



UNIVERSIDAD CATOLICA DE TEMUCO
FACULTAD DE INGENIERIA

**ESTUDIO DEL TRATAMIENTO DE LODOS PROVENIENTES DE
PISCICULTURAS MEDIANTE UN SISTEMA DE DIGESTIÓN ANAEROBIO**

por

CAMILA FERNANDA MARQUEZ KACIC

Trabajo de Título presentado a la
Facultad de Ingeniería de la Universidad Católica de Temuco
Para Optar al Grado de Licenciado en Ciencias de la Ingeniería

- Temuco, 2005 -

UNIVERSIDAD CATOLICA DE TEMUCO

FACULTAD DE INGENIERIA

COMISION EXAMEN DE GRADO.

Este Examen de Grado ha sido realizado en la Escuela de Ingeniería Ambiental

Profesor Patrocinante:

Javier Quispe Curasi, Dr. Ciencias Químicas
Universidad Católica de Temuco

Profesor Co-Patrocinante:

Francisco Encina Montoya, Dr. Ciencias Ambientales
Universidad Católica de Temuco

Profesor Informante:

Edelio Tabeada Valdés, Dr. Ciencias Químicas
Universidad Católica de Temuco.

Secretario Académico de la Escuela.

Felipe Sabando del Castillo.
Magíster en Ciencias Químicas
Universidad Católica de Temuco

Temuco, Diciembre de 2005

A mis Padres

A mis Hermanos, Benja y Amigos

AGRADECIMIENTOS

Quisiera agradecer a todos quienes pertenecen a la Escuela de Ingeniería Ambiental de la Universidad Católica de Temuco. En especial a los doctores Javier Quispe Curasi y Francisco Encina Montoya por su conocimiento y aporte en mi formación profesional.

También quisiera reconocer y agradecer la labor de Edith Méndez, Química laboratorista y a los Ingenieros Cristian Cerda y Javier Rodríguez, quienes con su permanente apoyo permitieron concretar el desarrollo de mi tesis.

Por último, agradecer de manera especial a mis compañeras Elisa, Gisela, Glenda, Vanesa, Patricia por su amistad, que gracias a ellas pude llevar a cabo este anhelado proyecto.

RESUMEN

Se estudió y evaluó la capacidad de depuración de residuos que se generan en el proceso productivo de las Pisciculturas, llamados comúnmente lodos, mediante digestión anaerobia. Estos lodos están constituidos principalmente por restos de alimentos no consumidos, excretas y orina. En el laboratorio se trabajó con un reactor cilíndrico de acrílico, con capacidad de 10 litros, bajo condiciones mesófilas (33°C).

En la primera etapa del proceso se generó la flora microbiana con un tiempo de residencia de 15 días, en la segunda etapa se realizó la aclimatación del lodo de Piscicultura y por último se inició el proceso de operación del reactor en forma discontinua con un tiempo de residencia de 52 días. Durante el proceso de operación se controló pH, Temperatura, alcalinidad, DQO, SV, CH₄, H₂S, CO₂.

Los resultados obtenidos muestran que la digestión anaerobia logra depurar la materia orgánica de los lodos de manera exitosa. La eficiencia de remoción de la DQO fue de un 82%, la de los sólidos volátiles fue de 74%. Los días de máxima producción de biogás se ubicaron entre el día 19 y 21, con un volumen de biogás de 450 ml/día para una carga de 10 litros de lodos, concentración de metano de 48% v/v, CO₂ 52% v/v, 250 ppm de H₂S. A la luz de estos resultados se puede concluir que el sistema de digestión anaerobia constituye una opción adecuada para el tratamiento de los lodos de Piscicultura.

ABSTRACT

It was studied and evaluated the depuration capacity of sludge generated during the fish culture process by anaerobic digestion. This sludge is constituted mainly by food remains and fish's excrete. For the experimental studies it was used an acrylic reactor with a cylindrical geometry. The capacity of this reactor was 10 liters and it was operated under mesophilic conditions (33°C).

In the first stage of the process it was generated microbial flora with a residence time of 15 days. In the second stage it was carried out the acclimatization process of the fish sludge. Finally, the last stage consisted in the operation of the reactor under anaerobic condition in a batch regime, with a time residence of 52 days. During the operation process it was controlled COD, pH, Temperature, VS and methane concentration.

The results show that the anaerobic digestion is capable of depurate the organic matter of the fish sludge successfully. The removal efficiency of the COD was 82%, from the volatile solids was 74%. The maximum days of biogas production were reported between day 19 and 21, with a biogas volume of 450 ml/day for a load of 10 liters of fish sludge, and with a methane concentration of 48% v/v, CO₂ 52% v/v, 250 ppm of H₂S. According to result indicated above, an anaerobic digestion system constitutes an appropriate option for the treatment of fish cultures.

INDICE

INDICE DE FIGURAS.....	III
INDICE DE TABLAS.....	IV
INDICE DE APENDICES (ANEXOS)	V
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 OBJETIVOS.....	4
<i>1.1.1 Objetivo General.....</i>	<i>4</i>
<i>1.1.2 Objetivos Específicos</i>	<i>4</i>
1.2 JUSTIFICACION	5
2. ANTECEDENTES GENERALES	7
2.1 PROCESO PRODUCTIVO DE LAS PISCICULTURAS.....	7
2.2 NORMATIVA VIGENTE CORRESPONDIENTE A LODOS	11
2.3 SISTEMAS DE TRATAMIENTO PARA EL MANEJO DE LODOS	13
<i>2.3.1 Compostaje</i>	<i>13</i>
<i>2.3.2 Tratamiento térmico</i>	<i>15</i>
<i>2.3.3 Canchas de secado.....</i>	<i>17</i>
<i>2.3.4 Estabilización con cal.....</i>	<i>18</i>
<i>2.3.5 Proceso de digestión aerobia</i>	<i>19</i>
<i>2.3.6 Proceso de digestión anaerobia</i>	<i>21</i>
<i>2.3.6.1 Microbiología del proceso.....</i>	<i>22</i>

2.3.6.2	<i>Variables del proceso</i>	25
2.3.6.3	<i>Tipos de digestores</i>	26
2.3.6.4	<i>Ventajas de la digestión anaerobia</i>	30
2.4	SELECCIÓN DE LA ALTERNATIVA DE TRATAMIENTO A EMPLEAR.	31
3.	METODOLOGIA	33
3.1	EXTRACCIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE LOS LODOS.	33
3.1.1	<i>Recopilación de información</i>	33
3.1.2	<i>Extracción de lodos</i>	34
3.1.3	<i>Caracterización de lodos</i>	35
3.2	MONTAJE Y PUESTA EN MARCHA DEL DIGESTOR.	37
3.2.1.	<i>Montaje del reactor anaerobio</i>	37
3.2.2	<i>Sustrato modelo e inóculo</i>	40
3.2.3	<i>Puesta en marcha</i>	41
3.2.3.1	<i>Ensayo de marcha blanca</i>	41
3.2.3.2	<i>Ensayo de puesta en marcha</i>	41
3.3	OPERACIÓN DEL REACTOR.	42
3.3.1	<i>Parámetros de operación</i>	42
3.3.2	<i>Determinación de la curva de crecimiento</i>	44
3.4	PRUEBA EXPERIMENTAL DEL PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA	46
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	48
4.1	ANÁLISIS DE LA OPERACIÓN DEL REACTOR ANAEROBIO.	48
4.2	PARÁMETROS DE CONTROL Y VARIABLES DE RESPUESTA EN EL PROCESO.	49

4.3 CURVA DE DQO V/S METANO.....	55
4.4 RELACIÓN ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES/ALCALINIDAD.....	57
4.5 PRUEBA EXPERIMENTALES DE OPERACION DEL REACTOR.....	59
4.6 CARACTERIZACIÓN DEL LODO FRESCO Y DIGERIDO.....	62
4.7 DETERMINACIÓN DE LA VELOCIDAD DE CRECIMIENTO.....	67
5. CONCLUSIONES	69
6. BIBLIOGRAFÍA	71
ANEXOS	75

INDICE DE FIGURAS

FIGURA 1. Diagrama de flujo del proceso.....	8
FIGURA 2. Piscina de sedimentación típica de las pisciculturas.....	10
FIGURA 3. Lodo acumulado en la piscina de sedimentación.....	10
FIGURA 4. Esquema de un sistema de pilas estáticas con aireación.....	15
FIGURA 5. Canchas de secado	18
FIGURA 6. Estabilización con cal.....	19
FIGURA 7. Vías que conducen a la producción de CH₄ y CO₂	24
FIGURA 8. Digestor anaerobio de lodo de una etapa.	29
FIGURA 9. Digestor anaerobio de lodo de doble etapa	29
FIGURA 10. Extracción de lodos de las piscinas de sedimentación.	34
FIGURA 11. Lodos extraídos	35
FIGURA 12. Esquema del digestor anaerobio mesófilo	37
FIGURA 13. Digestor anaerobio	38
FIGURA 14. Gasómetro	39
FIGURA 15. Curva de calibración.....	45
FIGURA 16. Proceso de operación del reactor anaerobio.	53
FIGURA 17. Curva de DQO y % CH₄ durante el tratamiento anaerobio	56
FIGURA 18: Curva de crecimiento para la biomasa activa	68
FIGURA 19. Recta de calibración para el CH₄ y ecuación de la recta.	89

INDICE DE TABLAS

TABLA 1 . % de remoción de los biodigestores anaerobios	21
TABLA 2. Reactores anaerobios de lecho fijo	27
TABLA 3. Caracterización del lodo fresco	36
TABLA 4. Parámetros y análisis evaluados.....	42
TABLA 5. Datos de absorbancia y concentración para diferentes diluciones.....	45
TABLA 6. Composición de biogás en el día de mayor producción.....	54
TABLA 7. Datos de ácidos grasos volátiles y alcalinidad.....	57
TABLA 8. Parámetros de operación del reactor anaerobio.....	60
TABLA 9. % de remoción de los parámetros fisicoquímicos en el caso 1	60
TABLA 10. % de remoción de los parámetros fisicoquímicos en el caso 2	61
TABLA 11. Caracterización de los lodos de la Piscicultura Molco	65
TABLA 12. Caracterización de los lodos de la Piscicultura Quetro	66
TABLA 13. Datos para la determinación de la curva de crecimiento	67

INDICE DE APENDICES (ANEXOS)

ANEXO 1: Procedimiento de los análisis para la caracterización del lodo.	76
ANEXO 2: Curva de calibración del metano.	88
ANEXO 3: Determinación del peso seco.	90

1.- INTRODUCCION

Chile es un país privilegiado por su disponibilidad de agua: 4.300 kilómetros de territorios colindantes con el Océano Pacífico lo confirman y hacen comprensible el gran despliegue de actividades marítimas que se han desarrollado durante las últimas décadas del Siglo XX. Dentro de este tipo de actividades la acuicultura, y especialmente la Salmonicultura, ocupan un lugar destacado, logrado a través de un intenso período de crecimiento económico y expansión territorial de las actividades de cultivo, esfuerzos que han permitido ubicar a Chile como el segundo productor mundial de salmón (Buschmann, 2002).

