinidad total del lodo proveniente del estero Santa Elena (R3) durante la etapa de aclimatación a carga orgánica.

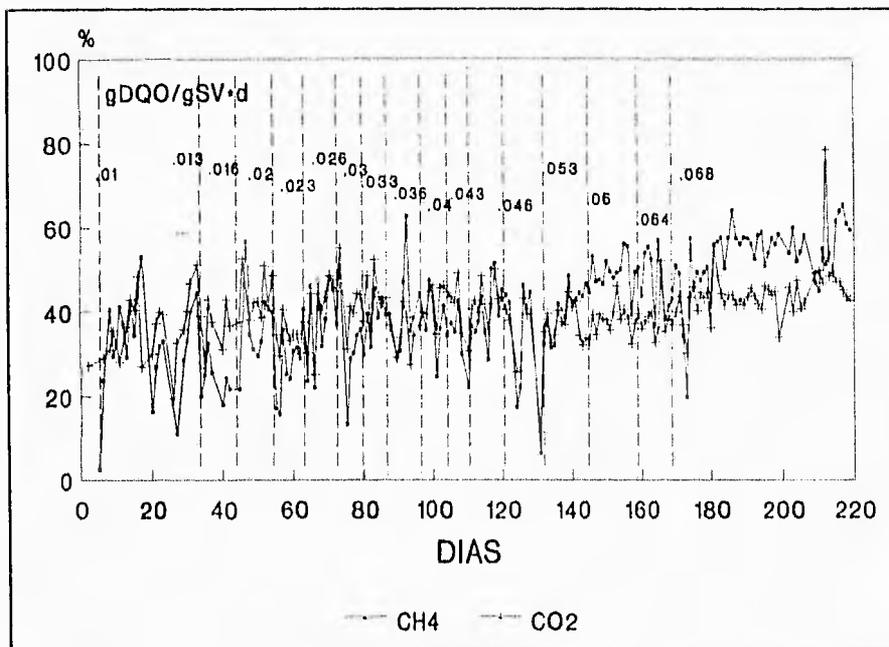


Fig. V.2.9. Proporción de metano y bióxido de carbono en el biogás producido por los lodos provenientes del estero Santa Elena (R3) durante la etapa de aclimatación a carga orgánica.

de recuperación cada vez (fig. V.2.7). Por lo que respecta al pH, se observaron ligeras variaciones los primeros 60 días, pero los valores fueron superiores a 7. Después de ese tiempo el perfil fue más estable (fig. V.2.8).

La proporción de metano en el biogás (fig. V.2.9), mostró cifras menores al 50% al igual que la proporción de bióxido de carbono. Un aspecto que vale la pena resaltar es la diferenciación de los perfiles de CH_4 y CO_2 como producto de la aclimatación de las bacterias metanógenas a la carga orgánica. Claramente se puede distinguir en las Figuras V.2.6 y V.2.9 que después de 120 días la curva de metano tendió a describir una pendiente positiva como resultado de una mayor actividad metanógena.

El hecho de que R3 haya presentado una mayor capacidad de respuesta que R2, podría deberse al tipo de nutrientes presentes en los sedimentos de los esteros antes del muestreo. Se podrá recordar que R3 se colectó de un río de temporal que arrastra aguas residuales municipales e industriales, lo cual seguramente le permitió una mayor facilidad para degradar una mayor variedad de sustratos, mientras que R2, solamente recibió materia orgánica generada en el manglar.

Los lodos superficiales del pantano de Bordo Poniente (R4), iniciaron su aclimatación con una carga orgánica de 0.05 gDQO/gSV·d. En los primeros días se registraron valores de alfa superiores a 0.6 (fig. 5.2.10). Para el día 23 se observó una reducción de esta cifra a 0.54, pero el sistema se recuperó fácilmente. Una situación similar ocurrió para el día 59, en la que fue necesario adicionar una pequeña cantidad de bicarbonato de sodio para permitir una más rápida recuperación de los lodos.

Un aspecto que se debe resaltar es que los lodos de R4 se obtuvieron cinco meses después de haber iniciado el trabajo con las muestras (R1, R2 y R3), por lo que se les dió menor tiempo de aclimatación antes de iniciar las pruebas de biodegradabilidad. No obstante, se consideró que por haber estado en contacto con desechos orgánicos en el propio relleno sanitario podrían estar aclimatados a las condiciones del sitio. Además, fue difícil hacer un muestreo diario de los parámetros de seguimiento, y los incrementos de la carga orgánica fueron mayores a los empleados con los sedimentos de los esteros.

Durante la aclimatación en R4, el pH se mantuvo estable entre 7 y 7.5 pese a que los valores de alcalinidad total mostraron niveles muy bajos, de alrededor de 20 gCaCO₃/l, además de una reducción importante hasta 5 gCaCO₃/l (fig. V.2.11).

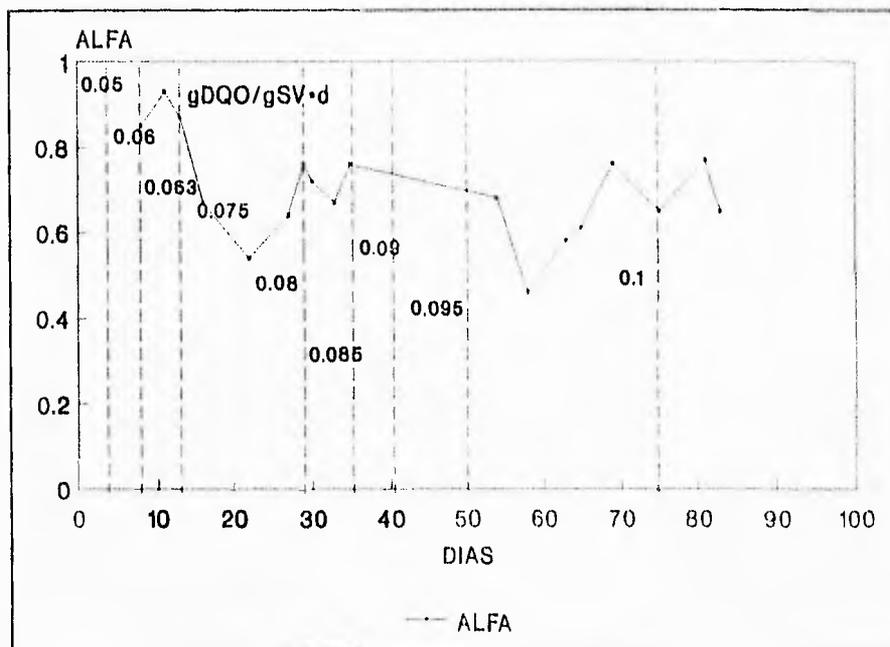


Fig V.2.10. Evolución de la relación alfa en los lodos superficiales provenientes de Bordo Poniente (R4) sometidos a incrementos de carga orgánica. Los números dentro de la gráfica indican carga orgánica másica aplicada como gDQO/gSV.

La proporción de CH₄ fue muy baja durante los primeros días, pero la rápida aclimatación del sistema permitió incrementar el porcentaje de metano a cifras promedio de 55% a partir del día 10. En el día 60, se observó una ligera reducción al 50% que duró hasta el día 140 (fig. V.2.12), la cual coincidió con los valores más bajos de la relación alfa (fig. V.2.10). En cuanto a la proporción de CO₂, ésta se mantuvo prácticamente constante, a 45%, durante la etapa de aclimatación.

Los lodos del relleno sanitario de Bordo Poniente colectados a 1 m de profundidad (R5), que se consiguieron cuatro meses después que de los de R4, presentaron una buena capacidad de respuesta a los incrementos graduales de materia orgánica en la etapa de aclimatación, ya que procedían del mismo sitio. La carga orgánica inicial también fue de 0.05 gDQO/gSV·d. No fue posible hacer el seguimiento diario, sin embargo, aparentemente no se presentaron problemas en la evolución del alfa, la cual se mantuvo en un promedio de 0.68 (datos no mostrados en gráfica). Los

incrementos en la carga orgánica se hicieron con más frecuencia en comparación con lo que se hizo con R4, durante un periodo de 50 días. En cuanto al pH (fig. V.2.13)

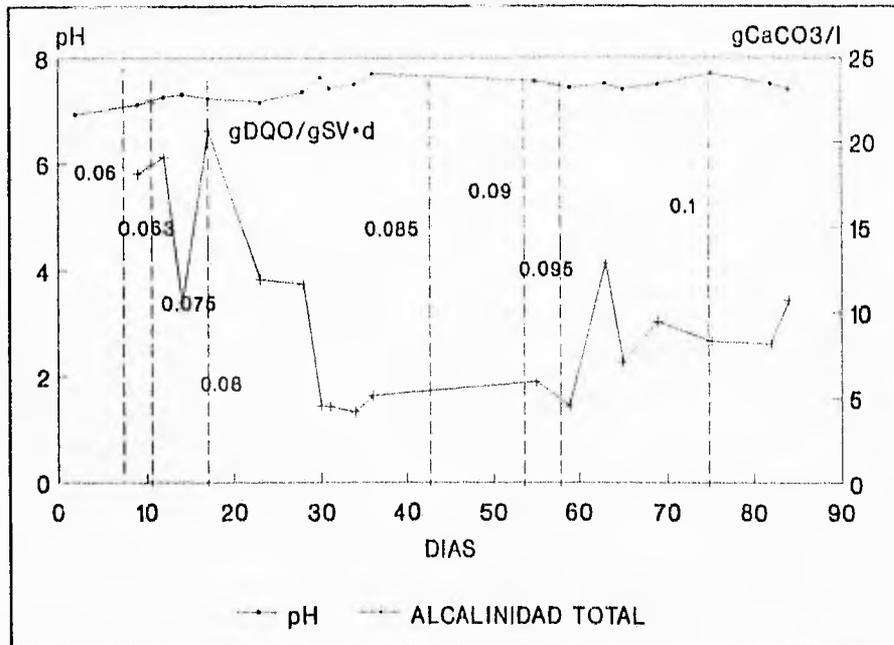


Fig. V.2.11. Perfil de pH y alcalinidad total de los lodos superficiales provenientes de Bordo Poniente (R4) durante la etapa de aclimatación a carga orgánica.

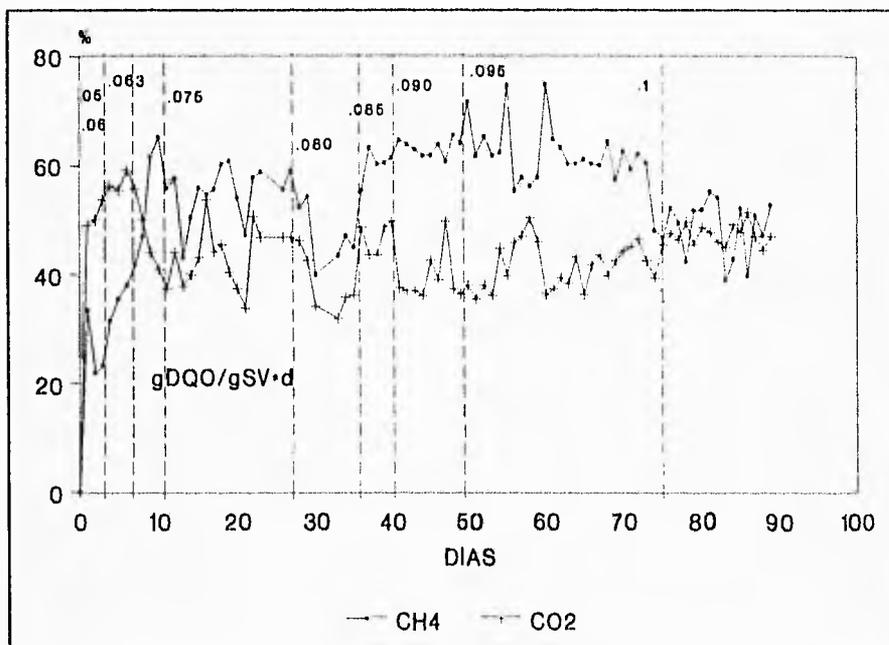


Fig. V.2.12. Proporción de metano y bióxido de carbono en el biogás producido por los lodos superficiales provenientes de Bordo Poniente (R4) durante la etapa de aclimatación a carga orgánica.

se mantuvo entre 6.8 y 7.2. Algo que llama la atención, es que este lodo necesitó sólo tres meses para alcanzar un valor máximo de carga orgánica 0.1 gDQO/gSV·d. a diferencia de los lodos superficiales del mismo pantano que requirieron seis meses. Probablemente el hecho de estar a una mayor profundidad le permitió a los microorganismos estar en condiciones francamente anaerobias, o bien, la materia orgánica presente a esa profundidad permitió una mejor actividad metabólica de éstos.

Al igual que los lodos de R4, los lodos de R5 mostraron inicialmente una reducida proporción de CH₄, pero en muy poco tiempo alcanzaron cifras cercanas al 50%. El CO₂, presentó ligeras variaciones los primeros días, pero posteriormente se mantuvo en promedio a 46% (fig V.2.14).

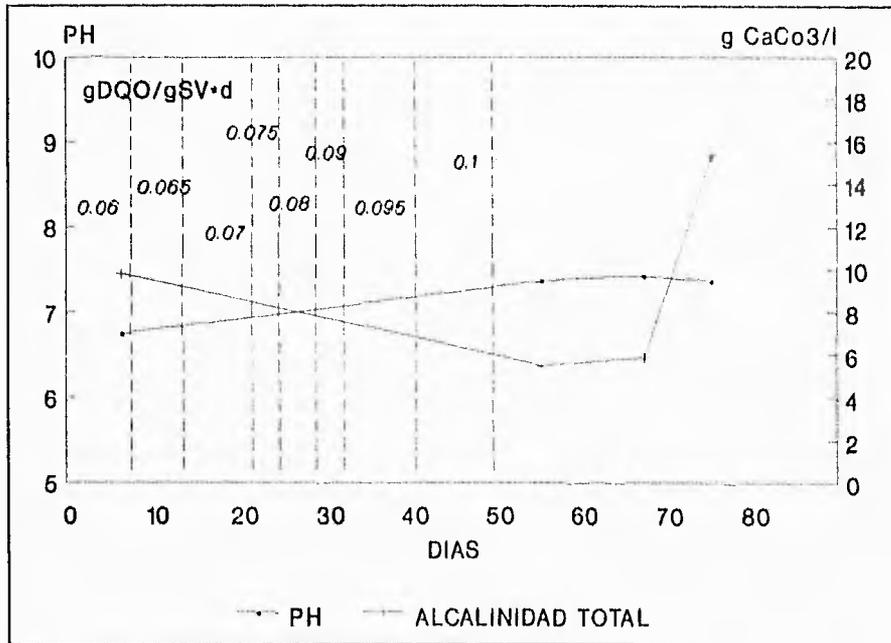


Fig. V.2.13. Perfil de pH y alcalinidad total de los lodos de 1 m de profundidad provenientes de Bordo Poniente (R5) durante la etapa de aclimatación a carga orgánica.

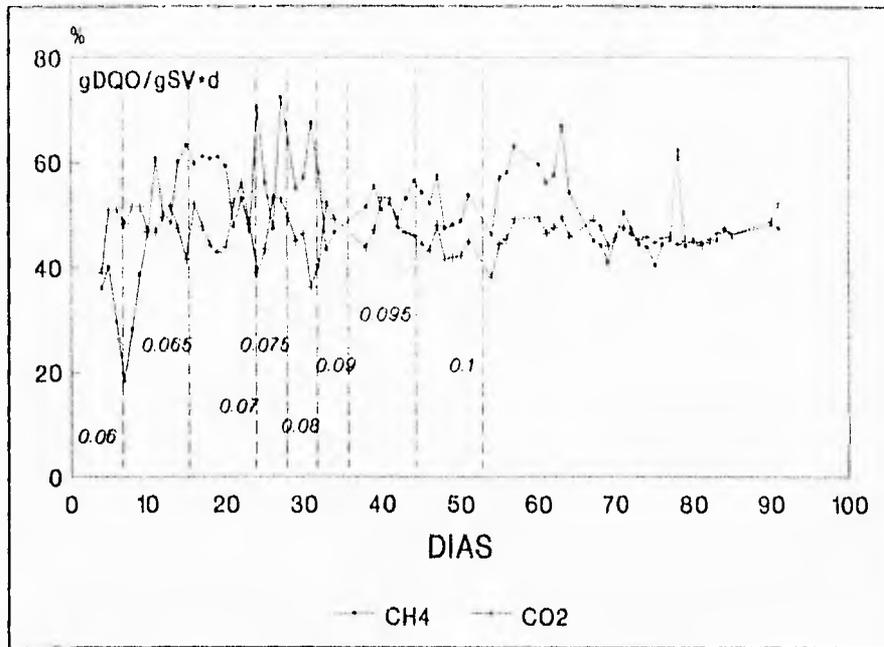


Fig. V.2.14. Proporción de metano y bióxido de carbono en el biogás producido por los lodos de 1 m de profundidad provenientes de Bordo Pomiente (R5) durante la etapa de aclimatación a carga orgánica.