Hoy día se producen más de 300 mil toneladas de salmónidos en el país y se proyecta triplicar la producción en el año 2010. La prosperidad económica de esta industria de recursos naturales la ha instalado, además, como una posibilidad cierta de desarrollo para las regiones del sur de Chile especialmente el cultivo de peces en tierra denominadas Piscicultura (Buschmann, 2002).

De acuerdo a información no oficial, actualmente existen más de setenta pisciculturas en funcionamiento en la IX Región. No existe un catastro exhaustivo de la cantidad de pisciculturas que en la actualidad están operando, ya que la mayoría de ellas operan sin las autorizaciones correspondientes. Este fuerte crecimiento de la actividad, se debe a que las condiciones fisicoquímicas de la mayoría de los cauces de agua de la IX Región, hacen que las fuentes hídricas sean aptas para el desarrollo de cualquier actividad

acuícola (Herrera, 2004). Sin embargo, a medida que aumentan los ingresos y las nuevas posibilidades de desarrollo del sector, también nacen las dudas respecto a sus impactos en el medio ambiente (Doren, 2001).

Los impactos generados en las Pisciculturas, están directamente relacionados con el proceso productivo, este proceso consta de tres etapas básicas: etapa de reproducción, alevinaje y smoltificación.

Los residuos que se generan dentro de los centros van desde diversos tipos de plásticos, estructuras metálicas, hasta alimento no ingerido, productos de excreción, químicos, entre otros, (CONAMA, 1997) presentando mayor relevancia los residuos líquidos (RILES) generados en los centros de smoltificación, que se componen principalmente de excesos de alimentos, excretas y orina.

Los RILES son trasladados a un tratamiento primario que consiste en una o varias piscinas de sedimentación, el objetivo fundamental de las piscinas es reducir los sólidos en suspensión decantables, existente en el agua residual (Hernández, 1994).

El principal problema ambiental que surge en las Pisciculturas, se debe a los sólidos que son generados en tales piscinas, denominados comúnmente lodos, debido a que estos se van acumulando representando un potencial de contaminación para el medio acuático.

Se estima que se producen anualmente 25.000 kg de lodos/año (Aguayo, 2003). La característica que presentan los lodos es una alta concentración de materia orgánica y compuestos nitrogenados, debido a los desechos metabólicos de la especie, teniendo un alto valor como fertilizante una vez manejados y tratados (Bustos, 2002).

Actualmente para el tratamiento de lodos se emplean canchas de secado las cuales no han dado los resultados esperados ya que genera problemas de olor por la baja eficiencia que el sistema presenta en zonas de baja temperatura ambiental, siendo socialmente no aceptado.

Otra práctica empleada por piscicultores para el manejo de lodos es la disposición final en pozos de tierra en la misma piscicultura; acción que no se ajusta a la normativa ambiental vigente ya que no existe control sobre los vectores, gases y lixiviados producidos por la biomasa.

Desde un punto de vista ambiental y social, la depuración biológica de estos desechos mediante biorreactores anaeróbicos (biodigestores), que degradan la materia orgánica mediante microorganismos y en ausencia de oxígeno (molecular), se presenta como una buena alternativa como sistema de tratamiento en este tipo de residuos según lo establecido en la normativa vigente “Reglamento para el manejo de lodos no peligrosos generados en plantas de tratamiento de aguas”, que se encuentra en vigencia.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo General

Implementar un sistema de digestión anaerobio para el tratamiento de lodos provenientes de Pisciculturas a escala de laboratorio.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Caracterizar los lodos provenientes de una Piscicultura de la novena región.
- Realizar el montaje y puesta en marcha del sistema de digestión anaerobia a escala de laboratorio.
- Realizar ensayos experimentales en el sistema de digestión batch para obtener los parámetros de operación del proceso que maximice la eficiencia de depuración de la materia orgánica.
- Analizar los datos experimentales obtenidos con el fin de comprobar que el tipo de digestión anaerobia seleccionada cumple con los requerimientos esperados.

1.2 JUSTIFICACION

La localización de la mayoría de las planta de hidrocultivos se encuentran en zonas con un alto atractivo paisajístico y turístico. Como tal, se ejerce una presión que tiende a llevar a los centros de pisciculturas a converger armoniosamente con las actividades turísticas del lugar. Así, la tendencia a producir en un ambiente más limpio sigue creciendo a medida que el mercado abre sus expectativas en un progreso que demanda cada día una mayor calidad y sustentabilidad ambiental.

La necesidad de realizar este estudio se basa en ofrecer una alternativa para aprovechar el volumen de lodos generados en las Pisciculturas de manera de evitar problemas tanto sociales como ambientales y así disminuir la contaminación a los cursos de aguas, dando cumplimiento a la normativa ambiental (Reglamento para el manejo de lodos no peligrosos generados en plantas de tratamiento de aguas) que se encuentra en vigencia y que tiene por objetivo principal regular el uso y manejo de los lodos en la agricultura, cuando sus condiciones físicas, biológicas y químicas lo permitan.



Además mediante la implementación del sistema de tratamiento propuesto, se obtendrían beneficios a las Empresas Acuícolas, debido a los subproductos de la digestión anaerobia, esto es la generación de biogás con fines energéticos y la de un fertilizante (bioabono) rico en nutrientes esenciales para la agricultura. El biogás como fuente de energía puede ser utilizado para calefaccionar los sistemas de cultivo de ovas, alevines y smolt.

2. ANTECEDENTES GENERALES

2.1 Proceso Productivo de las Pisciculturas.

El proceso productivo de las Pisciculturas, consta de tres unidades básicas; Sala de incubación y familias, sala de alevinaje y estanques de smoltificación.

La etapa de incubación se caracteriza por la recepción de ovas, que son dispuestas en recipientes con temperatura controlada hasta su eclosión, generando el estado de alevín con saco, los que permanecerán en las bateas hasta absorber el vitelo, el cual les proporciona en forma natural el alimento.

Posteriormente se procede con la etapa de alevinaje, período que comprende desde la primera alimentación hasta que los peces han alcanzado aproximadamente 20 gramos de peso.

Termina el proceso con la etapa de smoltificación, proceso en el cual los peces sufren una serie de cambios fisiológicos, en esta etapa los peces alcanzan una talla particular la cual depende de la especie que para el caso de los salmones éstas fluctúan en un rango de peso de 40 a 80 gramos y para la trucha entre 80 a 100 gramos (Aguayo, 2003).

A continuación se presenta el diagrama del proceso con flujos de insumos, productos y residuos.

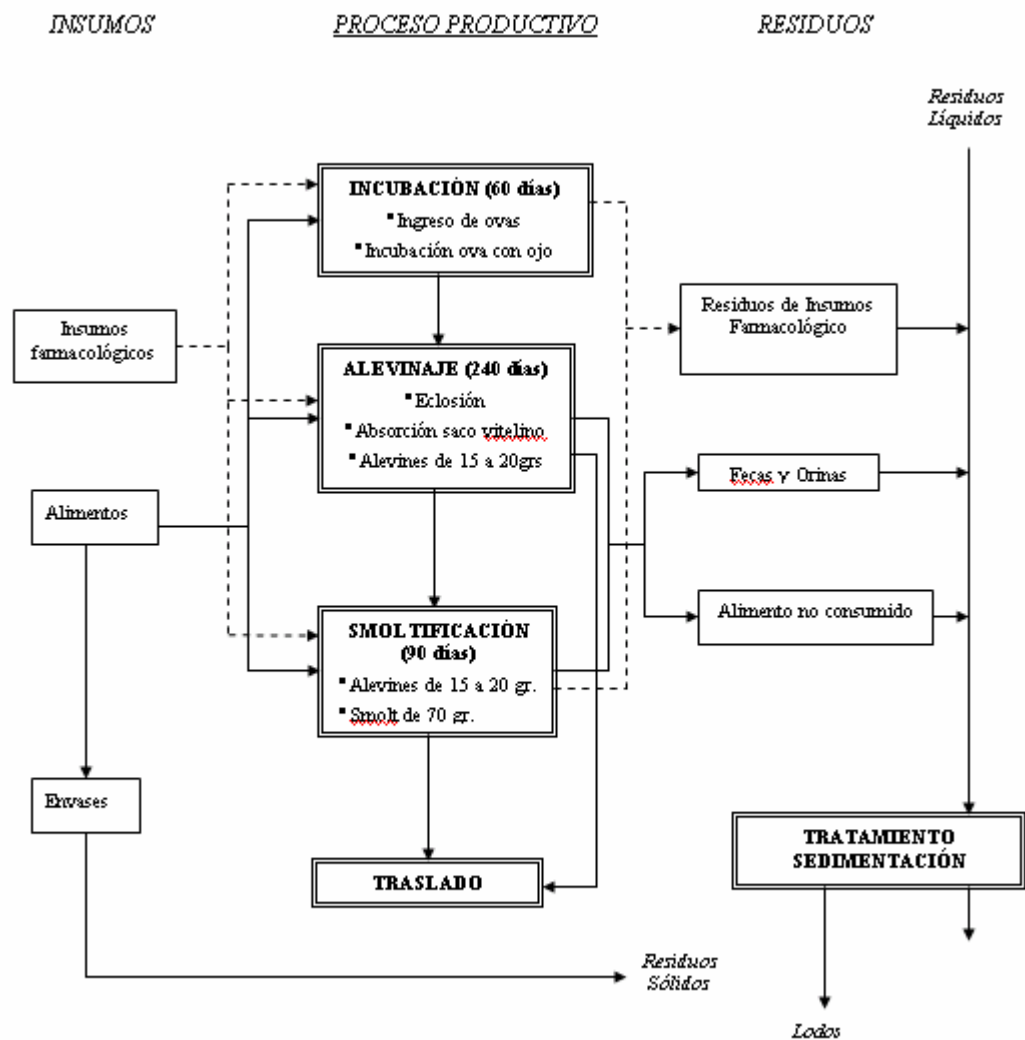


Figura 1. Diagrama de flujo del proceso.

Según el diagrama del proceso en la piscicultura se generan residuos líquidos y sólidos, y, en menor medida, generación de olores y ruidos. Los residuos sólidos generados, se componen de bolsas vacías de alimento (polietileno), envases de insumos químicos y veterinarios que son trasladados a vertederos controlados, los residuos líquidos generados, son una mezcla de fecas y orinas producidas por el proceso de excreción metabólica de

los peces, alimento no ingerido derivados de la alimentación exógena y antibióticos que son necesarios para el control de enfermedades y sanidad en general (Herrera, 2004).

Estos residuos líquidos son los que generan mayor preocupación dentro de las Empresas Acuícola debido a que presentan una alta carga contaminante, especialmente en los procesos de alevinaje y smoltificación, por lo que es necesario realizar un tratamiento adecuado según las características y el punto de descarga de los RILES, que se rige por el D.S 90/2002 del MINSEGPRES, Norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales.

El tratamiento primario, consiste en piscinas de sedimentación (ver Figura 2), el objetivo de las piscinas es el de remover rápidamente los residuos sólidos sedimentables y material flotante para así disminuir la concentración de sólidos suspendidos, remueven entre el 50 y 70% de sólidos suspendidos y entre 25% y 40% de DBO₅. Los productos de la sedimentación son un efluente clarificado que es conducido a un canal receptor y la formación de lodos con una alta concentración de sólidos que se van acumulando dentro de las piscinas, (Ver Figura 3).



Figura 2. Piscina de sedimentación típica de las Pisciculturas



Figura 3. Lodo acumulado en la piscina de sedimentación

Datos de referencia establecen que un 5% (en peso) del alimento suministrado a los peces no es ingerido, y que un 30% se transforma en fecas, lo que se puede estimar que del orden de un 35 a 40% del alimento suministrado se transforma en lodo, que sería retenido en las piscinas de decantación (Herrera, 2004).

2.2 Normativa vigente correspondiente a lodos provenientes de plantas de tratamiento de aguas.

Actualmente existe un Reglamento sobre el manejo de lodos no peligrosos provenientes de plantas de tratamientos de aguas, que tiene por objetivo principal regular el uso y manejo de los lodos en la agricultura, cuando sus condiciones físicas, biológicas y químicas lo permitan, contemplando las etapas de transporte, tratamiento, disposición final y/o aplicación benéfica al suelo

Según el artículo 2 define como lodo no peligroso aquellos que no presentan ninguna característica de toxicidad, toxicidad por lixiviación, reactividad, inflamabilidad o corrosividad, por lo que los lodos generados en las pisciculturas corresponden a la definición señalada anteriormente y por consiguiente es aplicable el reglamento que se utilizará como base para la caracterización del lodo de Piscicultura.

El reglamento considera básicamente dos alternativas de destinos finales para los lodos.

- a) Disposición final: actividades de depósito definitivo sobre el suelo, con o sin tratamiento previo.
- b) Aplicación benéfica de lodos al suelo, de acuerdo a las condiciones especificadas en el título III del reglamento. Un lodo crudo (no estabilizado) no es apto para una aplicación benéfica al suelo

Las principales restricciones se refieren al contenido de material putrescible (potencial de atracción de vectores) y a la presencia de microorganismos patógenos. De acuerdo a ello, la clasificación sanitaria de lodos contempla lodos **Clase A** y lodos **Clase B** (**Artículo N°9 y 11**).

Un lodo **Clase A** no tiene restricciones sanitarias para su aplicación benéfica al suelo, adicionalmente al requisito de reducción de vectores, debe tener un contenido de coliformes fecales inferior a 1000 NMP/gr de lodo (base seca), además de tener restricciones en cuanto al contenido de parásitos (huevos de helmintos) y virus.

Un lodo **Clase B** es apto para aplicación benéfica al suelo, con restricciones sanitarias de aplicación según tipo y localización de los suelos de cultivos, descritas en el título III de dicho reglamento. La única condición sanitaria que se especifica para este tipo de lodo es que su contenido de coliformes fecales sea inferior a $2 \cdot 10^6$ NMP/g de lodo (base seca).

Otro punto que considera el reglamento se refiere a la reducción del potencial de atracción de vectores sanitarios, cuando su contenido de sólidos volátiles se ha reducido como mínimo en un 38%, lo que se puede lograr a través de los diversos tratamientos, enumerados en el artículo 10 y descritos a continuación.

2.3 Sistemas de tratamiento para el manejo de lodos.

Las tecnologías disponibles para el tratamiento de lodos son :

- 2.3.1** Compostaje
- 2.3.2** Estabilización con cal
- 2.3.3** Tratamiento térmico
- 2.3.4** Canchas de secado
- 2.3.5** Digestión aerobia
- 2.3.6** Digestión anaerobia

2.3.1 Compostaje

El compostaje es un proceso en el que la materia orgánica sufre una degradación biológica hasta alcanzar un producto final estable. El lodo compostado adecuadamente es un material tipo humus, higiénico y libre de características desagradables. Aproximadamente el 20 o 30 % de los sólidos volátiles se convierten a dióxido de carbono y agua. Conforme se produce la descomposición de la materia orgánica contenida en el lodo, el compost se calienta hasta alcanzar temperaturas situadas en el intervalo de pasteurización (50 a 70°C), lo cual permite la destrucción de organismos patógenos entéricos. A pesar de que el compostaje se puede llevar a cabo tanto bajo condiciones aerobias como anaerobias, en casi la totalidad de las aplicaciones de los lodos procedentes de aguas residuales urbanas se emplea el compostaje aerobio. El compostaje en condiciones aerobias acelera la descomposición de la materia y da lugar a

un mayor aumento de la temperatura, suficiente para la destrucción de patógenos, y también minimiza la producción de olores desagradables (Metcalf y Eddy, 1998).

Durante el proceso de compostaje aerobio, están activos diversos microorganismos aerobios facultativos y estrictos. En las fases primarias del proceso de compostaje, las más predominantes son las bacterias mesofílicas. Después de subir las temperaturas en el compost, predominan las bacterias termofílicas, que conducen a hongos termofílicos que aparecen después de 5 ó 10 días. En las últimas etapas, o periodo de maduración, aparecen mohos y actinomicetos (Tchobanoglous *et al.*, 1998).

La microbiología de todos los procesos de compostaje aerobio es similar. Los parámetros cruciales para el control de los procesos de compostaje aerobio incluyen: contenido de humedad, relación de C/N y temperatura (Tchobanoglous *et al.*, 1998). Aunque el compostaje es un proceso antiguo y relativamente simple, la necesidad simultánea de aumentar la temperatura, aireación y secado, lo hace un procedimiento de cierta manera compleja (Crites y Tchobanoglous, 2000).

Los tres principales sistemas de compostaje utilizados son las pilas estáticas aireadas ver Figura 4, las pilas volteadas, y los sistemas mecánicos cerrados (Metcalf y Eddy, 1998).

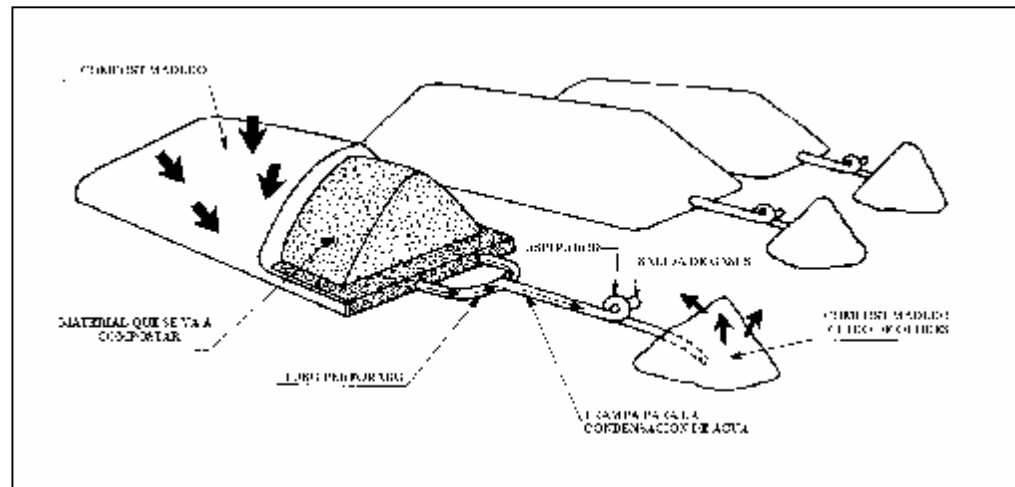


Figura 4. Esquema de un sistema de pilas estáticas con aireación inducida

2.3.2 Tratamiento térmico

El tratamiento térmico es un proceso de estabilización y acondicionamiento del lodo, que consiste en el calentamiento del lodo bajo presión durante cortos periodos de tiempo. El tratamiento térmico se emplea para la coagulación de sólidos, romper la estructura del gel y destruir la afinidad al agua de los sólidos contenidos en el lodo. Como consecuencia de ello, el lodo se esteriliza y deshidrata rápidamente. La mayor aplicación del proceso de tratamiento térmico se centra en lodos biológicos que puedan resultar difíciles de estabilizar o acondicionar por otros medios. Los elevados costes de inversión de los equipos asociados suelen limitar su aplicación a plantas de grandes dimensiones o a instalaciones en las que el espacio disponible pueda ser limitado. Se han desarrollado diferentes tipos de procesos de tratamiento térmico, pero actualmente, muchos de ellos ya no se aplican. El sistema más comúnmente empleado es el sistema

Zimpro de baja presión. Este sistema utiliza un intercambiador de calor lodo-lodo, un sistema de inyección de aire, y la inyección de vapor al reactor (Metcalf y Eddy, 1998).

Las ventajas de los procesos de tratamiento térmico son: (1) el contenido en sólidos del lodo deshidratado puede oscilar entre el 30-50 %, en función del grado de oxidación conseguido; (2) el lodo del proceso no precisa de un acondicionamiento con productos químicos; (3) el proceso permite estabilizar el lodo y destruir la mayor parte de los organismos patógenos; (4) el lodo del proceso tiene un poder calorífico de entre 28 y 30 KJ/g de sólidos volátiles y (5) el proceso es relativamente insensible a las variaciones en la composición del lodo. Las principales desventajas son (1) el elevado costo de inversión debido a la complejidad mecánica del proceso y al uso de materiales resistentes a la corrosión; (2) el proceso genera subproductos con alto contenido de materia orgánica, nitrógeno amoniacal y color; (3) Se producen gases muy olorosos que precisan un confinamiento, tratamiento, y/o destrucción muy cuidadosa (Metcalf y Eddy, 1998).

2.3.3 Canchas de secado

Las canchas de secado son el método de deshidratación de lodos más utilizado (Figura 5). El procedimiento consiste en distribuir el lodo en una capa entre 20 a 30 cm sobre el lecho de la cancha dejándolo secar. El lodo se deshidrata, drenando su contenido líquido a través del lecho y, por evaporación desde la superficie expuesta al aire, si las condiciones climáticas lo favorecen. El lodo queda con una textura gruesa y agrietada y es de color negro o café oscuro. El contenido de humedad después de 10 a 15 días, en condiciones favorables, es del orden del 60%. Una vez seco, el lodo se retira y se evacua a vertederos controlados o se usa como acondicionador de suelos. Las principales ventajas de la aplicación de éste método, son su bajo costo, escaso mantenimiento y la alta concentración de sólidos generada en el producto final (Cortéz, 2003). Se utilizan cuatro tipos de canchas: (1) convencionales de arena; (2) pavimentadas; (3) de medio artificial (mallas de acero inoxidable o paneles de poliuretano), y (4) por vacío (Hernández, 1994).