Durante la etapa de aclimatación, los seis grupos bacterianos involucrados en la degradación anaerobia de la materia orgánica incrementaron en concentración, Esto se observó en las cinco muestras que se trabajaron, de R1 a R5, como resultado del constante suministro de un sustrato fácilmente degradable como es la melaza, además de la incubación a una temperatura constante de 35°C, que es superior a la que se registra en los hábitats muestreados.

La variación de los grupos tróficos y la concentración de bacterias al final del periodo de aclimatación (tabla V.2.2), se compara con la obtenida para las muestras originales, con la finalidad de calcular los órdenes de magnitud de dicha variación. Todos los grupos bacterianos se incrementaron, a excepción de las sulfatorreductoras en R1, y las acetógenas sintróficas utilizadoras de butirato y las metanógenas acetoclásticas en R3. Las bacterias fermentativas aumentaron en todas las muestras, pero el mayor incremento se osbservó en R1 y R2; las acetógenas sintróficas

utilizadoras del propionato no aumentaron en R1, y en R4 se promovió su presencia ya que el valor inicial fue cero; las acetógenas simtróficas utilizadoras del butirato no aumentaron en R1 y R5 y aparentemente desaparecieron de R3, al igual que las bacterias metanógenas acetoclásticas en R3. Las metanógenas hidrogenófilas se mantuvieron prácticamente constantes en R4 y R5 y aumentaron muy poco en R1 y R3. Finalmente, las sulfatorreductoras se redujeron en R1 y aumentaron poco en el resto de las muestras.

Tabla V.2.2. Variación de la población de los diferentes grupos tróficos como resultado de la aclimatación a carga orgánica

GRUPOS BACTERIANOS (bacterias/gSV)		R1	R2	R3	R4	R5
FERMENTATIVAS	ANTES	1.8E06	3.6E03	1.4E07	1.2E09	1.3E07
	DESPUÉS	2.3E12	3.4E09	3.1E09	2.3E10	1.0E10
	ORDENES DE MAGNITUD	6	6	2	1	3
ACETÓGENAS SINTRÓFICAS UTILIZADORAS DE PROPIONATO	ANTES	4.0E06	2.2E05	3.2E04	0	2.7E05
	DESPUÉS	2.9E06	2.9E06	3.1E07	3.0E06	8.3E06
	ORDENES DE MAGNITUD	0	1	3	6	1
ACETÓGENAS SINTRÓFICAS UTILIZADORAS DE BUTIRATO	ANTES	1.0E04	1.2E04	5.3E05	0	5.8E06
	DESPUÉS	2.3E04	2.9E05	0	1.7E08	8.2E06
	ORDENES DE MAGNITUD	0	1	-5	8	0
METANÓGENAS ACETOCLÁSTICAS	ANTES	1.0E05	0	2.6E05	3.5E08	1.3E05
	DESPUÉS	2.6E07	1.7E07	0	3.0E09	3.0E10
	ORDENES DE MAGNITUD	2	7	-5	1	5
METANÓGENAS HIDROGENÓFILAS	ANTES	1.0E06	9.9E03	1.8E05	1.2E09	2.2E08
	DESPUÉS	2.3E07	1.4E08	3.1E06	3.0E09	8.0E08
	ORDENES DE MAGNITUD	1	5	1	0	0
SULFATO-REDUCTORAS	ANTES	1.0E06	1.5E05	1.1E06	7.0E06	1.3E07
	DESPUÉS	9.0E05	8.4E06	6.3E07	1.7E09	3.0E10
	ORDENES DE MAGNITUD	-1	1	1	3	3

3. PRUEBAS DE BIODEGRADABILIDAD EN BOTELLAS

Después de la etapa de aclimatación, los lodos se sometieron a diferentes pruebas de biodegradabilidad en condiciones similares a las del relleno sanitario, con ello se pudo conocer la capacidad de cada lodo para degradar la basura orgánica en las condiciones salobres que imperan en Bordo Poniente, tal como se especifica en el objetivo de este trabajo.

A continuación se detallan estas pruebas de biodegradabilidad y se describen los resultados obtenidos en cada una de ellas.

Prueba 1 de biodegradabilidad

Los valores presentados en la Tabla V.3.1 fueron obtenidos de la manera tradicional para evaluar la actividad metanógena de una muestra de lodo. La producción total es la cantidad de metano generada en cada botella y la específica está referida a la concentración de sólidos volátiles, que son una medida indirecta de la biomasa presente. Como podrá observarse, en algunas ocasiones la producción registrada por los testigos fue mayor a la de la prueba, o bien dieron valores muy similares. Esto se debió a la generación de metano a partir de sustrato residual en las muestras, lo cual sugirió la necesidad de repetir la experimentación asegurándose de agotar en las muestras de lodo, todo sustrato ajeno al experimento y permitir la generación de metano únicamente a partir de la degradación de basura.

En la misma Tabla V.3.1 se observa que para los lodos R1, R2 y R4, la producción específica de metano medida antes de la aclimatación fue mayor que la evaluada después de este periodo. Esto se debió a que las cargas orgánicas aplicadas fueron más bajas antes del periodo de aclimatación y con ello fue más fácil su degradación.

Dado que los resultados obtenidos no reflejaron la capacidad de degradación de la basura bajo las condiciones extremas del relleno, se planteó un nuevo experimento incluyendo tres testigos.

Durante esta prueba 1 se presentaron muchos problemas en el manejo de las muestras R2 y R3 por su consistencia arenosa, lo cual no permitió aumentar la carga orgánica de manera similar como se procedió para el resto de las muestras. Como se mencionó anteriormente, estas muestras se utilizaron como un testigo para conocer el comportamiento de microorganismos anaerobios en ambientes salobres,

pero no pensando en emplear sedimentos de esteros para la degradación de la basura orgánica de Bordo Poniente, por lo que se eliminaron de la experimentación.

Tabla V.3.1.

PRODUCCIÓN DE METANO OBTENIDA EN LA PRUEBA 1 DE BIODEGRADABILIDAD DE BASURA

MUESTRA	MEDICIÓN EN RELACIÓN A LA ACLIMATACIÓN	CARGA ORGÁNICA (gDQO/gSV)	PRODUCCIÓN DE METANO EN EL TESTIGO		PRODUCCIÓN DE METANO EN LA PRUEBA	
			TOTAL mmoles	ESPECÍFICA mmoles/gSV	TOTAL mmoles	ESPECÍFICA mmoles/gSV
R1	antes	0.2	5.35	55.08	1.37	14.10
	después	0.3	2.69	5.85	3.05	6.63
R2	antes	0.01	-	-	4.58	24.27
	después	0.06	7.09	7.24	2.04	2.08
R3	antes	0.01	0.42	2.54	3.38	20.49
	después	0.06	9.49	15.64	14.56	24.00
R4	antes	0.05	2.89	24.57	6.52	55.44
	después	0.1	6.55	6.03	11.71	10.78
R5	antes	0.05	0.57	3.93	6.31	43.52
	después	0.1	6.09	15.40	17.17	43.41

Prueba 2 de biodegradabilidad

En la Tabla V.3.2 se presenta la composición de las botellas de medición, donde se indican las claves que se dieron a cada una en función de su contenido. La prueba BLI representa la producción de metano a partir de basura bajo condiciones extremas en presencia de lixiviados, es como su nombre lo indica, la que dió la respuesta de la capacidad degradadora de la basura orgánica. En el testigo BAI, el lixiviado se sustituyó por agua para comprobar si la muestra realmente presentaba capacidad metanógena en presencia del lixiviado. El testigo LI dió la producción de metano debida a la degradación de la materia orgánica proveniente del lixiviado y

finalmente, el testigo AI registró la producción a partir del sustrato residual, cuando éste no fue completamente degradado. Lo que era de esperarse después de las modificaciones metodológicas esperadas, es que los últimos dos testigos no se observara producción de metano, ya que se había agotado todo sustrato residual antes de la prueba y la materia orgánica presente en estos lixiviados no es biodegradable de acuerdo a Betanzos [1993].

Tabla V.3.2

CONTENIDO DE LAS BOTELLAS EMPLEADAS EN LAS PRUEBAS DE BIODEGRADABILIDAD

	BASURA	LIXIVIADO	AGUA	INÓCULO
PRUEBA BLI	X	X		X
TESTIGO BAI	X		X	X
TESTIGO LI		X		X
TESTIGO AI			X	X

Respecto a los lixiviados, previamente se evaluó el contenido de materia orgánica presente, que fue de 5.74 gDQO/l (Tabla V.1.2) y se practicaron pruebas de biodegradabilidad utilizando dos diferentes lodos, aclimatados y sin aclimatar (R1 y R5) a tres cargas distintas. Durante cuatro meses se tomaron muestras de biogás, y en ninguno de los casos se registró producción de metano, lo cual confirmó que los lixiviados de Bordo Poniente no son biodegradables.

Con la finalidad de comparar la capacidad biodegradadora de las muestras bajo las mismas condiciones, se decidió aplicar la misma carga orgánica de 0.1 gDQO/gSV.

Los resultados obtenidos en las curvas de progreso para la muestra R1 (fig. V.3.1), se puede observar que efectivamente, la generación de metano en los testigos LI y AI es muy baja y más bien parece ser producto de una respiración endógena que se dió por ausencia de sustrato. La curva de la prueba BLI es muy similar a la obtenida con el testigo BAI, lo cual indicó la facilidad de los microorganismos para degradar materia orgánica vía metanogénesis aún en presencia de lixiviados. El hecho de haber sometido la muestra R1 a un ambiente salobre durante el periodo de

aclimatación, aseguró una cierta presión selectiva sobre los microorganismos, de tal forma que están activos aquellos que pueden soportar las condiciones que anteriormente les causaban inhibición.

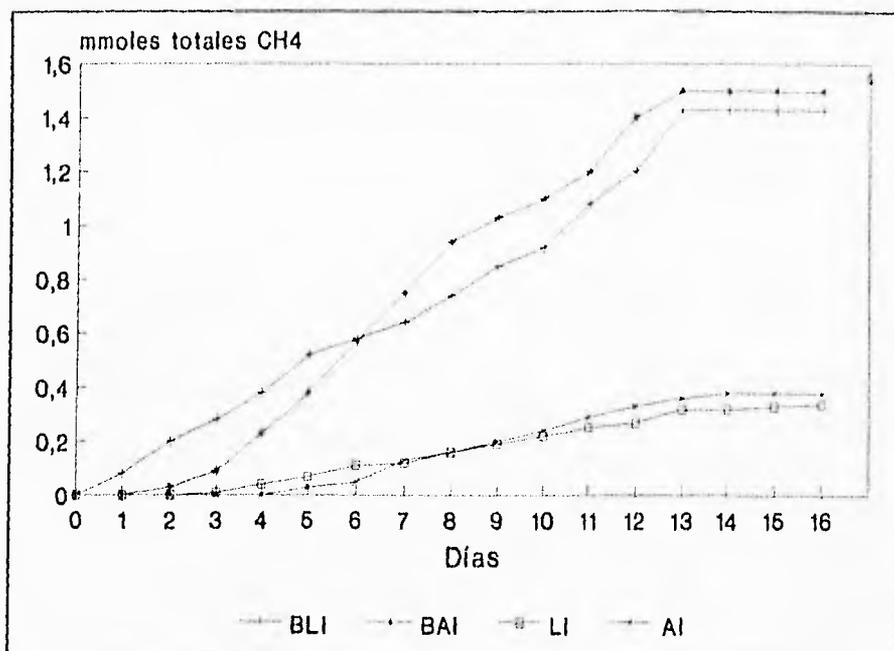


Fig. V.3.1. Producción de metano por R1 a una carga orgánica de 0.1 gDQO/gSV

Al comparar las curvas de generación de metano para la prueba BLI y el testigo BAI de la muestra R1, se puede observar que aunque con una pendiente ligeramente diferente, los niveles del metano producido a partir del día cinco fueron muy cercanos entre sí, llegando al máximo el día 13, donde se detuvo la actividad microbiana, tal vez por agotamiento del sustrato.

Con la muestra R4 (Fig. V.3.2), se puede observar que la generación de metano en la prueba BLI fue mayor que la de los tres testigos. En este caso se trata de lodos obtenidos del mismo hábitat natural extremo al que fueron sometidos, por lo que era de esperarse que en presencia de agua la actividad metanógena fuera menor. Al igual que en el caso anterior, la mínima cantidad de metano producida probablemente se debe a la respiración endógena que ocurre en ausencia de sustrato. En la prueba BLI

se registró un aumento gradual en la producción de metano, que alcanzó su máximo, de 1.43 milimoles, a los 14 días.

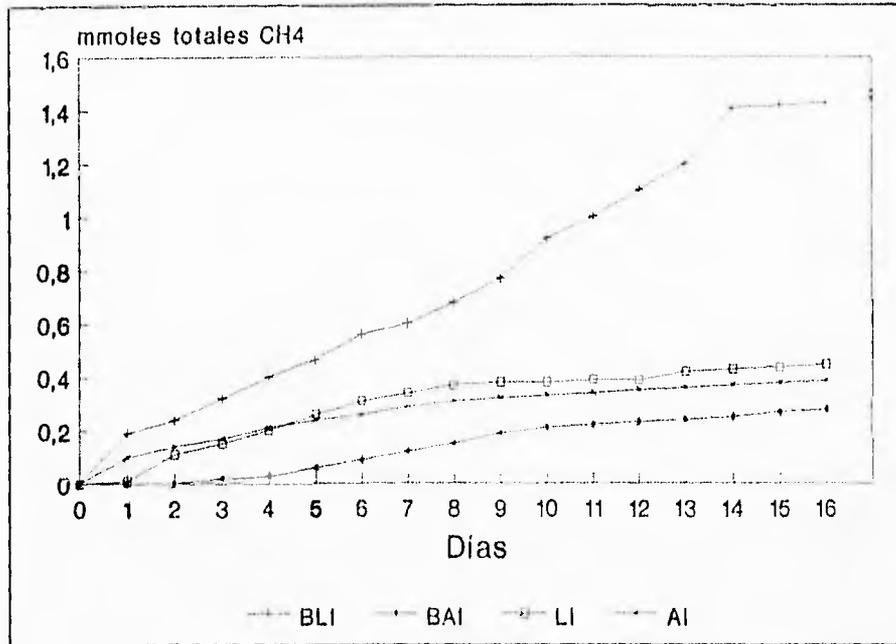


Fig. V.3.2. Producción de metano por R4 a una carga orgánica de 0.1 gDQO/gSV

En las curvas de producción de metano de la muestra R5 (fig. V.3.3), se puede apreciar un comportamiento de la prueba BLI muy similar al del testigo BAI, de la misma forma que ocurrió para la muestra R1. En este caso, los lodos R5 cuyo hábitat natural es el ambiente extremo, parecen poder adaptarse a un ambiente libre de lixiviados.

Con la finalidad de comparar entre sí la capacidad biodegradadora de las tres muestras, los resultados obtenidos se resumieron en la Tabla V.3.3. Aquí se observa que la producción total de metano en las pruebas BLI fueron muy similares, mientras que al comparar la producción específica, que está en función de la cantidad de sólidos volátiles de cada lodo, se obtuvo una mayor capacidad degradativa en R5, seguida de R1. Un aspecto que llama la atención, es que a pesar de que el origen de los lodos R4 y R5 es prácticamente el mismo, y que fueron sometidos al mismo tratamiento durante la aclimatación, los perfiles registrados durante el experimento

fueron diferentes. Además, en el testigo BAI de R4 hubo una mínima producción de metano, lo que podría indicar una cierta dificultad de adaptación de los microorganismos a los diferentes ambientes.