Normalmente las canchas de secado, aunque funcionan bien y producen un lodo seco sin olor apreciable, cuando el lodo está digerido, tienen un límite natural o techo, ya que los problemas de volumen de lodo producido, costo de mano de obra, inversión de terreno y tiempo para su secado los hacen impracticables para plantas de tratamiento grandes (Hernández, 1994).



Figura 5. Canchas de secado

2.3.4 Estabilización con cal

En los proceso de estabilización caliza se añade cal al lodo crudo en cantidades suficientes como para elevar su pH a 12, mínimo por dos horas (Figura 6). El pH alto elimina los microorganismos presentes en el lodo y, por consiguiente, estabiliza la materia orgánica (Crites y Tchobanoglous, 2000).

El fundamento de la estabilización de un lodo con cal es la creación de unas condiciones fisicoquímicas capaces de inhibir el proceso de degradación biológica de la materia orgánica que éste contiene, evitando así la producción de malos olores (Hernández, 1994).

Los inconvenientes de la estabilización con cal radican en que el aumento de la masa de la mezcla de lodo y cal, significa más lodo para deshidratar y disponer, un costo relativamente alto y que el pH es muy alto siendo una desventaja en la aplicación de

suelos agrícolas. Dentro de las ventajas se encuentra los tiempos de retención cortos que se requieren y la simplicidad del proceso (Crites y Tchobanoglous, 2000).

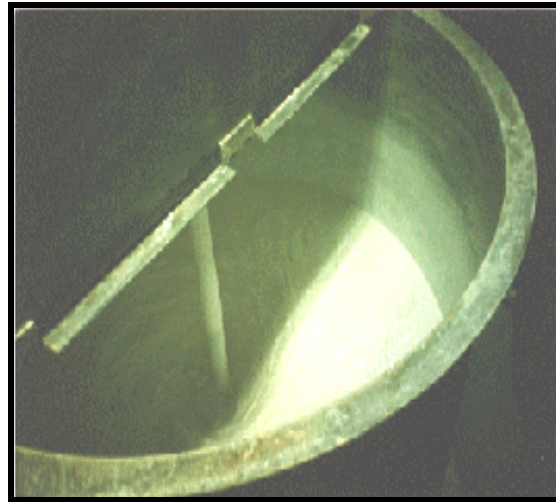


Figura 6. Estabilización con cal

2.3.5 Proceso de digestión aerobia.

Corresponde a la estabilización de la materia orgánica mediante el suministro de aire (u oxígeno) (Cortéz, 2003).

Este tratamiento es similar al proceso de lodos activados. Conforme se agota el suministro de sustrato disponible (alimento), los microorganismos empiezan a consumir su propio protoplasma para obtener la energía necesaria para las reacciones de mantenimiento celular. Cuando esto sucede, se dice que los microorganismos se hallan en fase endógena, siendo el producto anhídrido carbónico (CO_2), amoníaco (NH_3) y agua. (Metcalf y Eddy, 1998).

En el proceso se pretende la disminución del material volátil, mineralización de la materia orgánica y la concentración de lodos (Hernández, 1994).

Las ventajas que se atribuyen son las siguientes (1) la reducción de sólidos volátiles es aproximadamente igual a la obtenida en el proceso de digestión anaerobia; (2) se consiguen menores concentraciones de DBO en el líquido sobrenadante; (3) Producción de un producto final biológicamente estable, tipo humus, exento de olores; (4) mayor recuperación del valor del lodo como fertilizante; (5) el funcionamiento y explotación del proceso es relativamente sencillo, y (6) menores costes iniciales. Las principales desventajas son (1) el mayor coste energético asociado al suministro del oxígeno necesario; (2) se produce un lodo digerido de pobres características para la deshidratación mecánica; (3) es un proceso muy sensible a la temperatura, al emplazamiento, y el tipo de materiales con que se construye el tanque (Metcalf y Eddy, 1998).

2.3.6 Proceso de digestión anaerobia

La digestión anaerobia comprende una compleja serie de reacciones de digestión y fermentación que llevan a cabo diferentes especies bacterianas, en condiciones anóxicas, y que constituyen un proceso biológico que se basa en la transformación a través de reacciones bioquímicas de la materia contaminante en biomasa y en un gas cuyos componentes principales son el CH₄ y el CO₂ y que conocemos con el nombre de biogás (Cortez, 2003). En la siguiente tabla se exponen los porcentajes de remoción de los contaminantes típicos de los digestores anaerobios

Tabla 1 . Porcentajes de remoción de los biodigestores anaerobios para diferentes contaminantes

Parámetro	% Remoción
DBO ₅	50-60
Nitrógeno	0-15
Sólidos Volátiles	50-65

(Fuente: Vives, 2003)

2.3.6.1.- Microbiología del proceso.

La conversión biológica de la materia orgánica, bajo condiciones anaerobias, ocurre en tres pasos.

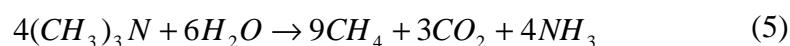
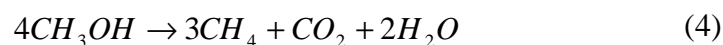
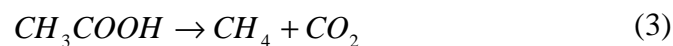
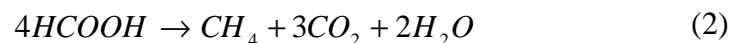
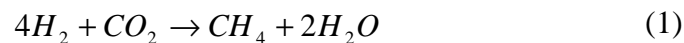
En el primer paso, un grupo de organismos es responsable de hidrolizar los polímeros orgánicos y los lípidos en estructuras básicas tales como monosacáridos, aminoácidos y compuestos relacionados, que son adecuados como fuente de energía y carbono celular (Crites y Tchobanoglous, 2000).

En el segundo paso, otro grupo de bacterias anaerobias fermenta los productos de la descomposición en ácidos orgánicos simples, de los cuales el más común es el ácido acético. Este segundo grupo de organismos no metanógenos está compuesto por bacterias facultativas y anaerobias obligadas. Colectivamente, estos microorganismos con frecuencia se identifican en la literatura como *acidógenos o formadores de ácido*. Dentro de las bacterias no metanógenas que han sido aisladas de los digestores anaerobios están *Clostridium* spp., *Peptococcus anaerobus*, *Bifidobacterium* spp., *Desulphovibrio*, spp., *Corynebacterium*, spp., *Lactobacillus*, *actinomyces*, *Staphylococcus* y *Escherichia coli* (Crites y Tchobanoglous, 2000).

Un tercer grupo de microorganismos convierte el hidrógeno y el ácido acético, generados por los organismos formadores de ácido, en gas metano y dióxido de carbono. Las bacterias responsables de esta conversión son anaerobias estrictas y se conocen

como metanógenas, identificadas en la literatura como *formadoras de metano o metanógenas*. Entre los principales géneros de microorganismos que han sido identificados están las bacterias en forma de bastones (*Methanobacterium*, *Metanobacillus*) y en formas de esferas (*Metanococcus*, *Methanosarcina*). Las bacterias más importantes del grupo de las metanógenas son las que utilizan el hidrógeno y el ácido acético. Dado que presentan tasas muy bajas de crecimiento, en general, se considera su metabolismo como limitante en el tratamiento anaerobio de un desecho orgánico (Crites y Tchobanoglous, 2000).

Es importante anotar que las bacterias metanógenas sólo pueden usar un número limitado de sustratos para la formación de metano. Actualmente, se conoce que las metanógenas utilizan los siguientes sustratos: CO_2 , H_2 , formato, acetato, metanol, metilamina y monóxido de carbono. Las reacciones de conversión más usuales en la producción de energía involucran estos compuestos, como se muestra a continuación:



En el tratamiento anaerobio, los organismos metanógenos y los acidógenos forman una relación simbiótica. Los metanógenos están en capacidad de utilizar el hidrógeno que producen los acidógenos debido a que poseen la eficiente enzima hidrogenasa. Dado que los metanógenos están en capacidad de mantener una presión parcial de H_2 extremadamente baja, el equilibrio de las reacciones de la fermentación se desplaza hacia la formación de más productos finales oxidados (Crites y Tchobanoglous, 2000).

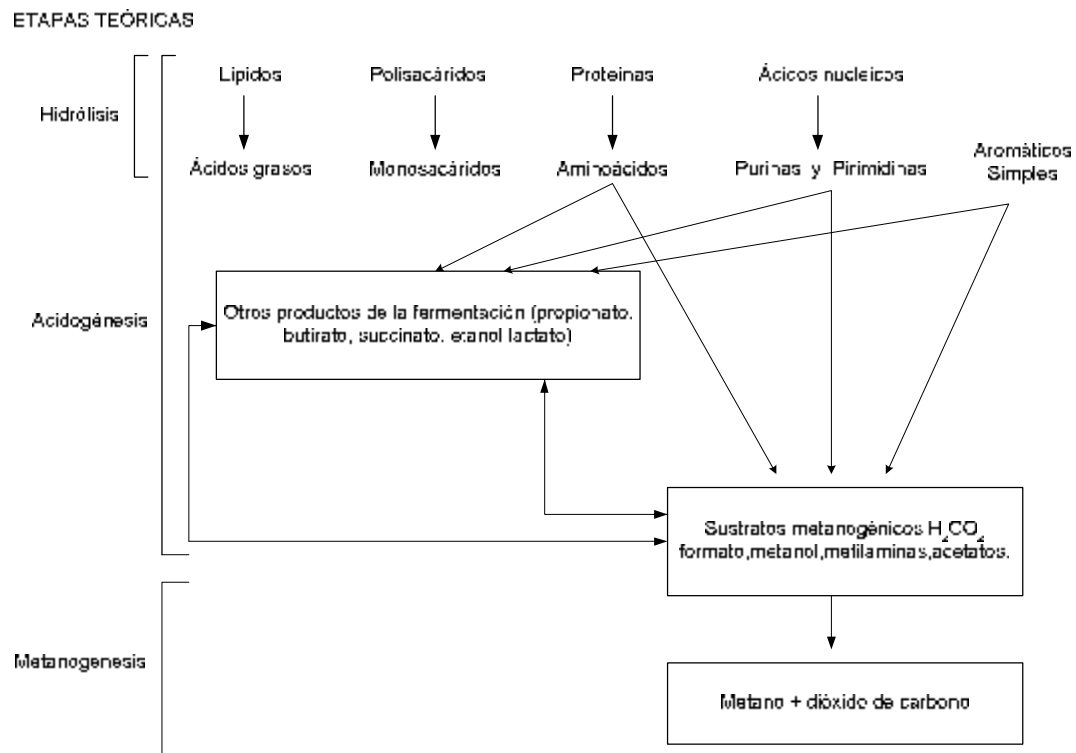


Figura 7. Vías que conducen a la producción de metano y dióxido de Carbono a partir de la digestión anaerobia de sustratos orgánicos.