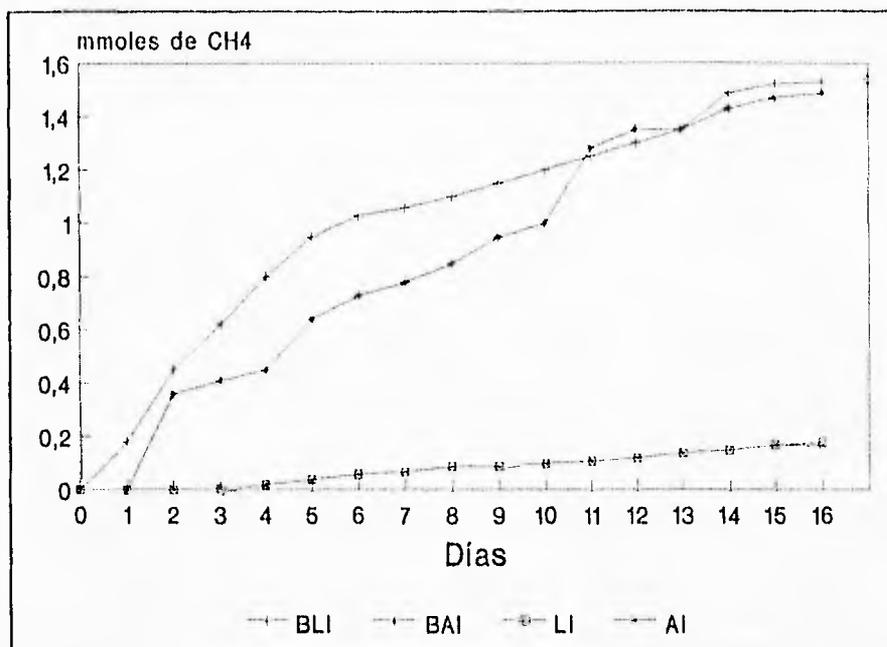


Fig. V.3.3. Producción de metano por R5 una carga orgánica de 0.1 gDQO/gSV

Tabla V.3.3

PRODUCCIÓN DE METANO EN LA PRUEBA 2 DE BIODEGRADABILIDAD DE BASURA A UNA CARGA ORGÁNICA DE 0.1 gDQO/gSV

MUESTRA	PRUEBA BLI		TESTIGO BAI		TESTIGO LI		TESTIGO AI	
	TOTAL mmoles	ESPECÍFICA mmoles/gSV						
R1	1.35	2.93	1.46	3.17	0.34	0.73	0.38	0.82
R4	1.43	1.31	0.17	0.15	0.35	0.32	0.28	0.25
R5	1.6	4.04	1.56	3.94	-	-	0.07	0.17

Prueba 3 de biodegradabilidad

Con el aumento de la carga orgánica a 0.3 gDQO/gSV y la adición de los mismos testigos que en la prueba anterior, se observó una diferencia importante en la producción de metano alcanzada por los lodos R1 y R5 (Tabla V.3.4), que se registró durante toda la prueba y que se confirma en la Figura V.3.4. Este comportamiento podría ser el resultado de una sobrecarga del sistema por lo que al finalizar la prueba se midió el pH de las botellas (Tabla V.3.5).

Tabla V.3.4

PRODUCCIÓN DE METANO EN LA PRUEBA 3 DE BIODEGRADABILIDAD DE BASURA A UNA CARGA ORGÁNICA DE 0.3 gDQO-CH₄/gSV

MUESTRA	PRUEBA BI		TESTIGO BI		TESTIGO AI		TESTIGO LI	
	TOTAL mmoles	ESPECÍFICA mmoles/gSV	TOTAL mmoles	ESPECÍFICA mmoles/gSV	TOTAL mmoles	ESPECÍFICA mmoles/gSV	TOTAL mmoles	ESPECÍFICA mmoles/gSV
R1	0.92	2.00	0.08	0.17	0.83	1.80	0.90	1.95
R4	1.1	0.92	-	-	0.68	0.62	0.68	0.62
R5	2.68	6.67	2.10	5.31	0.80	2.02	0.88	2.22

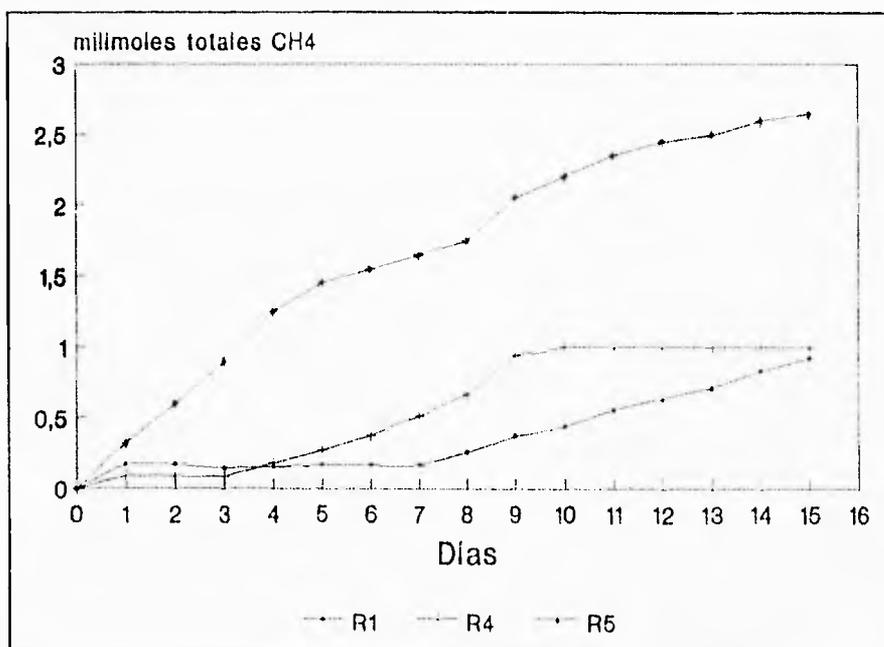


Fig. V.3.4. Comparación de la producción de metano por las tres muestras de lodo a una carga orgánica de 0.3 gDQO/gSV

Tabla V.3.5

VALORES DE pH OBTENIDOS AL FINAL DE LA PRUEBA 3 DE BIODEGRADABILIDAD DE BASURA A UNA CARGA ORGÁNICA DE 0.3 gDQO-CH₄/gSV

MUESTRA	PRUEBA BLI	TESTIGO BAI	TESTIGO LI	TESTIGO AI
R1	8.0	5.75	7.67	6.75
R4	8.25	4.48	7.73	6.0
R5	8.02	5.18	7.26	6.93

Los valores de pH obtenidos reflejan acidificación en las botellas de los testigos BAI, pero no así con la prueba BLI, donde aparentemente la presencia de lixiviados juega un papel importante en la regulación del pH, dando cifras que son favorables para la metanogénesis, tal vez por la presencia de carbonatos y bicarbonatos en los lixiviados. No obstante, el pH no explicó la reducción en la producción de metano, más bien fue la dificultad para procesar una mayor carga a las condiciones de la experimentación.

En cuanto a la producción específica de metano, el nivel más alto de 6.67 mmoles/gSV se obtuvo con el lodo R5 y menos del 30% con el R1 (tabla V.3.4). El lodo R4 nuevamente mostró un comportamiento opuesto al lodo R5.

Prueba 4 de biodegradabilidad

En esta cuarta prueba se consideró una reducción de la carga orgánica a 0.2 gDQO/gSV, para tratar de responder a los resultados obtenidos en la prueba anterior. La mayor producción se obtuvo con R4 (5 mmoles), seguida de R5

Tabla V.3.6

PRODUCCIÓN DE METANO EN LA PRUEBA 4 DE BIODEGRADABILIDAD DE BASURA A UNA CARGA ORGÁNICA DE 0.2 gDQO/gSV

MUESTRA	PRUEBA BLI		TESTIGO BAI		TESTIGO LI		TESTIGO AI	
	TOTAL mmoles	ESPECÍFICA mmoles/gSV						
R1	2.0	4.35	0.53	1.15	0.57	1.23	0.56	1.21
R4	5.0	4.60	0.05	0.04	0.94	0.86	0.90	0.82
R5	4.0	10.11	3.00	7.58	0.91	2.30	0.85	2.14

(Tabla V.3.6), que es contradictorio con lo observado en la prueba anterior en donde la muestra R4 no mostró una actividad importante. A pesar de ello la producción específica más alta se obtuvo con R5, tal como ocurrió en las pruebas anteriores. También se observa una mayor capacidad de adaptación de R5, ya que en el testigo BAI fue el que alcanzó niveles comparables a los de la prueba BLI.

El perfil de las curvas de progreso obtenido para las tres muestras (Fig. V.3.5), confirmó el comportamiento similar entre las muestras R4 y R5, con un nivel de producción de metano superior al alcanzado con R1.

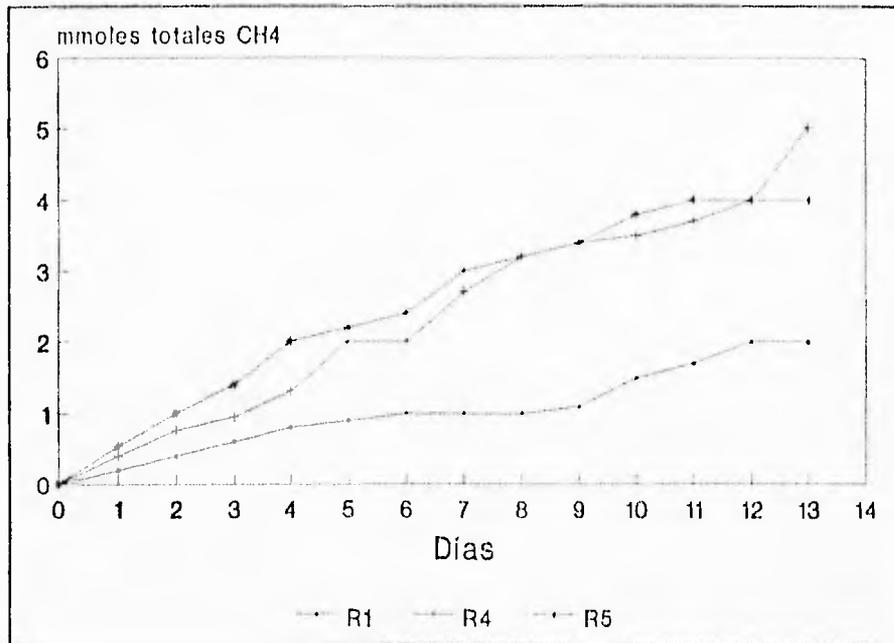


Fig. V.3.5. Comparación de la producción de metano de las tres muestras de lodo durante la prueba 4 de biodegradabilidad de basura a una carga orgánica de 0.2 gDQO/gSV.

Comparación de la producción de metano a las diferentes cargas orgánicas

La comparación de los resultados obtenidos en las pruebas 2, 3 y 4, permitieron comprobar el efecto de la carga orgánica sobre la degradación de la basura. Para la muestra R1 (fig. V.3.6), se comprueba una menor y más lenta generación de metano cuando la carga orgánica fue de 0.3 gDQO/gSV y una mayor facilidad de degradación a 0.2 gDQO/gSV.

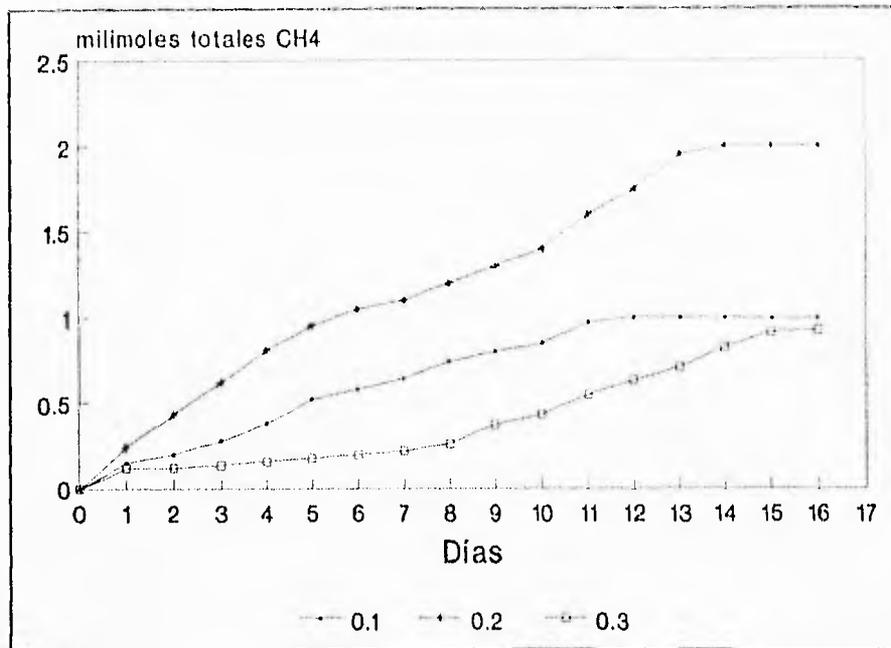


Fig. V.3.6. Producción de metano a partir de basura por la muestra R1 a diferentes cargas orgánicas (expresadas en gDQO/gSV).

Por su parte el efecto de la carga de 0.3 gDQO/gSV (fig. V.3.7), fue más notorio para el lodo R4, donde el perfil se sobrepone con el registrado para 0.1 gDQO/gSV. Con la carga de 0.2 gDQO/gSV la producción de metano se dió desde el primer día al igual que sucedió para el lodo R1.

En el caso de R5 (fig. V.3.8), la respuesta a las diferentes cargas es menos drástica comparada con las muestras R1 y R4. Con una carga de 0.3 gDQO/gSV, la generación de metano fue menor que con 0.2 gDQO/gSV, pero mayor que con 0.1 gDQO/gSV.

Los resultados así presentados, indicaron que los lodos de purga aún aclimatados a las condiciones extremas de Bordo Poniente son una alternativa interesante siempre que la carga orgánica no sea muy alta, y los lodos R5 son la mejor opción para la degradación de la basura orgánica en Bordo Poniente. Sin embargo, la manera como fueron hechos los ensayos no reflejan las condiciones reales del relleno sanitario, para lo cual se realizaron las pruebas en columna que se describen en la siguiente sección.

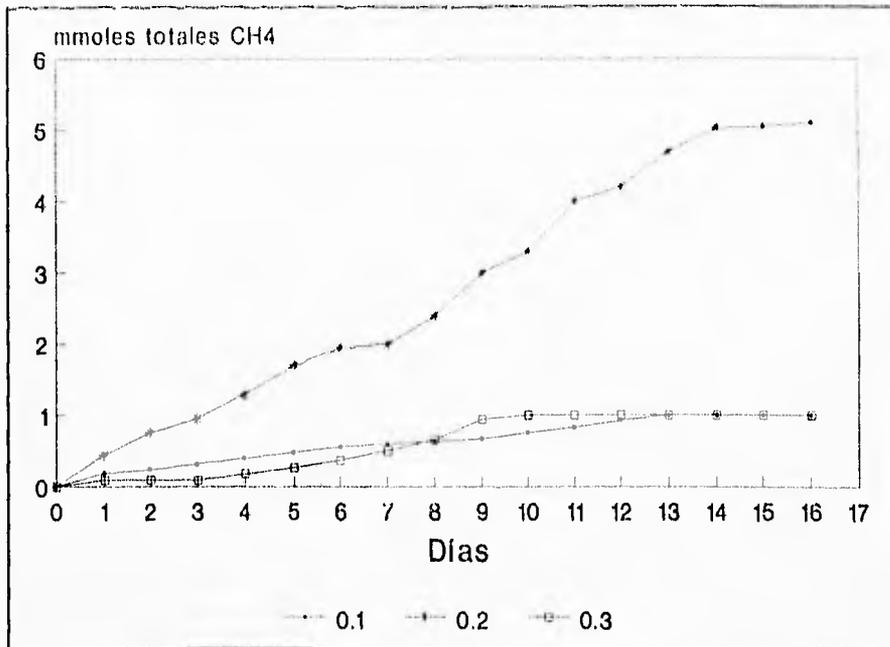


Fig. V.3.7. Producción de metano a partir de basura por la muestra R4 a diferentes cargas orgánicas (expresadas en gDQO/gSV).