2.3.6.2.- Variables del proceso del tratamiento anaerobio.

Para mantener un sistema anaerobio que establezca un desecho orgánico de forma eficiente, las bacterias no metanógenas y las metanógenas deben encontrarse en un estado de equilibrio dinámico.

Para establecer y mantener tal estado, los contenidos del reactor deben estar desprovistos de oxígeno disuelto y libres de concentraciones inhibitorias de los constituyentes, como metales pesados y sulfuros.

Así mismo, el pH del ambiente acuoso debe oscilar entre 6,6-7,6 y debe haber suficiente alcalinidad presente para asegurar que el pH no descenderá por debajo de 6,2, ya que las bacterias metanógenas no pueden actuar por debajo de ese punto.

Cuando la digestión se está llevando a cabo debe haber suficiente alcalinidad, las variaciones normalmente van entre 1000 a 5000 mg/l, y la de los ácidos grasos volátiles son menores de 250 mg/l. Una cantidad suficiente de nutrientes, como el nitrógeno y el fósforo, debe estar disponible para asegurar el crecimiento adecuado de la comunidad biológica.

De acuerdo con la naturaleza de los lodos que se van a digerir son necesario ciertos factores de crecimiento. La temperatura es otro parámetro ambiental importante. El rango óptimo de temperaturas para las bacterias mesófilicas es de 30 a 38°C (86 a 100°F)

y para las termófilas es de 49 a 57°C (120 a 135°F). La mayoría de los tratamientos con procesos anaerobios se operan en el rango mesófilo de temperatura (Crites y Tchobanoglous, 2000).

2.3.6.3 Tipos de digestores.

Los sistemas de tratamiento anaerobio se clasifican en dos sistemas generales: Los procesos anaerobios de cultivo en suspensión de mezcla completa y los procesos anaerobios de tratamiento de cultivo fijo (Crites y Tchobanoglous, 2000).

Según Hernández (1994), en los sistemas de lecho fijo los microorganismos se adhieren al medio inerte, el cual puede ser cualquier de los medios conocidos y usados en los lechos bacterianos. Las aguas residuales pasan a través de este medio, ya sea en flujo ascendente o descendente. En toda la configuración, un sustancial porcentaje de la biomasa se presenta en forma de flóculos suspendidos y es retenida en los huecos del medio inerte. En general, este reactor opera sin usar reciclo de las aguas residuales, lo cual da origen a un sistema flujo-pistón, aunque la producción de gas tiende a revolver el flujo a través de las burbujas de gas ascendente (Crites y Tchobanoglous, 2000).

Tabla 2. Reactores anaerobios de lecho fijo

Tipos básicos de reactores de procesos anaerobios		
	Tipo de reactor	Sinónimo
Biomasa Adherida	Lecho fijo	Filtro de película fija Filtro sumergido Película fija estacionaria
	Lecho móvil	Discos rotatorios Contactor rotatorio Biológico
	Lecho expandido	Lecho expandido de película adherida anaeróbica
	Lecho fluidizado	
	Lecho reciclado	Proceso de contacto portante

(Fuente: Hernández, 1994)

Los procesos de crecimiento en suspensión son los de uso más común en el campo del tratamiento de lodos (Crites y Tchobanoglous, 2000).

Los dos tipos de digestores anaerobios en suspensión más empleados son los de alta carga y de baja carga (Figura 8).

En el proceso de digestión de baja carga en una etapa no se suele calentar ni mezclar el contenido del digestor y los tiempos de residencia oscila entre 30 y 60 días (Ramalho, 1996).

En el proceso de alta carga el contenido del digestor se calienta y mezcla completamente, el lodo bruto se introduce en la zona donde hay digestión activa y se está produciendo gas. Al elevarse el gas arrastra partículas de lodo y otras materias (grasas, aceites,...) formando un sobrenadante que se separa del digestor. El lodo digerido se extrae por el fondo del tanque. El gas se recoge por la parte superior del digestor, y se utiliza normalmente como combustible debido a su alto contenido de metano. El tiempo de residencia es menor entre 15 a 30 días (Ramalho, 1996).

La combinación de estos dos procesos se suele conocer con el nombre de procesos en dos etapas (Figura 9). El objetivo fundamental de este proceso es conseguir una mejor utilización volumétrica. La función principal de la segunda etapa es separar los sólidos digeridos del licor sobrenadante. Sin embargo, puede ocurrir digestión adicional y producción de gas (Crites y Tchobanoglous, 2000).

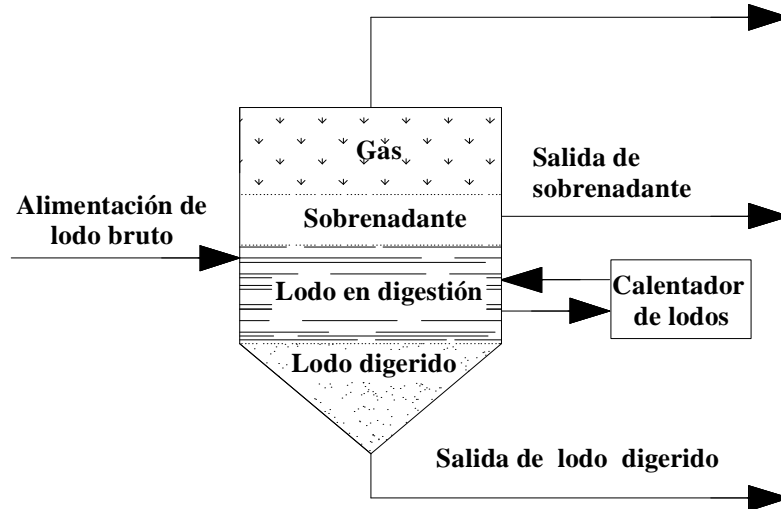


Figura 8. Digestor anaerobio de lodo de una etapa.

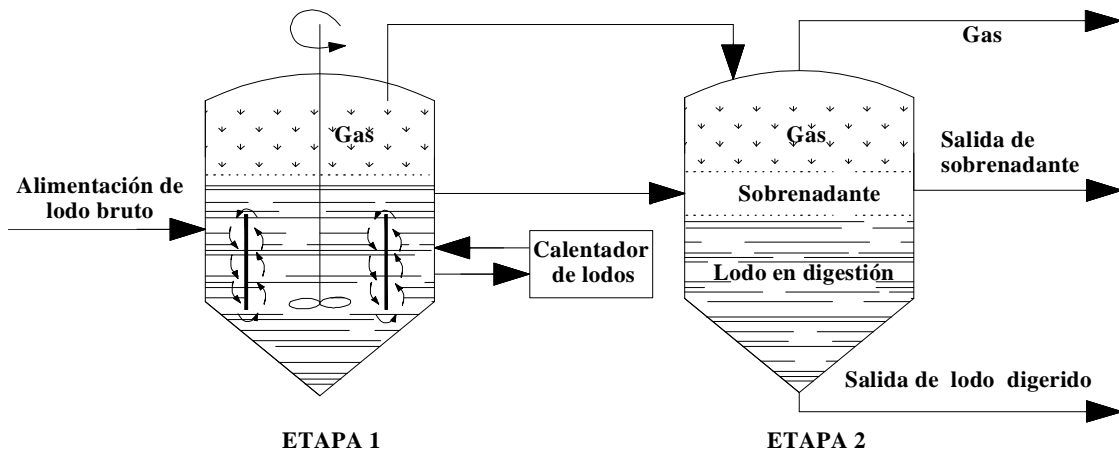


Figura 9. Digestor anaerobio de lodo de doble etapa

2.3.6.4 Ventajas de la digestión anaerobia.

Las principales ventajas del proceso; (1) En que el 85 al 90% del carbono se emplea en producción de biogás, (2) mayor ahorro de energía de aireación frente a un proceso de tratamiento aerobio, (3) eliminación de malos olores y reducción de los gérmenes patógenos, (4) mayor grado de estabilización de los residuos digeridos generando escasa cantidad de biomasa (inferior a 0,1 kg/kg de DBO metabolizada), lo que favorece aplicaciones posteriores de éstos. (Devesa, 2000).

2.4 Selección de la alternativa de tratamiento a emplear.

Con respecto a los sistemas de tratamiento, se optó por el sistema de digestión anaerobia debido a que existen abundantes investigaciones e informaciones bibliográficas que confirman que es factible el tratamiento de lodos por este método.

Por otro lado (si bien los costos de inversión son mayores) la digestión anaerobia tiene beneficios como son la eliminación de malos olores, se requiere de menor superficie para su instalación lo que favorece a las empresas acuícolas ya que el espacio de estas industrias es muy reducido, otro factor importante es que en estos sistema disminuye progresivamente la cantidad de volumen de lodo inicial generando subproductos que traen consigo beneficios, como es el biogás que puede ser aprovechado como combustible y un lodo con características físicas, química y biológica adecuadas para su posible aprovechamiento en la agricultura.

Se opto por el sistema de digestión en suspensión de alta carga debido a que es un sistema sencillo, económico y que ha sido ampliamente aceptado como el método mas adecuado para obtener un producto final aséptico.



Otro factor importante es que en los sistema en suspensión se usan para tratar desechos que contiene material particulado biodegradable, a diferencia de los sistemas de película adherida que son mas adecuados para el tratamiento de desechos orgánicos solubles.

3.- METODOLOGIA

3.1 Extracción y Caracterización de los lodos.

3.1.1 Recopilación de información.

Se recopiló información por medio de literatura e investigaciones para determinar los parámetros más relevantes en la caracterización de los lodos de Piscicultura. Se tomó como referencia el reglamento para el manejo de lodos no peligrosos generados en plantas de tratamientos de aguas, que describe en el Título V, Artículo N°45 los parámetros con sus respectivos métodos de análisis.

Paralelamente se averiguaron los parámetros de control y variables de respuesta involucradas en el proceso de digestión anaerobia siendo los más relevantes pH, Temperatura, alcalinidad, ácidos grasos volátiles, DQO y Sólidos totales y volátiles.

3.1.2 Extracción de lodos.

Se visitó la Empresa Salmones Multiexport correspondiente a la Piscicultura de Molco que opera sobre una extensión de 10 hectáreas, ubicada en el Estero sin nombre, afluente de Estero Chehuilco, cercana a la Ciudad de Villarrica, se extrajo una muestra de lodos en las piscinas de sedimentación (ver Figuras 10 y 11), el muestreo se realizó en forma directa obteniéndose un lodo compactado. Una vez en el laboratorio, el lodo pasó por una malla para eliminar todo tipo de material inerte como piedras, arena, hojas, etc.



Figura 10. Extracción de lodos de las piscinas de sedimentación.



Figura 11. Lodos extraídos

3.1.3 Caracterización de lodos

Una vez en el laboratorio se implementaron y adaptaron los métodos de análisis para la caracterización del lodo crudo. En la Tabla 3 se presentan los métodos analíticos que se utilizaron para los análisis y las mediciones que se efectuaron en el desarrollo del presente trabajo.

Tabla 3. Caracterización del lodo fresco

<i>Parámetro</i>	<i>Unidades</i>	<i>Método</i>	<i>Referencia</i>
pH		pH-metro	-
Temperatura	°C	Termómetro	-
Sólidos totales	mg/L	Evaporación a 105°C	APHA (1992)
Sólidos volátiles	mg/L	Calcinación a 550°C	APHA (1992)
Demanda química de oxígeno	mg/L	Método volumétrico	APHA (1992)
Nitrógeno total Kjeldhal	g/kg (base seca)	Digestión/destilación	APHA (1992)
Nitrógeno amoniacal	g/kg (base seca)	Destilación	APHA (1992)
Nitrógeno orgánico	g/kg (base seca)	-	-
Carbono orgánico total	g/kg (base seca)	Método volumétrico	Walkley y Black (1990)
Aceites y grasas	% (base seca)	Extracción por éter	APHA (1992)
Alcalinidad	mg/L	Método potenciométrico	APHA (1992)
Ácidos grasos volátiles	mg/L	Método de destilación	APHA (1992)

En el Anexo 1, se describen los procedimientos para cada análisis, considerando una breve descripción del método y su correspondiente cálculo. Cabe destacar que los métodos implementados son los mismos que se realizan para evaluar el proceso de digestión anaerobia.

3.2 Montaje y puesta en marcha del digestor.

3.2.1.- Montaje del reactor anaerobio.

Para el desarrollo de la investigación se construyó un reactor de acrílico con capacidad de 10 litros (ver Figuras 12 y 13). En la parte superior del digestor se perforaron dos salidas, por la primera salida se conduce el biogás a un dispositivo de medición (gasómetro) y en la segunda salida se conectó una manguera que se sumerge en el volumen de lodo en el reactor, para la toma de muestra del lodo tratado, con la ayuda de una bomba peristáltica (Marca *Heidolph*) de 10-120 rpm.

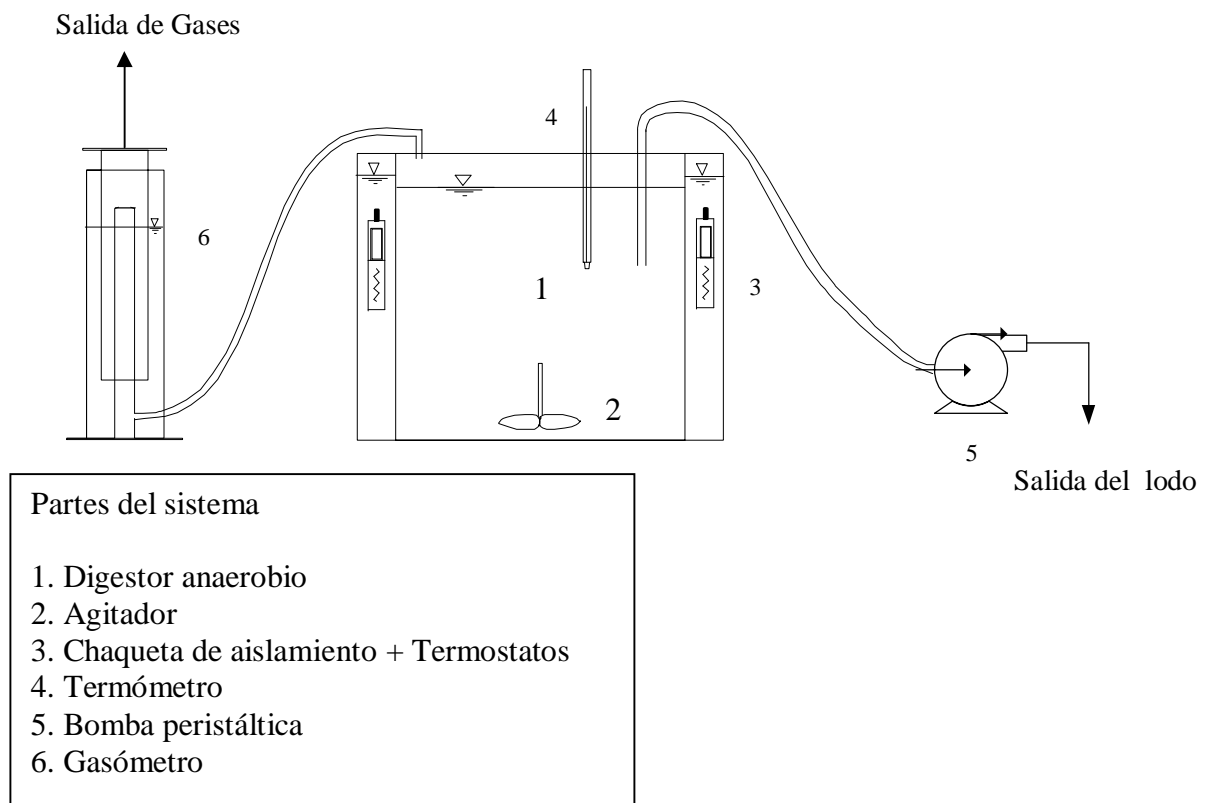


Figura 12. Esquema del Digestor Anaerobio mesófilo

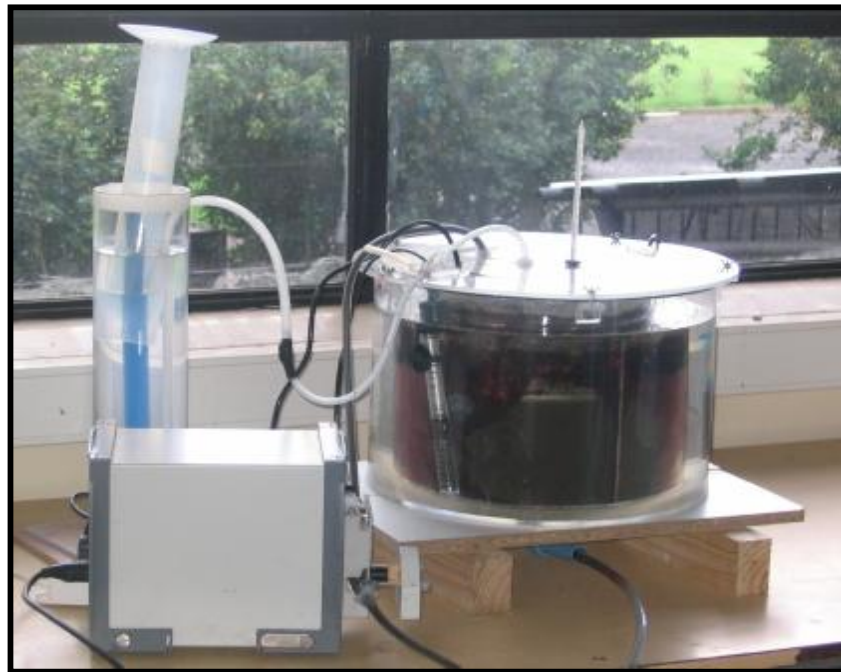


Figura 13. Digestor anaerobio

El gasómetro se construyó por medio de una probeta invertida sumergida en un recipiente con agua, en el cual es posible cuantificar el volumen de biogás capturado, a su vez la manguera que conduce el gas contiene una llave para la toma de muestra, con la finalidad de conocer la composición de los gases, (ver Figura 14) .



Figura 14. Gasómetro

Para que exista un contacto de forma continua entre los microorganismos activos con el alimento suministrado, debe existir un mezclado eficiente por lo que se utilizó una bomba centrífuga de impulsión sumergible como agitador, ubicada en el fondo del digestor.

Para cumplir con los requerimientos caloríficos, se construyó una chaqueta alrededor del reactor, con el objetivo de mantener una temperatura constante, donde se conectaron dos termostatos a 33°C. Se verificó la temperatura con la incorporación de un termómetro de alcohol en la parte superior del reactor. El sistema adicionalmente se encuentra en una cámara aislada.

3.2.2 Sustrato modelo e inculo.

En la primera parte del estudio fue importante tener un lodo que presentara las características microbiológicas adecuadas para operar a temperaturas mesofílicas entre 30 y 33°C. Por lo que el reactor fue inoculado con lodo extraído de un reactor anaerobio de la planta de tratamiento de aguas ESSBIO VIII región, Concepción. El objetivo fue asegurar la aportación de poblaciones microbianas anaerobias que permitieran reducir los tiempos de aclimatación de las bacterias involucradas (Gebauer, 2004). Las condiciones que presentó el inculo es un pH de 7,2, temperatura 33-35°C y sólidos totales entre 22-21 g/L.

Adicionalmente se utilizó estiércol como sustrato modelo, que contiene fuentes de carbono, proteínas y sales minerales necesarias para el crecimiento microbiano.

El estiércol fue diluido en agua destilada con una relación de 1:1, en el cual se retiraron todo tipo de material inerte, posteriormente fue sellado en un matraz y trasladado al equipo orbital (Shaker) por 1 día, con agitación constante de 100 rpm a una temperatura de 37°C.

3.2.3 Puesta en marcha.

3.2.3.1 Ensayo de marcha blanca.

Se realizó un monitoreo del funcionamiento del sistema de digestión, y se evaluó los problemas operacionales. En esta etapa se chequearon, particularmente las situaciones de fugas del líquido y el gas del sistema. Adicionalmente se tomó en consideración el control y chequeo de la temperatura, del pH y aseguramiento de que el proceso ocurra en ausencia de oxígeno.

3.2.3.2 Ensayo de puesta en marcha del reactor anaerobio.

Inicialmente el digester se alimentó con inóculo proveniente de la planta de tratamiento ESSBIO de Concepción y estiércol como sustrato modelo. Se agregó al reactor un 10% en volumen de inóculo, aproximadamente 1000 ml y 3000 ml de estiércol, donde se aclimataron los lodos con el fin de formar la flora microbiana anaerobia.

El reactor cuando generó un 9% en volumen de metano, en un tiempo de 15 días, se reemplazó el sustrato (estiércol) por lodo de Piscicultura. En el día 16 se adicionaron 500 ml de lodo de piscicultura, 200 ml de estiércol y se agregó glucosa diluida en agua destilada como nutriente adicional. En el último día, se dejó de alimentar el reactor y se reemplazó completamente el estiércol por lodo de piscicultura aproximadamente 800 ml. La aclimatación del sustrato duró aproximadamente 10 días. En total se alimentaron 4.6 litros de lodo de Piscicultura. Cabe señalar que el reactor se alimentó cuatro veces por semana.