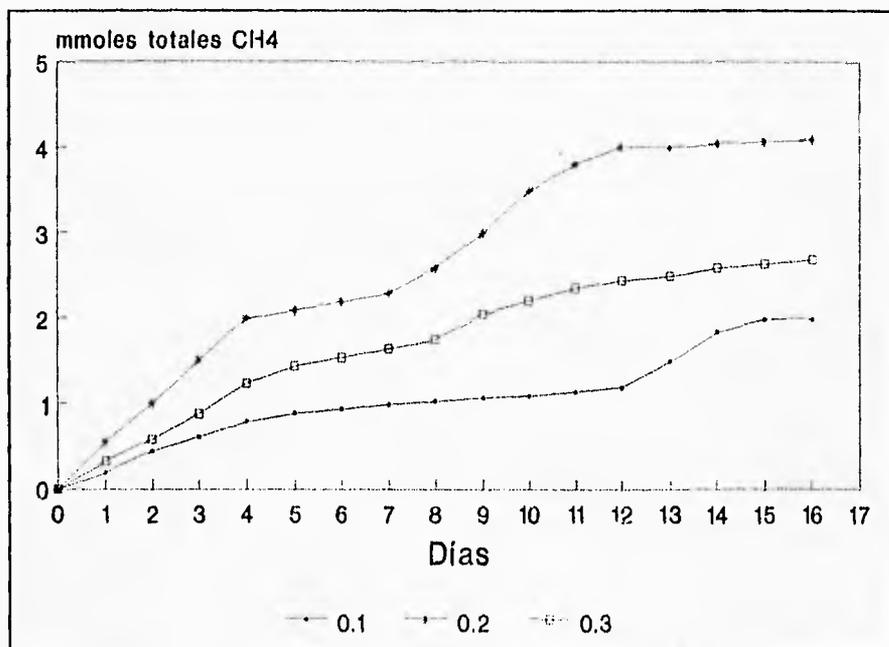


Fig. V.3.8. Producción de metano a partir de basura por la muestra R5 a diferentes cargas orgánicas (expresadas en gDQO/gSV).

4. PRUEBAS DE BIODEGRADABILIDAD EN COLUMNAS EMPACADAS

Para probar la capacidad real de aclimatación alcanzada por los lodos de purga provenientes de un reactor anaerobio (R1) comparados con los lodos del pantano de Bordo Poniente (R5), se sometieron ambos a una prueba en columna que semejara con mayor fidelidad las condiciones existentes en el relleno sanitario. Al inicio de la prueba, en los reactores se apreciaban las capas de basura muy bien delimitadas; pero, a medida que ocurrió la biodegradación de la basura las capas se perdieron y el volumen de sólidos se redujo notablemente hasta que quedó un volumen importante de lixiviados en la parte superior. En la figura V.4.1 se puede apreciar la diferencia entre el testigo y las dos columnas inoculadas.

El perfil de la composición del biogás en las tres columnas (fig. V.4.2), muestra que la producción de metano se dió después del tercer día en las columnas donde se inocularon lodos. Se observó una mayor proporción de metano con R1, la cual fue del 60%, mientras que para el R5 la proporción fue del 40%, valores similares a los obtenidos en la etapa de aclimatación. La máxima proporción se alcanzó entre los días 9 y 10, deteniéndose en el día 16 donde se observó una notable reducción probablemente por agotamiento del sustrato. En el testigo la generación de metano fue mínima, debido posiblemente a la inhibición de los microorganismos por los lixiviados presentes, reproduciéndose así lo sucedido en el relleno sanitario.

La proporción de bióxido de carbono en el biogás (fig. V.4.3), inició desde el primer día alcanzándose el máximo valor el tercer día. El lodo R1 alcanzó una proporción máxima de 60%, que disminuyó a 40% al día 8, lo cual coincide con el aumento en la proporción de metano; para R5 la máxima proporción fue de 45% al tercer día, y disminuyó a 25%, también cuando aumentó la proporción de metano. El testigo presentó un comportamiento distinto, ya que su proporción alcanzó un máximo de 60%, lo cual indica que los microorganismos presentes en la tierra del relleno sanitario degradan la materia orgánica por vía fermentativa, no por metanogénesis, ya que seguramente los lixiviados inhiben la actividad de las bacterias encargadas de esta última.

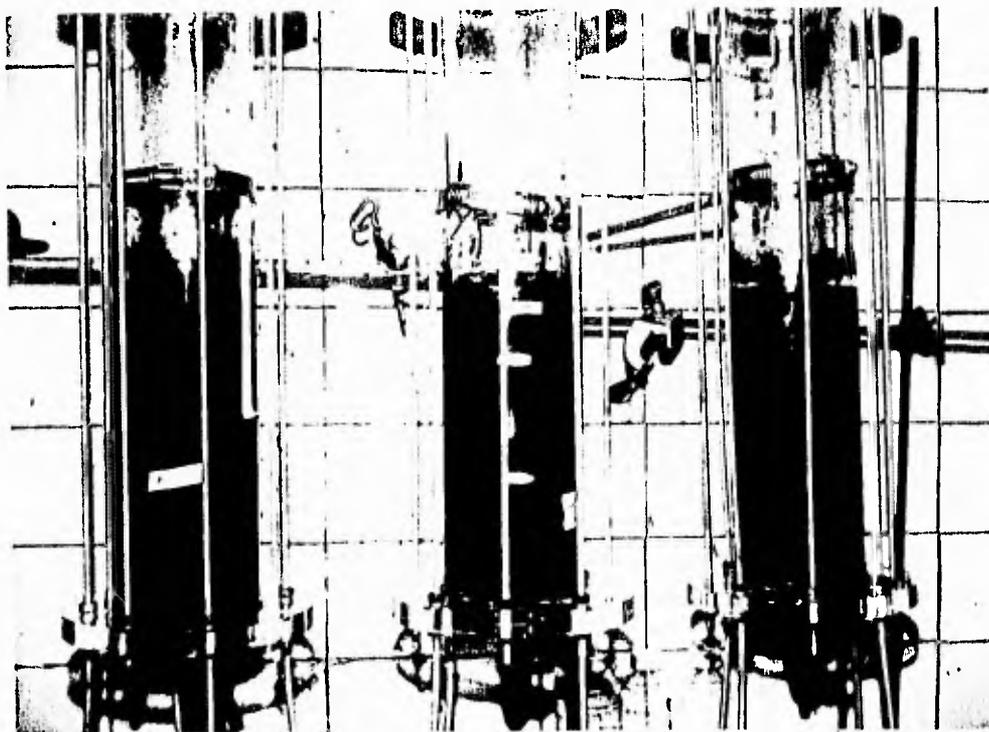
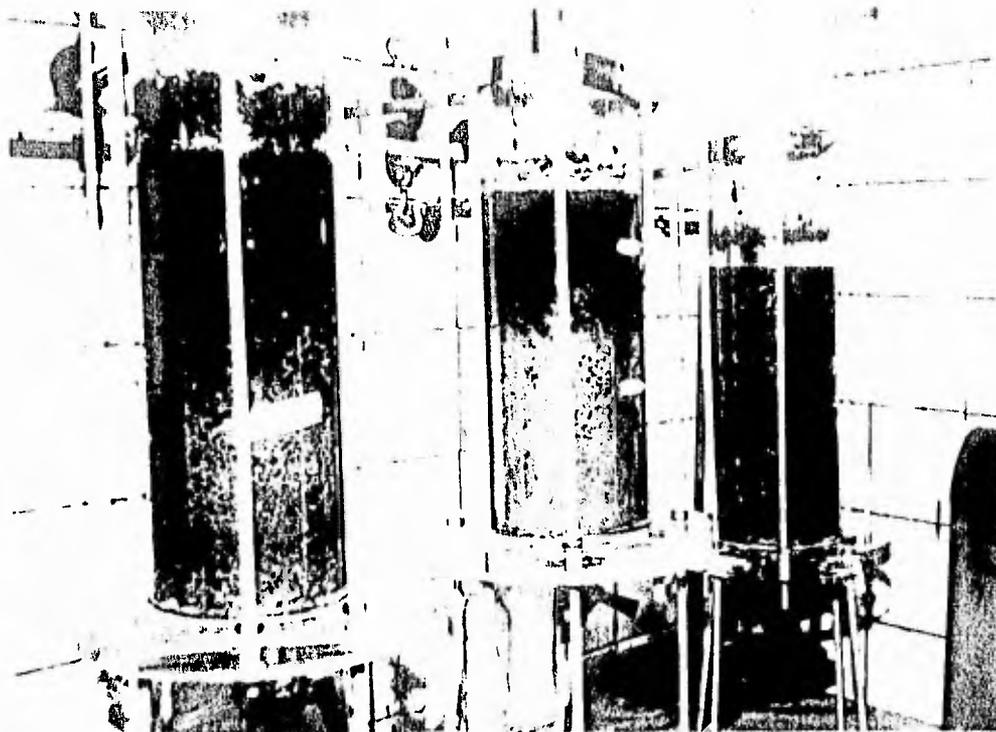


Fig. V.4.1. Apreciación de las columnas donde se realizó el experimento de biodegradabilidad de la basura

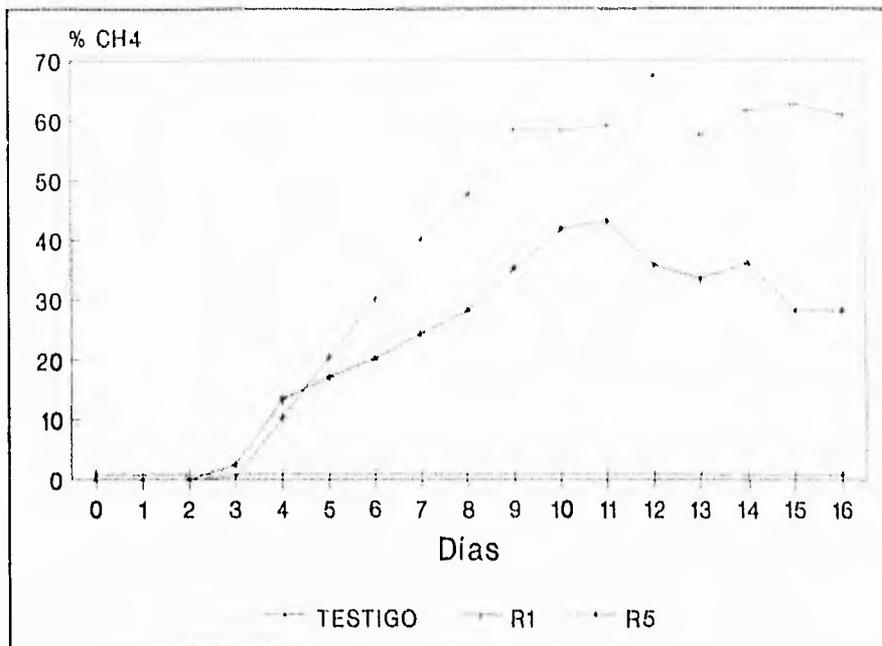


Fig. V.4.2. Proporción de metano en el biogás generado en las pruebas de biodegradabilidad de basura en columnas empacadas con suelo y lixiviados.

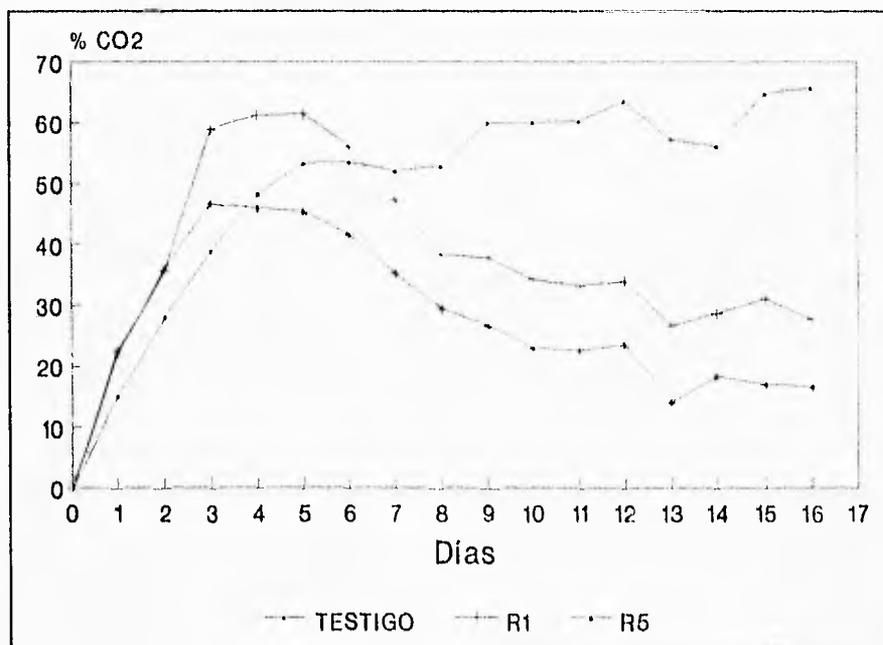


Fig. V.4.3. Proporción de bióxido de carbono en el biogás generado en las pruebas de biodegradabilidad de basura en columnas empacadas con suelo y lixiviados.

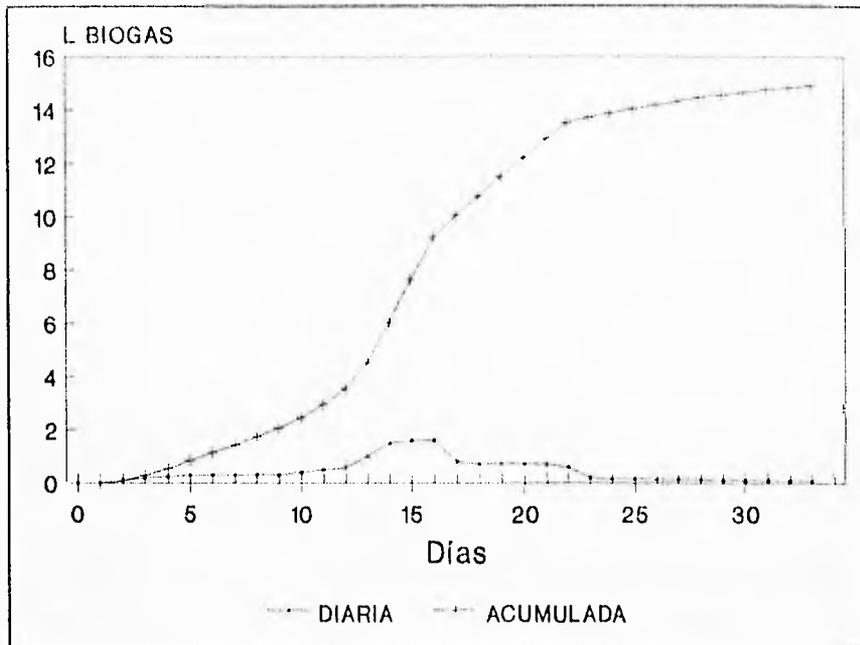


Fig. V.4.4. Producción de biogás durante las pruebas de biodegradabilidad en columna inoculada con R1.

Durante el experimento se procedió a cuantificar el volumen de biogás producido diariamente en la columna inoculada con R1 (fig. V.4.4). La producción acumulada de biogás fue de 14.98 litros durante 34 días que duró la prueba y la máxima velocidad de producción, que fue de 3.17 l/d, se registró del día 10 al 16 y posteriormente descendió, debido al agotamiento de sustrato.

Los resultados obtenidos de las pruebas en columna muestran que los lodos R1 aclimatados sí pueden competir favorablemente con los lodos del pantano, por lo que se perfilan como una alternativa para acelerar la degradación de la basura orgánica de Bordo Poniente. También demuestran el importante papel de los microorganismos anaerobios durante la degradación de la materia orgánica, que llevan a ésta a su completa estabilización.

VI. CONSIDERACIONES FINALES

En México, la legislación ambiental considera a los lodos residuales como residuos peligrosos (NOM-CRP-001-ECOL/93) debido a que las pruebas **CRETIB** (Corrosividad, Reactividad, Explosividad, Toxicidad, Inflamabilidad y Biológico-infeccioso), arrojan resultados positivos en lo que respecta a la característica biológica-infecciosa, por la presencia de bacterias patógenas de los géneros *Salmonella*, *Staphylococcus*, *Streptococcus*, *Escherichia*, *Vibrio*, *Clostridium*, *Bacillus* y *Peptococcus*, entre otras. A pesar de su patogenicidad estos géneros bacterianos desempeñan un papel importante durante la hidrólisis y fermentación de la materia orgánica. Debido a esto, lo que se hace en la práctica es estabilizar los lodos con cal antes de su disposición final en rellenos sanitarios [IMTA, 1993; Díaz y González, 1994]. En otras ocasiones se permite su estabilización en digestores anaerobios, hasta que se agota toda la materia orgánica y por respiración endógena ocurre la muerte celular [Gujer y Zehnder, 1983].

Por otra parte, la basura es también un residuo peligroso porque sus constituyentes promueven la proliferación de agentes transmisores de enfermedades como moscas, mosquitos, ratas, ratones y perros callejeros, además de servir como alimento de las bacterias patógenas encargadas de su degradación. La generación de lixiviados es parte del proceso mismo de degradación de la materia orgánica, es por eso que los actuales rellenos sanitarios que tienen como característica principal la protección del ambiente circundante, están diseñados y construidos con alta tecnología, que requiere en forma indispensable de un sistema de recolección de lixiviados.

El trabajo presentado aquí es único en su tipo, no se ha encontrado en la bibliografía algún estudio con enfoques similares, ya que el objetivo planteado pretende resolver un problema particular del relleno sanitario Bordo Poniente. Como resultado se generó una propuesta de base biotecnológica, que consiste en mezclar los lodos anaerobios con la basura parcialmente degradada. Ésta se podría acomodar en forma de pilas y cubrirse con tierra con el fin de permitir que se establezcan las condiciones anaerobias requeridas para una rápida estabilización del relleno. Con los resultados aquí presentados quedó demostrado que la presencia de lixiviados no afecta la actividad microbiana de los lodos de Bordo Poniente ya que están en su habitat natural; así mismo los lodos de purga una vez aclimatados a salinidad, mostraron una actividad que es comparable a los primeros.

Un enfoque de ingeniería ambiental podría contraponerse con la propuesta biotecnológica que surge de este trabajo, ya que como se dijo anteriormente los lodos son considerado residuos peligrosos. Sin embargo, en el caso específico de Bordo Poniente, el material microbiológico del pantano al igual que la basura parcialmente degradada, están ahí en el propio relleno, y ambos representan una fuente potencial de contaminación, cuando podría ser explotada la capacidad degradadora de los microorganismos cuyo hábitat natural son las condiciones salobres. Con el apoyo de la propia ingeniería ambiental se podrían construir celdas controladas con la más alta tecnología de sistema de recolección de lixiviados y así tener la seguridad de prevenir la contaminación del subsuelo.

Por otro lado, también surge una propuesta para la operación de rellenos sanitarios en general, la cual consiste en dar utilidad a los lodos residuales a pesar de ser residuos peligrosos, antes de su estabilización final, bajo un esquema de estrictas normas de seguridad. Los lodos residuales podrían colocarse como capas intercaladas entre las capas de basura, con la finalidad de acelerar la degradación de la materia orgánica. Al agotarse el sustrato, la respiración endógena tendría lugar, con ello ocurrirá la muerte de los microorganismos presentes y consecuentemente la estabilización del sistema. De esta manera se podría dar utilidad a un desecho que tiene problemas para su disposición final y podría acelerarse la estabilización de cualquier relleno sanitario.

VII. CONCLUSIONES

- * La actividad de los lodos provenientes del reactor anaerobio (R1) en condiciones salobres, el aumento en la proporción de metano de los sedimentos de esteros y la actividad de los lodos de Bordo Poniente comprueban una aclimatación a condiciones microambientales extremas si se toma como referencia su hábitat natural.
- * Los sedimentos de los esteros no mostraron la actividad esperada debido fundamentalmente a que el hábitat natural de los microorganismos es muy diferente a las condiciones empleadas en el estudio. Sin embargo, sirvieron como punto de referencia para la realización del trabajo.
- * Los lodos provenientes del reactor anaerobio (R1) mostraron una muy buena capacidad degradadora de basura orgánica: en las columnas empacadas se logró en un menor tiempo con respecto a los lodos del pantano (R5).
- * Para acelerar la estabilización del relleno sanitario de Bordo Poniente se plantean dos propuestas biotecnológicas:

1. Los lodos del pantano del propio relleno sanitario, que ya están aclimatados a las condiciones salobres del lugar, ofrecen una muy buena alternativa técnica y económica, podrían ser mezclados con la basura parcialmente degradada y posteriormente cubrir con tierra para favorecer la anaerobiosis. De esta forma se utilizaría un material que al igual que la basura representa un problema dentro de Bordo Poniente.

2. Los lodos activados de purga generados durante el tratamiento de aguas residuales una vez estabilizados en anaerobiosis y aclimatados a condiciones salobres, también podrían ser mezclados con la basura parcialmente degradada como en el caso anterior. Con esto se daría utilidad a los lodos de purga que también presentan un problema de tratamiento antes de su disposición final.

BIBLIOGRAFIA

APHA-AWWA-WPFC., 1990. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 16 th edition. *American public. Health Asociation*. Washington D. C. pp 1268.

Atlas R. M. and Bartha R. 1993., **Microbial ecology**. Benjamin Cummings, Publishing. **Effects of Abiotic Factors and Environmental Extremes on Microorganisms**. pp 212-230.

Attal A., Akunna J., Camacho P., Salmon P. and Paris I., 1992. **Anaerobic degradation of municipal wastes in landfills**. *Wat. Sci. Technol.* 25. (7): 243-353.

Ayala F. J. y Kiger J. A., 1984. **Genética moderna**. Fondo Educativo Interamericano. México. pp 428-446.

Balch W. E., Fox G. E., Magrum L. J. y Wolfe R. S., 1979. **Methanogens: reevaluation of a unique biological group**. *Microbiol. Rev.* 43, 260-296.

Betanzos A. S., 1993. **Biodegradabilidad anaerobia de lixiviados de rellenos sanitarios**. Tesis de Licenciatura en Química Agrícola, Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Veracruzana.

Boone D. R. and Bryant M. P., 1980. **Propionate degrading bacterium, *Syntrophobacter wolinii* sp. nov. gen. nov., from methanogenic ecosystems**. *Appl. Environ. Microbiol.* 40, (3): 626-632.

Calzada J. F., 1990. Digestión anaeróbica en América Latina. Aspectos Generales. Memorias de conferencias sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales en América Latina. Ciudad Universitaria, D. F., pp 67-72.

Campbell R., 1987. Ecología microbiana. Editorial, Limusa. México. pp 161.

Caterpillar., 1991. Manual de manejo de desechos. USA. pp 39.

Colegio de Ingenieros Civiles de México., 1992. Nueva estrategia de manejo de desechos sólidos. *Ingeniería Civil*. México. pp 33-36.

Díaz A. N. y González M. S., 1992. Propuesta de un procedimiento para el tratamiento de lodos biológicos. Memorias del VIII Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental A. C., Cocoyoc Morelos.

Dominguez A. A., 1994. Estudio del efecto de la presión hidrostática sobre la granulación de lodo anaerobio. Tesis de Licenciatura en Biología, ENEP-Iztacala, UNAM.

García G. A., 1988. Manejo de residuos sólidos, problemática nacional. *Ingeniería ambiental*. Año 1. No. 4 (jul-ago) pp 6-10.

Grant W. D. y Long P. E., 1989. Microbiología ambiental. Editorial, Acribia. Ambientes extremos. España. pp 53-68.

Gujer W. and Zehnder A. J. B., 1983. Conversion processes in anaerobic digestion. *Wat. Sci. Technol.* 15: 127-167.

Guyot J. P., 1992. Introducción a la microbiología de los digestores anaerobios. Curso: Bioprocesos anaerobios para el tratamiento de efluentes industriales. UAM-I, ORSTOM, IMP.

Guyot J. P. y Ramirez F., 1989. Inhibition of the anaerobic acetate degradation by formate. *Biotechnol. Lett.* 11(5): 365-368.

Hungate R. E., 1969. A roll tube for cultivation of strict anaerobes. In: J. R. Norris And D. W. Ribbons (Editors). *Methods in Microbiology*. Vol 3b. Academic Press, New York. pp 117-132.

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua., 1993. *Otras alternativas de aplicación de la digestión anaerobia*. Apuntes del curso impartido por el IMTA, Jiutepec Mor.

Iturbe A. R., Silva M. A. E. y Chávez L. C., 1993. *Evaluación del riesgo de daño del acuífero del valle de México por la migración de lixiviados del relleno sanitario Bordo Poniente en el ex-Lago de Texcoco*. Proyecto 2327 Instituto de Ingeniería, UNAM. México.

Koerner R. M., 1985. *Construction and geotechnical methods in foundation engineering*. McGraw Hill. New York. pp 356-395.

Landau J. V., 1970. Hydrostatic pressure on the biosynthesis of macromolecules. In: A. M. Zimmerman (Ed.). High pressure effects on cellular process. *Academic Press, Inc.*, New York, pp 45-70.

Lehninger A. L., 1988. *Bioquímica*. Edit. Omega. Segunda edición. México. pp 871-909.

Lema J. M., Soto M., Méndez R. and Blázquez R., 1988. Comparison of mesophilic and thermophilic anaerobic filters treating very high saline wastewaters. *Fifth International Symposium on Anaerobic Digestion*. Bologna, Italy. pp 547-549.

Marsland D., 1970. Pressure-temperature studies on the mechanisms of cell division. In: A. M. Zimmerman (Ed.). High pressure effects on cellular processes. *Academic Press, Inc.*, New York, pp 259-312.

Matsumura P. and Marquis E. R., 1977. Energetics of streptococcal growth inhibition by hydrostatic pressure. *Appl. Environ. Microbiol.*, 33(4): 885-892.

Mc Carty P. L., 1964. Anaerobic wastewater treatment. *Environ. Science and Technology*. 20:1200-1206.

Mc Inerney M. J. and Bryant M. P., 1981. Anaerobic degradation of lactate by syntrophic associations of *Methanosarcina barkei* and *Desulfovibrio* species and effect of H₂ on acetate degradation. *Appl. Environ. Microbiol.* 41. (2): 346-354.

Mendoza S. L., 1994. Efecto de la velocidad ascendente en la granulación de lodo de purga, proveniente de un reactor UASB. Tesis de Licenciatura en Biología, ENEP-Iztacala, UNAM.

Morita R. Y., 1986. Pressure as an extreme environment. In microbes in extreme environments. (Eds. R. A. Herbert and G. A. Codd). Department of Biological Sciences, University of Dundee, Dundee, UK. pp 171-185.

Murillo F. R., 1992. Factores físicos de los rellenos sanitarios. Memorias del VIII Congreso Nacional. Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental A. C., Cocoyoc, México.

Noyola R. A., 1993. Tratamiento anaerobio de aguas residuales. Tratamiento anaerobio de aguas residuales: Curso Internacional México-Centroamérica. 16 al 24 de agosto. Instituto de Ingeniería-ICAITI. UNAM. México.

Noyola R. A. y Bustamante B. N., 1993. Evolución del inóculo en un reactor de lecho de lodos a escala industrial. VIII Congreso de la Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (SMISAAC), Cocoyoc, Mor.

Reed R. H., 1989. Halotolerant and halophilic microbes. *Plant Cell Environ.*, 9: 55-81.

Rees J. F., 1985. Landfills for treatment of solid wastes. *Comprehensive Biotechnology, the principles, applications and regulations of biotechnology in industry, agriculture and medicine.* Ed. Robinson, C. W. and John, A. H. . Vol.4. Chapter 63. New York . pp 1071-1087.

Rheinheimer G., 1982. *Microbiología de las aguas.* Editorial. Acribia. España. pp 28-35.

- Riosvelasco E. P. y Bárcenas R. H., 1989. Disposición final de desechos sólidos. Ingeniería Civil, Colegio de Ingenieros Civiles de México. México. pp 18-21.
- Rojas Ch. O., 1988. Factores ambientales que inciden en la aplicación de los procesos anaerobios. Manual del curso: Tratamiento anaerobio de aguas residuales. Medellin, Colombia.
- Romero J. J., 1988. Aspectos microbiológicos de la Laguna de Términos, Campeche. Tesis de Maestría en Biología, Facultad de Ciencias, UNAM.
- Ronald y col., 1986. Metanogenic activity in hypersaline environments. *Appl. Environ. Microbiol.* 44 (6). pp 1270-1276.
- Roy F., Samain E., Charles D. and Albagnac., 1986. *Syntrophomonas sapovorans* sp nov., a new obligately proton reducing anaerobic oxidizing saturated and unsaturated long chain fatty acids. *Arch. Microbiol.* 145: 142.147.
- Sánchez G. J., 1992. Lineamientos técnicos para el diseño racional y confiable de rellenos sanitarios. Memorias del VIII Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental A. C., Cocoyoc Morelos.
- Sánchez G. J., 1993. Diseño racional y confiable de rellenos sanitarios. Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental A. C., Ingeniería ambiental. 2. pp 34-44.
- Saval S. y Noyola A., 1992. "Aportaciones de la biotecnología al tratamiento anaerobio de aguas residuales". *Biotecnología.* 2 (5-6): 155-165.
- Sharp R. S. and Munster M. J., 1986. Bacteriological implications for microorganism for extreme environments. In microbes in extreme environments. Eds. R. A. Herbert and G. A. Codd. pp 215-295.
- Smith P. H. and Mah R. A., 1966. Kinetics of acetate metabolism during sludge digestion. *Appl. Microbiol.* No. 14. 368-371.
- Sowers K. R. and Ferry J. G., 1983. Isolation and characterization of a methylotrophic marine methanogen, *methanococoides methylutens* gen. nov., sp nov. *Appl. Environ. Microbiol.* 45(2): 684-690.

Speece R. E., 1983. Anaerobic biotechnology for industrial wastewater treatment. *Environ. Sci. technol.* 17. pp 416-427.

Stieb M. and Schink B., 1985. Anaerobic oxidation of fatty acids by *Clostridium bryantii* sp nov., a sporeforming, obligately syntrophic bacterium. *Arch. Microbiol.* 140: 387-390.

Stronach S. M., Rudd T and Lester J. N., 1986. Anaerobic digestion processes in industrial wastewaters treatment. *Springer Berlag*. Germany. pp 120.

Trejo V. R., 1994. Procesamiento de la basura urbana. Editorial, Trillas. México. 13-52 pp.

Woese C. R., 1981. Archaeobacterias. *Investigación y Ciencia* (Edición en español de Scientific American). Barcelona, España. No. 59. pp 48-61.

APÉNDICE

ETAPA DE ACLIMATACION. RELACION ALFA (ALCALINIDAD A pH 5.75/ALCALINIDAD A pH 4.3) Y SALINIDAD (g/l)

MUESTRA 1

DIAS	ALFA	SALINIDAD	DIAS	ALFA	SALINIDAD	DIAS	ALFA
0			44		2.38	88	
1			45	0.63	0.93	89	0.66
2			46		3.2	90	0.62
3			47		3.47	91	0.6
4			48	0.7	3.47	92	0.59
5	0.83		49	0.74	3.74	93	0.6
6	0.67		50		4.02	94	
7			51		4.29	95	0.62
8			52		4.56	96	0.62
9	0.8		53		4.84	97	0.66
10			54	0.68	5.11	98	0.59
11			55	0.72	5.11	99	
12	0.79		56		5.11	100	0.64
13			57	0.74	5.38	101	
14	0.77		58	0.69	5.65	102	0.7
15			59		5.92	103	
16			60		6.2	104	0.68
17			61	0.75	6.47	105	0.71
18			62		6.74	106	0.71
19			63		6.74	107	
20	0.83		64	0.84	6.74	108	
21			65	0.55	7.02	109	0.69
22			66	0.5	7.29	110	
23	0.8		67	0.55	7.56	111	0.53
24			68	0.55	7.84	112	0.59
25			69	0.43		113	
26	0.71		70			114	0.61
27	0.72		71	0.32		115	
28	0.86		72	0.48		116	0.67
29			73	0.45		117	
30	0.8		74			118	
31			75	0.47		119	0.66
32			76	0.53		120	
33	0.74		77	0.57		121	
34	0.75	0.47	78	0.79		122	
35	0.67	0.74	79	0.54		123	0.71
36		1.02	80	0.5		124	
37	0.71	1.56	81	0.52		125	0.65
38		1.83	82	0.45		126	0.57
39		2.11	83	0.54		127	
40		2.11	84	0.62		128	
41	0.68	2.11	85	0.57		129	
42	0.71	2.38	86	0.7		130	0.67
43		2.38	87	0.69		131	

DIAS	ALFA	DIAS	ALFA	DIAS	ALFA
				226	0.72
132		179		227	
133	0.65	180		228	
134	0.66	181		229	
135		182		230	0.74
136		183		231	
137	0.67	184	0.49	232	
138		185		233	
139	0.63	186		234	0.7
140		187	0.59	235	
141		188		236	
142		189	0.58	237	
143		190		238	
144		191		239	0.71
145	0.65	192	0.59	240	
146		193		241	
147		194		242	
148		195		243	0.73
149		196		244	
150	0.7	197		245	
151		198	0.56	246	
152	0.71	199		247	
202		200		248	
154	0.62	201		249	0.62
155		202		250	
156		203	0.68	251	
157		204		252	
158	0.56	205	0.66	253	
159		206		254	
160		207		255	
161	0.47	208		256	0.77
162		209			
163		210			
164	0.45	211	0.66		
165		212			
166	0.52	213			
167	0.51	214			
168		215			
169	0.5	216			
170	0.57	217			
171		218			
172		219			
173		220			
174		221			
175		222			
176		223			
177	0.54	224			
178		225			