3.3 Operación del reactor.

Después de la aclimatación del lodo de Piscicultura, se comenzó a operar el reactor anaerobio, con un tiempo de residencia de 52 días, finalizando el proceso con la disminución de la demanda química de oxígeno (DQO), que es el parámetro mas crítico de operación. Una vez que el lodo fue digerido, se realizó una última caracterización con el objetivo de comprobar la eficiencia del sistema de digestión para tratar los lodos de Piscicultura.

3.3.1 Parámetros de operación.

Los parámetros de control y variables de respuesta del digestor anaerobio se presentan en la tabla siguiente. Se incluyen los periodos de caracterización.

Tabla 4. Parámetros y análisis evaluados.

Parámetros	Análisis	Medición
Físicos	Temperatura	Diaria
	pH	Diaria
	Sólidos totales y volátiles	Tres veces por semana
Químicos	DQO	Tres veces por semana
	Alcalinidad	Dos veces por semana
	Relación de alcalinidad	Dos veces por semana
	Composición de metano	Dos veces por semana
	Composición de CO ₂ y H ₂ S	Una vez por semana
	Ácidos Grasos Volátiles	Ultima semana

Determinación de la composición de metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂) y ácido sulfhídrico (H₂S).

El metano se analizó mediante cromatografía de gases (con el equipo *PerkinElmer* Clarus 500). La calibración se realiza elaborando un patrón, que consiste en una mezcla gaseosa de aire y metano, de concentración conocida. Para elaborar dichas mezclas, se utilizaron controladores de flujo másico (*aalborg 171*) para determinar las cantidades de metano y aire. Para distintas concentraciones entre 1 y 60% v/v se mide la señal en el equipo y se elabora la curva de calibración. Es necesario señalar que con la rectificación de la curva y la ecuación se interpola obteniendo la concentración de metano en % volumen ver Anexo 2.

Para determinar la concentración de dióxido de Carbono y ácido sulfhídrico que presenta el biogás, se utilizaron tubos de detección de gases los cuales contienen en su interior un reactivo sólido y que al entrar en contacto con el contaminante cambian de color. En los tubos se hace pasar el aire mediante una bomba manual (*RAE systems*). En el caso del dióxido de carbono los tubos tienen un intervalo de medición de 1 -20% v/v y en el caso del ácido sulfhídrico, un intervalo de medición de 25-250 ppm.

3.3.2 Determinación de la curva de crecimiento.

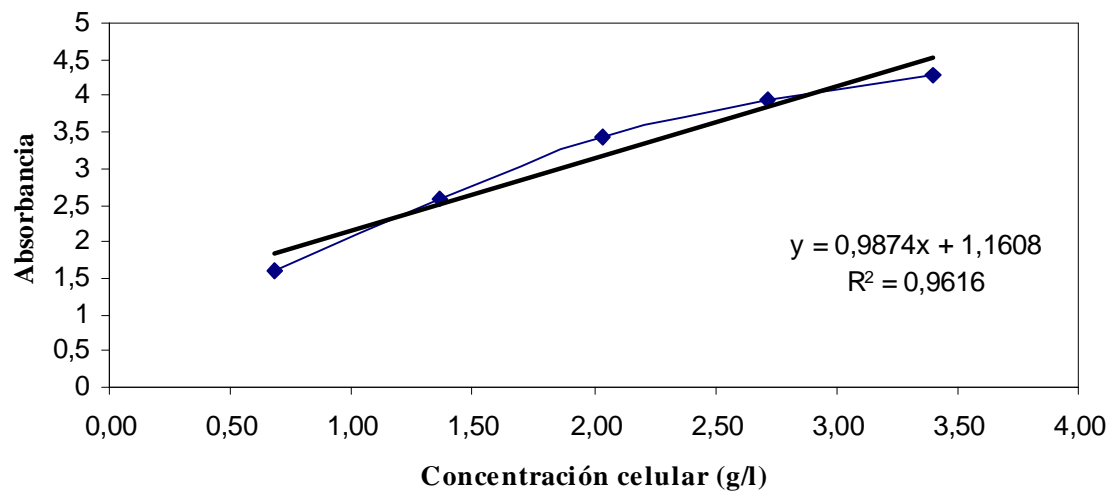
Se realizó la curva de crecimiento con el objetivo de determinar la velocidad de crecimiento de poblaciones microbianas anaerobias presentes en el lodo. Se determinó en base a masa celular, mediante el método turbidimétrico. Esta curva se realizó una vez que se generó un 10% de metano en el proceso de operación del reactor.

La turbidimetría mide la reducción de la transmisión de luz debido a partículas de una suspensión y cuantifica la luz residual transmitida. En este método se debe realizar una curva de calibración, de absorbancia versus concentración celular bacteriana mediante peso seco.

El primer paso consiste en la toma la muestra de lodo del digestor, la muestra se diluye varias veces a diluciones conocidas para luego proceder a conocer su concentración a través del método del peso seco. Con los datos de concentración y a su vez de absorbancia para cada muestra se realiza la curva de calibración (ver Tabla 5 y Figura 15) En el Anexo 3 se describe como se realizó el método del peso seco.

Tabla 5. Datos de Absorbancia y concentración para diferentes diluciones

Dilución	Concentración (g/l)	Absorbancia
1:10	0,68	1,612
2:10	1,36	2,594
3:10	2,04	3,437
4:10	2,72	3,932
5:10	3,40	4,3
6:10	4,08	4,403
7:10	4,76	4,408

**Figura 15.** Curva de calibración

Una vez realizada la curva de calibración se aísla la muestra de lodo en un matraz sellado herméticamente para evitar entrada de oxígeno y se deja en el equipo Orbital Shaker a una temperatura de 33°C con agitación constante (100 rpm), con el objetivo de mantener condiciones similares que en el reactor.

El periodo de crecimiento fue de 4 días. Diariamente se tomó la muestra del matraz y se realizaron las lecturas de absorbancia en el espectrofotómetro (*Spectronic Genesys 2PC*) a una longitud de onda de 570 nm, para luego interpolar los datos en la curva de calibración y así obtener un gráfico de concentración celular durante el tiempo propuestos. Con la rectificación de la curva se determina la velocidad de crecimiento máximo en unidades de días⁻¹ que esta representada por la pendiente de la recta.

3.4 Prueba experimental del proceso de digestión anaerobia

Se realizó una prueba experimental para evaluar la factibilidad del sistema de tratamiento propuesto y así verificar las condiciones de operación del reactor anaerobio. Consistió en realizar nuevamente la operación del reactor en sistema Batch con lodo de otra Piscicultura de la región. Los lodos que se utilizaron presentan condiciones similares que el lodo de la Piscicultura de Molco. La extracción se realizó de las piscinas de sedimentación.

Una vez en el laboratorio el lodo extraído pasó por un sistema de eliminación del material inerte (piedras, hojas, etc) y posteriormente ingresó al reactor anaerobio evitando la entrada de oxígeno.



En este caso se acortó el periodo de aclimatación del lodo, se alimentó al digester un 30% (del volumen del reactor) de lodo ya digerido aproximadamente 3000 ml (flora microbiana anaerobia) y 5500 ml de lodo de la piscicultura de Quetro, se controlaron los parámetros de control y las variables de respuesta en el proceso. La diferencia de este sistema es que no se hizo un seguimiento diario, solo se realizó una caracterización al inicio del proceso y una vez digerido el lodo.

4.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Análisis de la operación del reactor anaerobio.

La primera etapa de operación del reactor comenzó con la generación de la flora microbiana, el inóculo utilizado fue extraído de un digestor anaerobio, el que no presentó problemas de adaptación al momento de mezclarse con el sustrato modelo, en este caso estiércol, por lo que fue satisfactorio la creación de la biomasa. El tiempo de generación fue de 15 días.

En el segundo periodo el digestor se encontró operando a un tiempo de residencia de 10 días, en esta etapa el estiércol fue reemplazado por lodo de piscicultura. Aproximadamente se incorporaron 4600 ml en el digestor. El reemplazo fue paulatino para así evitar la inhibición por sustrato.

4.2 Parámetros de control y variables de respuesta en el proceso.

Uno de los parámetros de control más importante del proceso es la temperatura. Según Hernández (1994) en el rango de temperaturas de 14°C a 65°C, las bacterias ordinarias o mesófilas mantienen su actividad hasta los 35°C. En la Figura 16A se observa que la temperatura no varía significativamente manteniéndose dentro del rango óptimo de operación, debido a que existe un buen control de ésta. Las variaciones se situaron entre los rangos 35-32°C con un valor promedio 33°C.

Otro parámetro de control importante en el desarrollo del proceso es el pH, Según Hernández (1994), el pH depende de las reacciones ácido-base. Dentro del proceso de digestión ocurren multitud de estas reacciones. Por lo tanto, el pH es un índice global de lo que ocurre en el digester a dicho nivel. Las bacterias formadoras de metano tienen un pH óptimo entre 6,8-7,4.

La Figura 16B muestra que el pH se mantuvo sin variaciones, con un pH promedio de 6,29 y con una fluctuación entre 6,1 y 6,7. El pH en la primera etapa fue mayor debido al pH que presentaba el inóculo que fue de 7,5 aproximadamente. Posteriormente empezó a decaer paulatinamente hasta que en la tercera etapa se mantuvo estable con un pH promedio de 6,3. Si bien los valores de pH obtenidos no se encuentran dentro del rango de operación óptimo, si son cercanos al intervalo en que la digestión anaerobia puede llevarse a cabo. Los problemas que puede provocar el pH bajo 6,2 es la inhibición

de las bacterias metanógenas y así la acidificación del reactor. Es por esta razón que debe haber suficiente alcalinidad para que el pH no descienda en el reactor (Crites y Tchobanoglous, 2000).

La alcalinidad por su parte, es una medida indirecta de los ácidos grasos volátiles. Crites y Tchobanoglous (2000) señalan que para mantener un sistema de tratamiento anaerobio que establezca un desecho orgánico de forma eficiente el valor de alcalinidad total debe estar en el rango de 1000 a 5000 mg/L. Una disminución o aumento de este valor provocaría problemas en el sistema.

Si se observa la Figura 16C, la alcalinidad durante los 78 días del proceso no tuvo grandes variaciones, manteniéndose dentro de los valores óptimos de trabajo entre 2260-1500 mg/L, con un valor promedio de 1929 mg/L. En la Etapa 1, se observa que la alcalinidad alcanzó su valor máximo de 2260 mg/L debido a que el inóculo y el sustrato modelo presentaban valores de pH altos entre 7,4 y 7,6 aproximadamente. Luego la alcalinidad empezó a decaer hasta que resultó estable en el periodo de operación del reactor, debido a que el pH no tuvo variaciones significativas, con una alcalinidad alrededor de 1500 mg/L.