ETAPA DE ACLIMATACION, VALORES DE pH Y ALCALINIDAD TOTAL..(mgCaCO3/L)

MUESTRA 1

DIAS	pH	ALCALINIDAD TOTAL	DIAS	pH	ALCALINIDAD TOTAL	DIAS	pH	ALCALINIDAD TOTAL
0			44			88		
1			45	7.46	7974	89	7.98	16258
2			46			90	8.01	21094
3			47			91	8.1	21918
4			48	7.9	7563	92	8.11	19705
5	8.1	3874	49	7.95	5917	93	8.08	20271
6	7.44	5060	50			94		
7			51			95	8.18	19345
8			52			96	8.26	20014
9	7.82	5639	53			97	8.3	20168
10			54	7.6	11731	98	8.05	20477
11			55	7.6	7254	99		
12	7.41	5587	56			100	8.3	18265
13			57	7.58	8130	101		
14	7.5	7062	58	7.58	11525	102	8.2	23461
15			59			103		
16	7.92	6271	60			104	8.4	20182
17			61	7.8	10599	105	8.01	26453
18			62			106	7.92	26198
19			63			107		
20	7.58	6956	64	7.8	16824	108		
21			65	7.67	11216	109	8.1	25242
22			66	7.68	9621	110		
23	7.8	7220	67	7.37	13068	111	7.75	23651
24			68	7.31	16361	112	7.91	24222
25			69	7.3	12245	113		
26	8.1	7272	70			114	8.14	24477
27	7.52	9591	71	7.45	12811	115		
28	7.64		72	7.45	13737	116	8.3	24350
29	7.35	6166	73	7.5	14046	117		
30	7.56	7167	74			118		
31			75	7.64	15126	119	8.13	30150
32			76	7.76	14870	120		
33	7.6	7958	77	7.73	13634	121		
34	7.93	8116	78	8	18110	122		
35	7.75	8537	79	7.92	16464	123	8.25	31234
36			80	7.65	15383	124		
37	7.6	8286	81	7.6	18162	125	8	30080
38			82	7.62	17081	126	7.78	33404
39			83	7.95	20117	127		
40			84	7.96	19911	128		
41	7.5	10171	85	8.36	20631	129		
42	7.65	6945	86	8.18	21146	130	8.16	27282
43			87	8.23	21609	131		

DIAS	pH	ALCALINIDAD TOTAL	DIAS	pH	ALCALINIDAD TOTAL	DIAS	pH	ALCALINIDAD TOTAL
132			179			226	8.3	27494
133	8.1	28812	180			227		
134	7.97	31680	181			228		
135			182			229		
136			183			230	8.4	28626
137	8.02	28238	184	7.88	29767	231		
138			185			232		
139	8	28047	186			233		
140			187	8.06	30852	234	8.25	27217
141			188			235		
142			189	7.91	25176	236		
143			190			237		
144			191			238		
145	8.13	28493	192	8.01	27009	239	8.33	26631
146			193			240		
147			194			241		
148			195			242		
149			196			243	8.29	25014
150	8.31	30278	197			244		
151			198	7.76	24098	245		
152	8.5	30852	199			246		
153			200			247		
154	8.02	27601	201			248		
155			202			249	8.22	24475
156			203	8.34	26523	250		
157			204			251		
158	7.76	24414	205	8.34	27117	252		
159			206			253		
160			207			254		
161	7.74	28493	208			255		
162			209			256	8.51	28141
163			210					
164	7.53	22820	211	8.21	27817			
165			212					
166	7.88	29449	213					
167	8.15	29449	214					
168			215					
169	7.9	27983	216					
170	8.11	28429	217					
171			218					
172			219					
173			220					
174			221					
175			222					
176			223					
177	7.8	28939	224					
178			225					

ETAPA DE ACLIMATACION. PORCENTAJE DE METANO PRODUCIDO
MUESTRA 1

DIAS	% CH4						
0		47	74.6	94	62	141	52.72
1		48	57.3	95		142	51.87
2	53.63	49	68.5	96	76	143	49.71
3	47.35	50	66	97	68	144	52.4
4		51	52.32	98	64	145	46.7
5	46.3	52	62.8	99	49.6	146	58
6	66.2	53	73.54	100	59.5	147	60
7		54	63.85	101	60.6	148	56.7
8	60.44	55	61	102	53.4	149	55
9	54.68	56	59.2	103	47.8	150	60.2
10	54.68	57	55.5	104	40.8	151	56.2
11	49.96	58	66	105	45.6	152	61.6
12	58.61	59	54.1	106	39	153	49
13	60.44	60	52	107	41.6	154	47.7
14	65.68	61	63.2	108	43.3	155	47.5
15	58.08	62	56.4	109		156	44.3
16	75.11	63	75	110	55.5	157	45
17	74.3	64	61	111	39.3	158	55.7
18		65	58.6	112	42.5	159	48.6
19		66	53.6	113	49.16	160	47.7
20	67.78	67	55	114	61.14	161	53
21	52.32	68	54.7	115	53.69	162	57.7
22	54.42	69	59.3	116	57.15	163	49
23	51.8	70	62.7	117	55.02	164	49.2
24		71	58.12	118	49.43	165	58.6
25		72	58.12	119	56.35	166	58.6
26		73	62.18	120	59.28	167	60
27	62.54	74		121	45.97	168	61.1
28	61.23	75	68.5	122	50.23	169	47.7
29	55.73	76	69.5	123		170	58
30	70.13	77	67	124	55.3	171	48.3
31	60	78	68	125	45	172	58
32		79	45.93	126	44.1	173	67.7
33	51.54	80	45.66	127	34	174	57.2
34	63	81	49.8	128	53.82	175	53.8
35	57.3	82	49.2	129		176	47.2
36	54	83	57.87	130		177	53.2
37	67	84	55.7	131	64	178	50
38		85	52.17	132	35.6	179	52
39		86	63.57	133	45.28	180	54.3
40	53.63	87	57.2	134	47	181	56
41	61.23	88		135	39.49	182	52.6
42	71.44	89	62.4	136	47.2	183	57.7
43		90	41.6	137	56.02	184	56
44		91	49.1	138	58.5	185	56
45	64.11	92	43.3	139	53.27	186	71.1
46		93	47	140	51.34	187	74.4

ESTA TESIS NO DEBE
SALIR DE LA BIBLIOTECA

DIAS	% CH4	DIAS	% CH4
176	52.6	223	58.6
177	53.4	224	61.3
178	55	225	66.3
179	52.6	226	60.1
180	57.7	227	59.2
181	62.8	228	57.4
182	63.4	229	57.8
183	59.1	230	61.3
184	55.4	231	67.8
185	57	232	72.6
186	52.6	233	63.1
187	57.7	234	62.8
188	55.6	235	75.6
189	58	236	64.2
190	60	237	58.3
191	57.2	238	
192	50	239	
193	44.5	240	
194	61.7	241	
195	60.6	242	
196	58.3	243	
197	58.5	244	
198	58.8	245	
199	59.3	246	
200	58.8	247	
201	53.7	248	
202	58	249	
203	47.5	250	
204	52.3		
205	57.5		
206	66.3		
207	55		
208			
209			
210	62.5		
211	62.5		
212	59.6		
213	65.2		
214	55.6		
215			
216			
217	48.6		
218	55.3		
219	50.7		
220	55.8		
221	48.6		
222	63.3		

ETAPA DE ACLIMATACION. PORCENTAJE DE BIOXIDO DE CARBONO PRODUCIDO

MUESTRA 1

DIAS	% CO2	DIAS	% CO2	DIAS	%CO2	DIAS	% CO2
0		45	36.4	90	53.8	135	52
1		46	35.2	91	58.2	136	48.5
2	42.6	47	48	92	56.8	137	43.52
3		48	43.2	93	44.6	138	43.85
4		49	32.6	94	35	139	45.8
5		50	35.8	95		140	43.85
6	39.4	51	34.6	96	29.6	141	46.13
7		52	44.4	97	28.5	142	36.1
8	38.5	53	33	98	29.2	143	35.5
9	51.7	54	27.9	99	59.2	144	38.6
10		55	36.1	100	43.2	145	31.4
11	41.7	56	35.5	101	30.29	146	39.3
12		57	31.4	102	27.2	147	33.1
13	40.2	58	33.2	103	23.8	148	42
14	35.8	59	32.5	104	22.44	149	44.2
15	32	60	30	105	22.8	150	38.6
16	30.9	61	29.4	106	52.4	151	41.2
17	43.2	62	26.8	107	67.4	152	48.1
18		63	25	108	40.5	153	47.7
19		64	32.2	109		154	46.8
20	41.7	65	43.5	110	41.5	155	53
21	43.2	66	46	111	56.1	156	51.3
22	43	67	42.6	112	59.61	157	46.1
23	34.4	68	42.6	113	36.46	158	39
24		69	36.4	114	29.17	159	47.1
25		70	35.15	115	28.22	160	45.5
26	42.3	71	32.2	116	24.41	161	43.2
27	44	72	49.9	117	24.41	162	38.3
28	50	73	46.3	118	54.85	163	54.6
29	45	74		119	39.32	164	45
30	31.7	75	36.8	120	34.88	165	33.1
31	44.3	76	37.12	121	50.41	166	33.25
32		77	26.3	122	35.51	167	23.3
33	43	78	27.6	123		168	26.7
34	41.7	79	45	124	30.44	169	43.5
35	36.1	80	52.8	125	51	170	28.5
36	43.2	81	59	126	57	171	50
37	28	82	43.3	127	53	172	48
38		83	45.9	128	37.66	173	36
39		84	42.69	129		174	43.2
40	33.5	85	33.51	130		175	50
41	39.6	86	41.38	131	25.6	176	46.5
42		87	29	132	56.9	177	50.2
43		88		133	44.5	178	50.2
44		89	35	134	27.5	179	49.5

DIAS	% CO2	DIAS	% CO2
180	46.6	227	41
181	50.4	228	33.2
182	51.5	229	38.2
183	43.7	230	42.2
184	43	231	43.1
185	44	232	36.6
186	35.5	233	38.2
187	30.6	234	41.4
188	46.3	235	42
189	41	236	36.5
190	44	237	36.5
191	50.2	238	35.7
192	45.6	239	39.4
193	40	240	40.3
194	41.4	241	34.4
195	49.2	242	34.1
196	49.8	243	34.4
197	28.7	244	33.2
198	44	245	41.3
199	34	246	45
200		247	39.1
201		248	
202	46.3	249	
203	37.3	250	30.4
204	49.2		
205	38		
206	43.7		
207			
208			
209	41.2		
210	42.4		
211	40.5		
212	41.5		
213	43.4		
214	42.5		
215	37		
216	32.6		
217	37		
218	41.6		
219	40.3		
220	38.2		
221	42.5		
222	41		
223	45		
224	43.1		
225	42		
226	36.6		

ETAPA DE ACLIMATACION. RELACION ALFA (ALCALINIDAD A pH 5.75/ALCALINIDAD A pH 4.3)
MUESTRA 2

DIAS	ALFA	DIAS	ALFA	DIAS	ALFA	DIAS	ALFA
0	0.8	44		88		132	
1		45	0.79	89		133	0.9
2		46		90	0.81	134	0.89
3	0.5	47		91		135	
4		48		92		136	
5		49	0.39	93		137	
6		50	0.52	94	0.82	138	0.88
7		51		95		139	
8	0.63	52		96		140	
9		53		97	0.95	141	0.76
10		54		98		142	0.82
11		55		99	0.77	143	
12		56		100	0.76	144	
13	0.66	57		101		145	0.59
14	0.54	58		102		146	
15		59		103		147	0.82
16		60		104	0.73	148	
17	0.72	61		105		149	
18		62	0.88	106	0.71	150	
19		63	0.97	107		151	
20	0.83	64		108	0.68	152	
21		65	0.42	109		153	
22	0.69	66	0.96	110	0.51	154	
23		67		111		155	
24	0.74	68		112	0.3	156	
25		69	0.95	113	0.79	157	
26		70		114	0.74	158	
27		71		115		159	0.79
28	0.84	72	0.83	116		160	
29		73	0.9	117	0.78	161	0.62
30		74	0.8	118		162	
31		75		119	0.61	163	
32		76	0.8	120	0.59	164	
33		77		121		165	
34	0.58	78		122	0.41	166	
35	0.57	79	0.82	123		167	
36	0.97	80	0.95	124	0.87	168	
37		81		125		169	
38	0.95	82		126		170	
39		83	0.96	127	0.78	171	
40		84		128		172	
41	0.52	85	0.95	129		173	
42	0.94	86	0.84	130		174	
43	0.51	87	0.77	131	0.91	175	

DIAS	ALFA
176	
177	0.86
178	
179	
180	
181	
182	
183	
184	
185	
186	
187	
188	
189	
190	
191	0.86
192	
193	
194	0.53
195	
196	
197	
198	
199	
200	
201	
202	
203	
204	
205	0.61
206	
207	
208	
209	
210	
211	
212	0.66
213	
214	
215	
216	0.5
217	
218	0.62
219	
220	
221	
222	

ETAPA DE ACLIMATACION. VALORES DE pH Y ALCALINIDAD TOTAL.(mgCaCO3/L)

MUESTRA 2

DIAS	pH	ALCALINIDAD TOTAL	DIAS	pH	ALCALINIDAD TOTAL	DIAS	pH
0	8	1310	44			88	
1			45	7.6		89	
2			46			90	7.55
3	8.1	1256	47			91	
4			48			92	
5			49			93	
6			50			94	7.63
7			51			95	
8	8.3	3874	52			96	
9			53			97	7.75
10			54			98	
11			55			99	7.75
12			56			100	7.65
13	7.95	6805	57			101	
14	7.55	2530	58			102	
15			59			103	
16			60			104	7.51
17	8.28	3057	61			105	
18			62	8	4322	106	7.45
19			63	8	9467	107	
20	7.2	3162	64			108	7.7
21			65	7.5	16207	109	
22	6.5	4111	66	8.15	15846	110	7.5
23			67			111	
24	7.1	3267	68			112	7.4
25			69	7.8	14817	113	7.6
26			70			114	7.65
27			71			115	
28	7.97	3373	72	7.7	14167	116	
29			73	7.5	24387	117	7.7
30			74	7.7	14630	118	
31			75			119	7.44
32			76	7.4	14579	120	7.64
33			77			121	
34	7.95	10276	78			122	7.6
35	7.75	13175	79	7.6	14836	123	
36	7.96	12543	80	7.4	18470	124	7.8
37	7.55	14756	81			125	
38	7.8	11278	82			126	
39			83	7.55	19757	127	7.95
40			84			128	
41	7.62	12332	85	7.48	18368	129	
42	8.1	12121	86	7.9	4630	130	
43	7.5	12384	87	7.55	5197	131	7.85

ALCALINIDAD TOTAL	DIAS	pH	ALCALINIDAD TOTAL	DIAS	pH	ALCALINIDAD TOTAL
	132			179		
	133	7.7	23266	180		
5196	134	7.55	21035	181		
	135			182		
	136			183		
	137			184		
4636	138	7.54	20716	185		
	139			186		
	140			187		
10032	141	7.4	27218	188		
	142	7.51	24413	189		
5247	143			190		
5093	144			191	8.06	20525
	145	7.45	39521	192		
	146			193		
	147	7.53	30533	194	7.67	16955
5248	148			194		
	149			195		
5042	150			196		
	151			197		
5196	152			198		
	153			199		
19397	154			200		
	155			201		
27491	156			202		
8287	157			203		
9242	158			204		
	159	8.1	46787	205	7.61	17020
	160			206		
8223	161	7.77	50484	207		
	162			208		
10135	163			209		
15298	164			210	7.7	
	165			211		
22182	166			212	7.56	9111
	167			213		
8478	168			214		
	169			215		
	170			216	7.55	9234
9689	171			217		
	172			218	7.79	9380
	173					
	174					
21672	175					
	176					
	177	8.02	18862			
	178					

ETAPA DE ACLIMATACION. PORCENTAJE DE METANO PRODUCIDO.
MUESTRA 2

DIAS	% CH4						
0		44	32.68	88	27.87	132	23.33
1		45	41.06	89	45.41	133	30.6
2		46		90	49.48	134	41.9
3		47		91	47.28	135	35.6
4		48	19.32	92	45.3	136	38.11
5		49	34	93	48.37	137	
6		50	22.46	94	41.04	138	
7		51		95	48.8	139	30.9
8		52		96		140	32
9		53	6.22	97	22.7	141	35.63
10	10.41	54		98	43.2	142	32.6
11	9.63	55	55	99	44.8	143	32.6
12		56	46	100	44.8	144	41.42
13	19.06	57	23	101	40.3	145	44.45
14	21.15	58	23	102	46.5	146	44.45
15		59	42.6	103		147	44.72
16	53.9	60	50.23	104	45	148	45.55
17	57.82	61	48.65	105	44	149	44.45
18	24.03	62	42.6	106	43	150	49
19	40.53	63	21.6	107	42.7	151	51.2
20	35.56	64	38.6	108	43.8	152	52.4
21	24.3	65	32.1	109	37.1	153	53
22	16.17	66	37.2	110	16.3	154	52.7
23	31.37	67	28.4	111	41.6	155	53
24	43	68	22.16	112	24.1	156	51.6
25	21.15	69	27.8	113	40.6	157	48.1
26		70	15.16	114	47.5	158	53.6
27		71	29.3	115	38.2	159	50.4
28	11.72	72	8.6	116	38.2	160	59.3
29	21.41	73	14.3	117		161	50
30	18.01	74	17.42	118	34.2	162	48
31	32	75	39.7	119	40.9	163	49.7
32		76	51.4	120	43.3	164	49
33		77	37.4	121	34.51	165	45.2
34		78	48.2	122	33.18	166	48.6
35		79	44.65	123	41.97	167	48
36	20.1	80	51.5	124	40.11	168	49.5
37	13.56	81	45.9	125	37.71	169	53
38	28.75	82		126	40.37	170	49.2
39	35.03	83	30.6	127	36.64	171	53
40		84	45.1	128	13.48	172	52
41	54.42	85	48.2	129	41.97	173	51
42	13.82	86	49.2	130	38.51	174	51.7
43	25.6	87	34.8	131		175	52.6

DIAS	% CH4	DIAS	% CH4
176	52.6	223	58.6
177	53.4	224	61.3
178	55	225	66.3
179	52.6	226	60.1
180	57.7	227	59.2
181	62.8	228	57.4
182	63.4	229	57.8
183	59.1	230	61.3
184	55.4	231	67.8
185	57	232	72.6
186	52.6	233	63.1
187	57.7	234	62.8
188	55.6	235	75.6
189	58	236	64.2
190	60	237	58.3
191	57.2	238	
192	50	239	
193	44.5	240	
194	61.7	241	
195	60.6	242	
196	58.3	243	
197	58.5	244	
198	58.8	245	
199	59.3	246	
200	58.8	247	
201	53.7	248	
202	58	249	
203	47.5	250	
204	52.3		
205	57.5		
206	66.3		
207	55		
208			
209			
210	62.5		
211	62.5		
212	59.6		
213	65.2		
214	55.6		
215			
216			
217	48.6		
218	55.3		
219	50.7		
220	55.8		
221	48.6		
222	63.3		

ETAPA DE ACLIMATAACION. PORCENTAJE DE BIXIDO DE CARBONO PRODUCIDO.
MUESTRA 2

DIAS	% CO2						
0		44	44	88	32.5	132	24.73
1	28.2	45	44.6	89	48.6	133	41.2
2	35.2	46		90	45.3	134	53.3
3	35.2	47		91	50.5	135	53
4		48	34.7	92	47.3	136	49.06
5		49	41.7	93	49.24	137	
6	49.6	50	36.7	94	48.92	138	
7		51		95	45.3	139	39
8	26	52		96		140	51
9	41.4	53	32.6	97	29	141	52.65
10	41.4	54		98	46	142	46.4
11	36.4	55	49.2	99	46	143	47.43
12		56	45.1	100	46	144	47.43
13	34.7	57	37.1	101	38.4	145	44.5
14	33.5	58	37.1	102	53.1	146	43.85
15	39.6	59	39	103		147	48.74
16	42.3	60	51.4	104	48.7	148	45.8
17	37	61	43.8	105	52.8	149	45.8
18	41.3	62	40.3	106	51.7	150	36.6
19	37.2	63	41.2	107	50	151	33.5
20	39.1	64	44.4	108	53.4	152	41.5
21	33.5	65	39.3	109	43.9	153	36
22	37.3	66	42	110	29.8	154	43.5
23	40.8	67	35.1	111	37.4	155	37
24		68	17.6	112	26.5	156	45.1
25		69	34.1	113	27	157	45.1
26		70	24.6	114	51.4	158	43.2
27		71	36.6	115	39.1	159	43.5
28	39.1	72	19.5	116	45.6	160	45.1
29	33.5	73	25.5	117		161	43.5
30	37.3	74	24.6	118	35	162	41
31	40.8	75	42.6	119	46.3	163	46.8
32		76	47.3	120	48.5	164	45.5
33		77	43.2	121	47.24	165	37.3
34	10.3	78	47.94	122	32.66	166	41.5
35	23.8	79	45.9	123	35.51	167	40.6
36	35.5	80	51.2	124	30.44	168	39
37	32.3	81	49.2	125	30.44	169	38.3
38	39.4	82		126	49.6	170	45.5
39	42.3	83	40.4	127	41	171	48.1
40		84	51.2	128	23.14	172	38
41	53.7	85	49.9	129	50	173	39.6
42	34.7	86	50.2	130	47.24	174	39.4
43	38.5	87	41	131		175	39.6

DIAS	% CO2	DIAS	CO2
176	40	223	47
177	43	224	51.2
178	39.3	225	40
179	45.8	226	44.1
180	40	227	42.8
181	35	228	40.6
182	44.8	229	44
183	49.2	230	37
184	43	231	49.3
185	42.7	232	33.8
186	41.7	233	47
187	44	234	45
188	40.7	235	33.2
189	45	236	38.2
190	47	237	45.6
191	43.7		
192	51.1		
193	54.4		
194	45.6		
195	43.3		
196	42.4		
197	40.7		
198	42.7		
199	43.7		
200	41		
201	42		
202	55.1		
203	50.1		
204	46.6		
205	42.4		
206	36.5		
207	45		
208			
209			
210	40.5		
211	44.7		
212	44.7		
213	30.6		
214	47.2		
215			
216			
217	42.1		
218	45.4		
219	44.7		
220	50.1		
221	44.7		
222	30.7		

ETAPA DE ACLIMATACION, RELACION ALFA (ALCALINIDAD A pH 5.75/ALCALINIDAD A pH 4.3)
MUESTRA 3

DIAS	ALFA	DIAS	ALFA	DIAS	ALFA
0		51		102	0.92
1		52		103	
2		53		104	0.82
3		54	0.94	105	0.9
4		55	0.96	106	0.89
5	0.6	56		107	
6	0.51	57	0.78	108	
7		58	0.95	109	0.9
8		59		110	
9	0.84	60		111	0.77
10		61	0.94	112	0.79
11		62		113	
12	0.69	63		114	0.74
13		64	0.9	115	
14	0.83	65	0.94	116	0.87
15		66	0.81	117	
16	0.83	67		118	
17		68	0.94	119	0.7
18		69		120	
19		70		121	
20	0.85	71	0.84	122	
21		72	0.91	123	0.94
22		73		124	
23	0.83	74		125	0.83
24		75	0.96	126	0.94
25		76		127	
26		77	0.95	128	
27	0.9	78	0.83	129	
28	0.97	79	0.9	130	0.94
29	0.85	80		131	
30	0.95	81		132	
31		82	0.89	133	0.9
32		83		134	0.94
33	0.87	84		135	
34	0.95	85		136	
35	0.84	86	0.89	137	0.86
36		87		138	
37	0.85	88		139	0.89
38		89	0.94	140	
39		90		141	
40		91	0.89	142	
41	0.83	92	0.89	143	
42	0.85	93		144	
43		94		145	0.91
44		95		146	
45	0.82	96	0.9	147	
46		97		148	
47		98	0.9	149	
48	0.95	99		150	0.92
49	0.96	100	0.84	151	
50		101		152	0.95

DIAS	ALFA	DIAS	ALFA
153		207	
154	0.92	208	
155		209	0.63
156		210	
157		211	0.76
158	0.9	212	
159			
160			
161	0.92		
162			
163			
164	0.91		
165			
166			
167			
168			
169	0.74		
170			
171			
172			
173			
174			
175			
176			
177	0.78		
178			
179			
180			
181			
182			
183			
184	0.75		
185			
186			
187	0.9		
188			
189	0.7		
190			
191			
192	0.72		
193			
194			
195			
196			
197			
198	0.63		
199			
200			
201			
202			
203	0.57		
204			
205	0.72		
206			

ETAPA DE ACLIMATACION. VALORES DE pH Y ALCALINIDAD TOTAL (mg CaCO₃/L)
MUESTRA 3

DIAS	pH	ALCALINIDAD TOTAL	DIAS	pH	ALCALINIDAD TOTAL
0	8.55	1466			
1			51		
2			52		
3	6.7		53		
4			54	7.7	17493
5	7.98	2408	55	8.2	12245
6	7.28	2371	56	7	
7			57	7.87	
8			58	8.3	20888
9	8.33	2635	59		
10			60		
11			61	8	20117
12	7.2	3478	62		
13			63		
14	6.8	3267	64	7.94	9364
15			65	7.6	16464
16	8.3	3267	66	8.1	5093
17			67		
18			68	7.51	21557
19			69		
20	8.28	4954	70		
21			71	7.7	5299
22			72	7.5	23770
23	8.1	5902	73		
24			74		
25			75	7.6	25108
26	8.5	5797	76		
27	8.45	5481	77	7.48	23667
28	8.23	9012	78	8	5248
29	8	5428	79	7.56	10753
30	8	8432	80		
31			81		
32			82	7.75	11113
33	8	5165	83		
34	8.1	8853	84		
35	7.8	5060	85		
36			86	7.7	5196
37	8.3	5112	87		
38			88		
39			89	7.88	15847
40			90		
41	7.96	5586	91	7.9	11422
42	7.8	5608	92	8.06	11473
43			93		
44			94		
45	7.7	5145	95		
46			96	7.75	11885
47			97		
48	8.4	6323	98	7.71	11679
49	8.4	5376	99		
50	8.4	10753	100	7.7	6791

DIAS	pH	ALCALINIDAD TOTAL	DIAS	pH	ALCALINIDAD TOTAL
101			155		
102	7.67	16258	156		
103			157		
104	7.87	7091	158	7.61	19633
105	7.61	16892	159		
106	7.65	17784	160		
107			161	7.72	21673
108			162		
109	7.8	16828	163		
110			164	7.65	20015
111	7.6	8350	165		
112	7.62	8159	166		
113			167		
114	7.48	7522	168		
115			169	7.6	7330
116	7.55		170		
117			171		
118			172		
119	7.5	7840	173		
120			174		
121			175		
122			176		
123	7.83	28875	177	7.7	7968
124			178		
125	7.8	8159	179		
126	7.49	27983	180		
127			181		
128			182		
129			183		
130	7.7	28238	184	7.7	8542
131			185		
132			186		
133	7.45	16828	187	7.7	8527
134	7.6	32381	188		
135			189	7.67	8279
136			190		
137	7.6	14661	191		
138			192	7.75	8895
139	7.52	18740	193		
140			194		
141			195		
142			196		
143			197		
144			198	7.51	8032
145	7.55	23457	199		
146			200		
147			201		
148			202		
149			203	7.93	12183
150	7.9	20708	204		
151			205	7.93	9380
152	8.1	30852	206		
153			207		
154	7.75	19888			

ETAPA DE ACLIMATACION. PORCENTAJE DE METANO PRODUCIDO
MUESTRA 3

DIAS	CH4	DIAS	CH4	DIAS	CH4
0		44		88	
1		45	21.67	89	29.1
2		46		90	30.7
3		47	56.5	91	47.2
4		48	34.5	92	62.7
5	2.55	49	31.1	93	35.5
6	23.77	50	29.5	94	38.5
7		51	33	95	
8	40.53	52	42.37	96	44.3
9	29.53	53	40.5	97	39.8
10	32.41	54	40	98	35.8
11	41.32	55	17.1	99	47.5
12	37.39	56	15.7	100	43.5
13	29.27	57	35.8	101	24.6
14	41.84	58	25.3	102	36.1
15	34.51	59	24.2	103	41.4
16	46.04	60	30.7	104	34.5
17	53.11	61	31.5	105	37.4
18		62	29	106	35.3
19		63	40.6	107	42.7
20	16.37	64	23.6	108	30
21	27	65	46.2	109	
22	31.9	66	22	110	22
23	33	67	47.3	111	36.6
24		68	31.8	112	35.2
25		69	38.3	113	37.7
26		70	48.4	114	43.57
27	11	71	45.66	115	35.31
28		72	37.2	116	28.66
29	28.5	73	51	117	50.23
30	33.2	74		118	51.56
31	40.01	75	13.4	119	39.04
32		76	28.9	120	45.17
33	44.46	77	30.1	121	44.1
34	20	78	34.4	122	42.24
35	25	79	35.89	123	
36	32.68	80	29.91	124	17.47
37	25.6	81	39.56	125	22.1
38		82	31.69	126	46.3
39		83	45.65	127	40.8
40	18	84	38.6	128	44.72
41	24.3	85	43.49	129	
42	21.68	86	39.41	130	
43		87	39.5	131	6.4

DIAS	CH4	DIAS	CH4	DIAS	CH4
132	32.3	179	50.6	226	62.8
133	37.83	180	41.5	227	
134	35.1	181	56	228	
135	32.05	182	56.6	229	44.3
136	41.97	183	57	230	
137	40.6	184	50.3		
138	38.66	185	57		
139	48.58	186	64.2		
140	42.52	187	57.6		
141	42.8	188	56.1		
142	44.61	189	57.7		
143	43.8	190	57.5		
144	46.7	191	56.1		
145	44.7	192	52.6		
146	53.3	193	58.3		
147	47.3	194	59		
148	47.8	195	51		
149	46.7	196	54		
150	52	197	57.5		
151	49.6	198	56.1		
152	48.1	199	58.5		
153	49.3	200			
154	50	201			
155	56.3	202	54		
156	55.7	203	60		
157	39.2	204	52.1		
158	49.5	205	54.2		
159	50.6	206	58.2		
160	44	207			
161	54	208			
162	55.7	209	47.2		
163	52.6	210	45.1		
164	37	211	55		
165	57	212	51.3		
166	46.6	213	54		
167	38.4	214	49.6		
168	41.5	215	61.6		
169	43.2	216	64		
170	51	217	65.4		
171	49.2	218	61		
172	34.4	219	59.5		
173	19.8	220	53.8		
174	57.5	221	58		
175	45.8	222	49		
176	49.5	223	65.1		
177	47.5	224	50		
178	50.6	225	59		

ETAPA DE ACLIMATAACION. PORCENTAJE DE BIONIDO DE CARBONO
MUESTRA 3

DIAS	CO2	DIAS	CO2	DIAS	CO2
0		51	38.7	102	45.6
1		52	50.9	103	46.3
2	27.3	53	41.6	104	44.6
3		54	48.5	105	43.6
4		55	34.6	106	42.2
5		56	29.5	107	49.3
6	29.1	57	40.6	108	35
7		58	36	109	
8	30.9	59	33.2	110	30.6
9	35.5	60	34.7	111	40.6
10		61	34.7	112	42.8
11	28.2	62	30	113	39.95
12		63	37.6	114	48.51
13	36.4	64	30.3	115	41.85
14	42.9	65	44.3	116	35.83
15	40.5	66	25.2	117	41.85
16	48.4	67	44.3	118	50.1
17	27	68	40.5	119	43.12
18		69	43.5	120	43.44
19		70	48.6	121	40.58
20	30	71	47.6	122	38.05
21	37.3	72	45	123	
22	40	73	55.16	124	25.68
23	39.4	74		125	25.9
24		75	31.2	126	43.2
25		76	41.3	127	39.3
26	19.4	77	39.7	128	39.61
27	32.6	78	44.3	129	
28		79	44	130	
29	35.8	80	37.7	131	11.5
30	40.2	81	48.6	132	35.3
31	46.7	82	35.4	133	39.61
32		83	52.5	134	32.7
33	51.1	84	43.67	135	34.4
34	39	85	42.03	136	40.26
35	26.7	86	43.34	137	37.66
36	42.9	87	36.8	138	37.01
37	37.6	88		139	44.83
38		89	29.2	140	41.24
39		90	34	141	42.55
40	31.1	91	42.5	142	34.4
41	42.9	92	38.8	143	32.1
42	36.7	93	27.5	144	33.8
43		94	34.3	145	33.4
44		95		146	39.3
45	37.6	96	36.7	147	34.7
46	52.4	97	39.84	148	39.6
47		98	39.5	149	38.3
48	38	99	45	150	38
49	42.2	100	46.32	151	35.7
50	42.5	101	34.72	152	40

DIAS	CO2	DIAS	CO2
153	36.3	205	40.8
154	38.3	206	48.2
155	40.6	207	
156	38.3	208	
157	32.4	209	49.2
158	37.3	210	49.8
159	39.6	211	47
160	36	212	48.5
161	37.6	213	48.5
162	39	214	49.3
163	40	215	47.2
164	32.8	216	47.2
165	36.3	217	45.3
166	52.1	218	43.8
167	35.4	219	42.8
168	39	220	47.5
169	37	221	46
170	40	222	48.2
171	43.8	223	50.6
172	37	224	51.8
173	30.1	225	52.1
174	43.5	226	48.7
175	46	227	
176	40.3	228	38.2
177	44.6	229	42
178	43.3	230	
179	44.6		
180	36.3		
181	55.4		
182	48.6		
183	44.3		
184	41.7		
185	44		
186	44		
187	41.7		
188	43		
189	41.7		
190	43.7		
191	45.6		
192	43.9		
193	42		
194	40.7		
195	46.3		
196	45.4		
197	44		
198	45		
199	34		
200			
201			
202	46		
203	40.2		
204	47.6		

ETAPA DE ACLIMATACION. RELACION ALFA (ALCALINIDAD A pH 5.75/ALCALINIDAD A pH 4.3)
 MUESTRA 4

DIAS	ALFA	DIAS	ALFA
0		51	
1		52	
2		53	
3		54	
4		55	0.68
5		56	
6		57	
7		58	
8		59	0.46
9	0.85	60	
10		61	
11		62	
12	0.93	63	0.58
13		64	
14	0.87	65	0.61
15		66	
16		67	
17	0.67	68	
18		69	0.76
19		70	
20		71	
21		72	
22		73	
23	0.54	74	
24		75	0.65
25		76	
26		77	
27		78	
28	0.64	79	
29		80	
30	0.76	81	
31	0.72	82	0.77
32		83	
33		84	0.65
34	0.67	85	
35			
36	0.76		
37			
38			
39			
40			
41			
42			
43			
44			
45			
46			
47			
48			
49			
50			

ETAPA DE ACLIMATACION. VALORES DE pH Y ALCALINIDAD TOTAL (mgCaCO3/L).

MUESTRA 4

DIAS	pH	ALCALINIDAD TOTAL	DIAS	pH	ALCALINIDAD TOTAL
0			51		
1			52		
2	6.93		53		
3			54		
4			55	7.56	5930
5			56		
6			57		
7			58		
8			59	7.43	4510
9	7.12	18167	60		
10			61		
11			62		
12	7.26	19138	63	7.51	12884
13			64		
14	7.31	19566	65	7.49	7062
15			66		
16			67		
17	7.23	20701	68		
18			69	7.53	9434
19			70		
20			71		
21			72		
22			73		
23	7.17	11968	74		
24			75	7.76	8302
25			76		
26			77		
27			78		
28	7.35	11698	79		
29			80		
30	7.63	4528	81		
31	7.42	4474	82	8.5	8141
32			83		
33			84	7.38	10728
34	7.5	4151	85		
35					
36	7.7	5121			
37					
38					
39					
40					
41					
42					
43					
44					
45					
46					
47					
48					
49					
50					

ETAPA DE ACLIMATACION. PORCENTAJE DE METANO PRODUCIDO
MUESTRA 4

DIAS	CH4	DIAS	CH4	DIAS	CH4
0		51	71.7	102	55
1		52	62	103	57.2
2	33.5	53	65.4	104	46.6
3	22	54	62	105	42.6
4	23.3	55	62.5	106	42.4
5	31.5	56	74.7	107	43
6	35.5	57	55.6	108	50.3
7	38.1	58	58	109	48.6
8	41.8	59	56.5	110	47.6
9	47	60	58	111	49.7
10	61.7	61	75	112	53.1
11	65.3	62	65	113	42.4
12	56	63	63.4	114	43
13	57.7	64	60.5	115	43.4
14	43	65	60.5	116	57.3
15	50.7	66	61.3	117	53.4
16	56.1	67	60.5	118	53.4
17	54.8	68	60.2	119	58.5
18	55.8	69	64.5	120	55
19	60.4	70	57.4	121	51.8
20	61	71	62.6	122	51.5
21	54.2	72	59.3	123	53.4
22	47.5	73	62.1	124	48.3
23	58	74	60.5	125	48
24	59	75	48.2	126	54.2
25		76	47	127	
26		77	52.5	128	
27	55.6	78	49.7	129	
28	59	79	42.6	130	58.8
29	52.3	80	52	131	57.2
30	54.5	81	52.1	132	51.2
31	40.2	82	55.4	133	55.3
32		83	54.3	134	51.5
33		84	39	135	54.7
34	43.7	85	43	136	58.3
35	47.2	86	52.4	137	55
36	45.1	87	40	138	52.1
37	55.6	88	51.1	139	58
38	63.4	89	47.4	140	57.5
39	60.4	90	53	141	57.5
40	60.7	91	52.1	142	57.5
41	61.6	92	50	143	53.7
42	64.8	93	52.7	144	
43	64	94	44	145	
44	63.1	95	49	146	63.5
45	62	96	49.7	147	68.1
46	62	97	52	148	67.5
47	64	98	45	149	66.6
48	61	99	44	150	
49	65.7	100	43.5	151	
50	64.2	101	49	152	60.7

DIAS	CH4
153	70.6
154	71.2
155	67.5
156	63
157	
158	
159	50.4
160	55.8
161	52.3
162	56.1
163	62.4
164	62.4
165	62
166	55.5
167	58.5
168	59.8
169	59.5
170	57.7
171	54.2
172	54.2
173	50.2
174	53
175	55.8
176	58.7
177	53.4
178	
179	
180	
181	
182	53.7
183	
184	59
185	

ETAPA DE ACLIMATAACION. PORCENTAJE DE BIXIDO DE CARBONO PRODUCIDO
MUESTRA 4

DIAS	CO2	DIAS	CO2	DIAS	CO2
0		47	39.2	94	47
1		48	50	95	47.2
2	49	49	37.5	96	49.3
3	50.2	50	36.6	97	51.3
4	53.8	51	38.2	98	52
5	56.2	52	35.78	99	52.6
6	55.4	53	38.2	100	52
7	59	54	36.3	101	50.6
8	55.7	55	45	102	47
9	50	56	40	103	45.1
10	44	57	46	104	42.5
11	41	58	47.2	105	42
12	37.4	59	50.6	106	41
13	44	60	46.2	107	42
14	37.8	61	36.4	108	49.3
15	40.1	62	37.5	109	48.3
16	43.3	63	39.7	110	49.6
17	53.8	64	38.5	111	49.6
18	44.3	65	43.4	112	50
19	45.6	66	36.6	113	50
20	40.5	67	42	114	55
21	37.5	68	43.7	115	53
22	34	69	40	116	51.1
23	50.8	70	42.8	117	51.1
24	47	71	44.4	118	51.7
25		72	45	119	55.1
26		73	46.5	120	57.5
27	47	74	42.8	121	49.8
28	47	75	39.5	122	50.8
29	46.3	76	45.6	123	54.3
30	42.8	77	47.8	124	53.6
31	34.4	78	46.5	125	50.8
32		79	49.8	126	53
33		80	45.6	127	
34	32.2	81	48.8	128	
35	36	82	48	129	
36	36.4	83	46.2	130	51
37	48.8	84	45.2	131	50.4
38	43.7	85	49.4	132	55.6
39	43.7	86	48	133	50.8
40	49	87	51.6	134	49.8
41	50	88	47.2	135	47
42	37.8	89	44.6	136	44.1
43	37.2	90	47.2	137	44.7
44	37.2	91	48.2	138	45.6
45	36.3	92	43.6	139	52
46	42.8	93	48.5	140	46

DIAS	CO2
141	45.3
142	44.7
143	48.8
144	
145	
146	46.6
147	47.2
148	45.3
149	50.4
150	
151	
152	46.3
153	48.3
154	45.8
155	49.6
156	48.6
157	
158	
159	46.8
160	46.5
161	41.8
162	46.2
163	39.7
164	39.3
165	38.4
166	47.1
167	45.8
168	47.1
169	45.2
170	41.8
171	44
172	42.4
173	41.2
174	42.4
175	43.7
176	43.5
177	44.2
178	
179	
180	
181	
182	43.7
183	
184	43.2
185	

ETAPA DE ACLIMATACION. PORCENTAJE DE BIOXIDO DE CARBONO PRODUCIDO
MUESTRA 5

DIAS	CO2	DIAS	CO2
0		56	44.4
1		57	45.3
2		58	49.2
3		59	
4		60	
5	39	61	49.5
6	51	62	46.5
7	51	63	47.7
8	48.3	64	49.6
9	51.6	65	45.8
10	51.6	66	
11	46.7	67	
12	46.7	68	49
13	49.6	69	47.7
14	51.6	70	44
15	47.4	71	45.5
16	41.5	72	47.6
17	52	73	46.2
18	47.7	74	45.2
19	44.1	75	45.8
20	42.8	76	44.6
21	43.8	77	45.5
22	52.2	78	45.8
23	56	79	44.3
24	48.2	80	45
25	39	81	44.6
26	43.4	82	44
27	53.3	83	45.2
28	53	84	46.5
29	49.5	85	47.4
30	45	86	46.2
31	46.3	87	
32	36.1	88	
33	40.5	89	
34	52.4	90	
35	49.2	91	48.6
36		92	
37		93	52.2
38		94	
39	43.7	95	
40	47		
41	53.3		
42	53		
43	47.6		
44	46.6		
45	46		
46	44.4		
47	43.1		
48	48		
49	41.5		
50	41.8		
51	42.8		
52	45		
53			
54			
55	38		

ETAPA DE ACLIMATACION. PORCENTAJE DE METANO PRODUCIDO.
MUESTRA 5

DIAS	% CH4	DIAS	% CH4
0		55	46.2
1		56	57
2		57	58
3		58	63
4		59	
5	36	60	
6	40.1	61	59.5
7	29.5	62	56.1
8	18.3	63	57.6
9	28.1	64	67
10	38.5	65	54.2
11	47	66	
12	60.7	67	
13	50.3	68	45
14	48.4	69	44.1
15	60	70	41
16	63.2	71	46
17	59.7	72	50.5
18	61	73	47.3
19	60.6	74	44.3
20	61	75	43.8
21	59.2	76	40.6
22	47.7	77	44.3
23	53.1	78	45.1
24	46.8	79	62.2
25	70.4	80	44.1
26	56.1	81	45.1
27	47.4	82	44.6
28	72.3	83	44.6
29	63.7	84	45.1
30	55	85	47
31	57	86	46
32	67.4	87	
33	58	88	
34	43.4	89	
35	46.6	90	
36		91	48.1
37		92	
38		93	47.3
39	51.5	94	
40	55.3	95	
41	51		
42	52.1		
43	49.3		
44	53.1		
45	56.4		
46	54.2		
47	52.1		
48	57.4		
49	47.4		
50	48		
51	48.8		
52	53.7		
53			
54			

PRUEBA 2 DE BIODEGRADABILIDAD EN BOTELLAS.
 PRODUCCIÓN DE METANO (mmoles totales)

R1

DÍAS	PRUEBA BL1	TESTIGO BA1	TESTIGO LI	TESTIGO AI
0	0	0	0	0
1	0.08	0	0	0
2	0.2	0.03	0	0
3	0.28	0.09	0.01	0
4	0.38	0.23	0.04	0
5	0.52	0.38	0.07	0.03
6	0.58	0.57	0.11	0.05
7	0.64	0.75	0.12	0.13
8	0.74	0.94	0.16	0.16
9	0.85	1.03	0.19	0.2
10	0.92	1.1	0.22	0.24
11	1.08	1.2	0.25	0.29
12	1.2	1.4	0.27	0.33
13	1.43	1.5	0.32	0.36
14	1.43	1.5	0.32	0.38
15	1.43	1.5	0.33	0.38
16	1.43	1.5	0.34	0.38

R4

DÍAS	PRUEBA BL1	TESTIGO BA1	TESTIGO LI	TESTIGO BA
0	0	0	0	0
1	0.19	0	0.01	0.1
2	0.24	0	0.11	0.14
3	0.32	0.02	0.15	0.17
4	0.4	0.03	0.2	0.21
5	0.47	0.06	0.26	0.24
6	0.56	0.09	0.31	0.26
7	0.6	0.12	0.34	0.29
8	0.68	0.15	0.37	0.31
9	0.77	0.19	0.38	0.32
10	0.92	0.21	0.38	0.33
11	1	0.22	0.39	0.34
12	1.1	0.23	0.39	0.35
13	1.2	0.24	0.42	0.36
14	1.41	0.25	0.43	0.37
15	1.42	0.27	0.44	0.38
16	1.43	0.28	0.45	0.39

RS DÍAS	PRUEBA BLI	TESTIGO BAI	TESTIGO LI	TESTIGO AI
0	0	0	0	0
1	0.18	0	0	0
2	0.45	0.36	0	0
3	0.62	0.41	0	0
4	0.8	0.45	0.02	0.02
5	0.95	0.64	0.04	0.04
6	1.03	0.73	0.06	0.06
7	1.06	0.78	0.07	0.07
8	1.1	0.85	0.09	0.09
9	1.15	0.95	0.09	0.09
10	1.2	1	0.1	0.1
11	1.25	0.28	0.11	0.11
12	1.3	0.35	0.12	0.12
13	1.35	1.35	0.14	0.14
14	1.49	1.43	0.15	0.15
15	1.52	1.47	0.17	0.17
16	1.53	1.49	0.18	0.17

PRUEBA 3 DE BIODEGRADABILIDAD EN BOTELLAS.
 PRODUCCIÓN DE METANO (mmoles totales)

DÍAS	R1 BLI	R4 BLI	R5 BLI
0	0	0	0
1	0.17	0.091	0.32
2	0.17	0.091	0.59
3	0.14	0.091	0.89
4	0.15	0.18	1.25
5	0.16	0.27	1.45
6	0.16	0.37	1.55
7	0.16	0.51	1.65
8	0.26	0.66	1.75
9	0.37	0.94	2.05
10	0.44	1	2.2
11	0.55	1	2.35
12	0.63	1	2.45
13	0.71	1	2.5
14	0.83	1	2.6
15	0.92	1	2.65

PRUEBA 4 DE BIODEGRADABILIDAD EN BOTELLAS.
 PRODUCCIÓN DE METANO (mmoles totales)

DÍAS	R1 BLI	R4 BLI	R5 BLI
0	0	0	0
1	0.2	0.4	0.54
2	0.4	0.76	1
3	0.6	0.95	1.4
4	0.8	1.3	2
5	0.9	2	2.2
6	1	2	2.4
7	1	2.7	3
8	1	3.2	3.2
9	1.1	3.4	3.4
10	1.5	3.5	3.8
11	1.7	3.7	4
12	2	4	4
13	2	5.02	4

PRUEBAS DE BIODEGRADABILIDAD EN COLUMNAS.
% DE METANO

DIAS	TESTIGO	LODO 1	LODO 5
0		0.8	0
1			0
2			0
3			0.35
4			10.3
5			20.4
6			30.1
7			40.1
8			47.7
9			58.6
10			58.4
11			59.1
12			67.5
13			57.6
14			61.7
15			62.7
16		0.8	61

PRUEBAS DE BIODEGRADABILIDAD EN COLUMNAS.
% DE BIÓXIDO DE CARBONO

DÍAS	TESTIGO	LODO 1	LODO 5
0		0	0
1		15	22.4
2		28	35.6
3		38.8	58.9
4		48.2	61.2
5		53.3	61.4
6		53.5	56.1
7		52	47.2
8		52.8	38.3
9		59.9	37.8
10		60	34.2
11		60.2	33.2
12		63.5	34
13		57.1	26.5
14		56.1	28.6
15		64.7	31
16		65.7	27.6

PRUEBAS DE BIODEGRADABILIDAD EN COLUMNAS.

PRODUCCIÓN TOTAL DE BIOGÁS (l/d).

LODO I

DÍAS	DIARIA	ACUMULADA
0	0	0
1	0	0
2	100	100
3	200	300
4	240	540
5	300	840
6	300	1140
7	300	1440
8	310	1750
9	310	2060
10	400	2460
11	500	2960
12	580	3540
13	1000	4540
14	1500	6040
15	1600	7640
16	1600	9240
17	800	10040
18	730	10770
19	730	11500
20	730	12230
21	700	12930
22	600	13530
23	200	13730
24	160	13980
25	160	14050
26	140	14190
27	140	14330
28	140	14470
29	100	14570
30	100	14670
31	100	14770
32	80	14850
33	80	14930