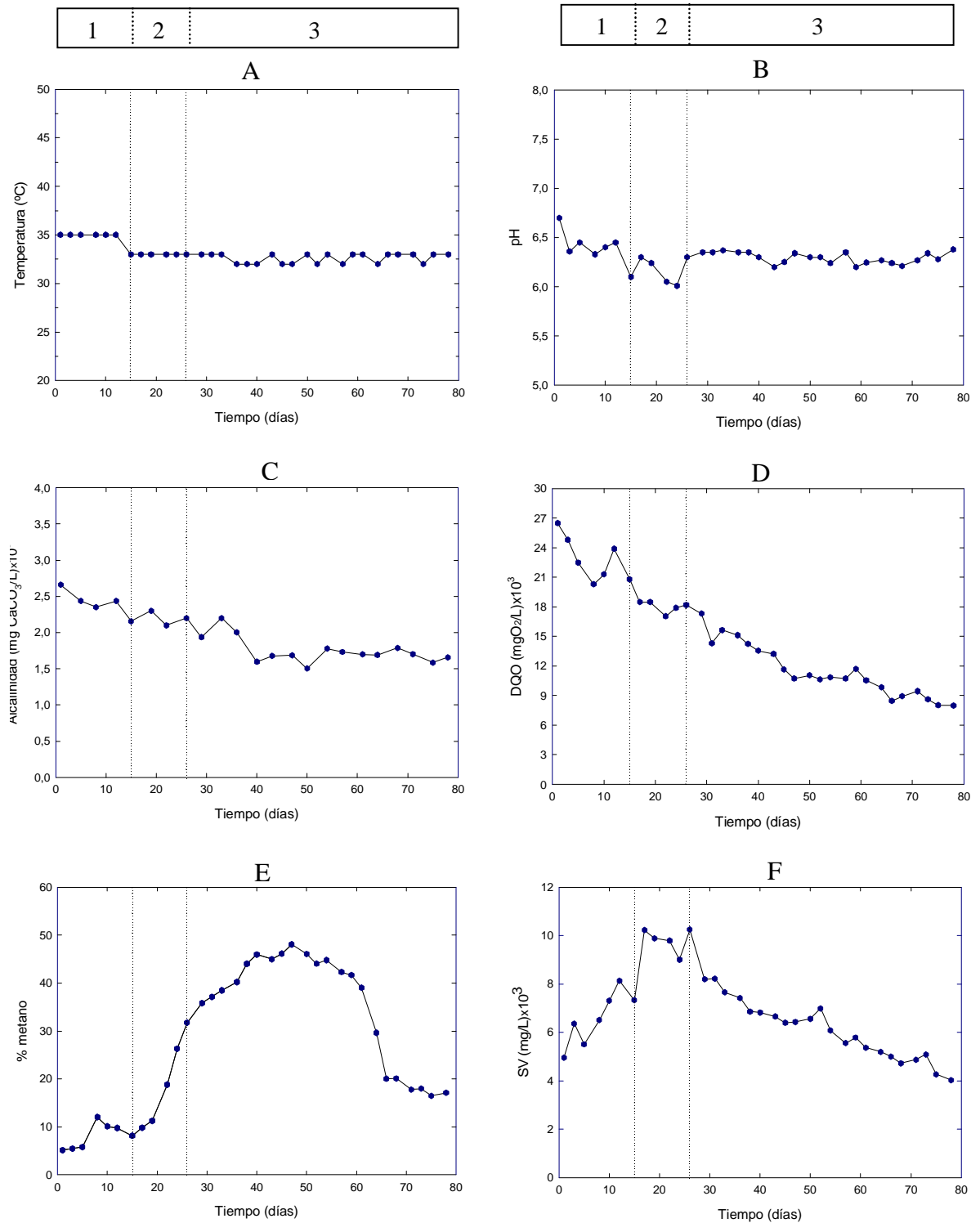
Los valores de alcalinidad total presentados en los tres periodos se encuentran dentro de los rangos establecidos realizándose en forma normal la digestión anaerobia. Por lo tanto se considera que el digestor se mantuvo con una óptima capacidad amortiguadora, evitando así la acidificación del digestor.

Los parámetros de respuesta del proceso se miden mediante la DQO, SV y la composición de metano. En la Figura 16D el valor de DQO, que mide la materia orgánica presente en el lodo, empieza a descender significativamente en el proceso con pequeñas fluctuaciones. En la etapa de operación se ve claramente este descenso, El valor máximo de DQO fue al inicio del proceso en la etapa de generación de la biomasa 26500 mg/L llegando a una DQO de 7990 mg/, que corresponde al ultimo día de operación.

Al igual que la DQO la concentración de sólidos volátiles ofrece un cálculo aproximado de la cantidad de materia orgánica biodegradable presente en la fracción sólida del lodo de Piscicultura. Durante la primera y segunda etapa se produjo un aumento en la cantidad de sólidos volátiles debido al cambio de sustrato. La concentración de los sólidos volátiles del lodo crudo de piscicultura tienen un valor de 15200 mg/L y en la última etapa, una vez que se empieza con el proceso, la cantidad de sólidos desciende hasta llegar a 4022 mg/L (ver Figura 16F).



La producción de biogás es cuantificable, de forma significativa solo a partir de la segunda semana de operación (Figura 16E). La mayor producción fue en el día 21 con un volumen de 450 ml/día. La concentración de metano alcanzó su nivel máximo con un valor de 48% v/v, en el mismo periodo de operación. Adicionalmente se monitorearon las concentraciones de CO₂ y H₂S. En la Tabla 6 se observa la composición y producción de biogás.



- 1: Etapa 1: Periodo de generación de la flora microbiana
- 2: Etapa 2: Periodo de aclimatación del lodo de Piscicultura
- 3: Etapa 3: Periodo de Operación del reactor anaerobio

Figura 16. Proceso de operación del reactor anaerobio.

Tabla 6. Composición de biogás en el día de mayor producción.

Parámetros	Composición de biogás
Metano (% v/v)	48
CO ₂ (% v/v)	52
H ₂ S (ppm)	250
Volumen de biogás (ml/día)	450

4.3 Curva de DQO v/s metano.

El tratamiento anaerobio de estos lodos permite reducir la DQO en un 82% (ver Tabla 8). En la Figura 17 se muestra la curva de acumulación del porcentaje de metano en los gases generados por el proceso de digestión anaerobia y la curva de degradación de la materia orgánica presente, representado por la DQO.

En él se observa claramente que en los primeros veinte días de operación, existe una relación inversa entre la DQO y % de metano, a medida que disminuye la concentración de DQO aumenta la producción de metano. Posteriormente, cuando la concentración de metano llega a su pick máximo, este empieza a decaer manteniéndose constante la demanda química de oxígeno.

Según Crites y Tchobanoglous (2000), la estabilización de los desechos se comprueba con la disminución de la materia orgánica y el decaimiento de la concentración de metano se justifica con la disminución del pH lo que se traduce en la inactivación de las bacterias metanogénicas.

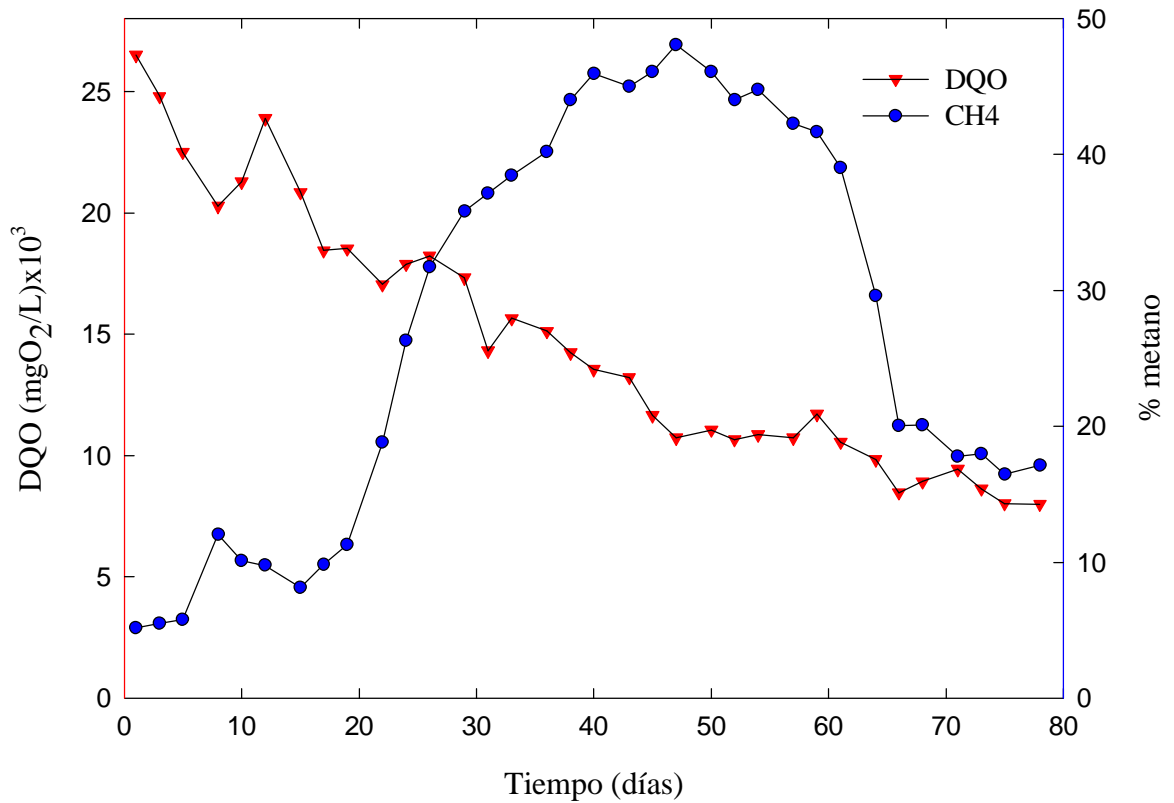


Figura 17. Curva de DQO y % CH_4 durante el tratamiento anaerobio de lodos de piscicultura.

4.4 Relación Ácidos grasos volátiles/alcalinidad.

La concentración de ácidos volátiles, producto de la fermentación, tiene una gran importancia en el proceso de la digestión, pues puede llegar a acidificar el lodo provocando el fallo del proceso. Los valores óptimos están comprendidos entre 50 y 500 mg/l como ácido acético, siendo un valor extremo 2000 mg/L (Hernández, 1994). Según la Tabla 7 los valores fluctúan entre 1250 a 528 mg/L, escapándose de los valores óptimos pero no de los valores extremos propuesto por diversos autores, por lo que no se produjo acidificación del reactor.

Tabla 7. Datos de Ácidos grasos volátiles y alcalinidad

AGV	Alcalinidad	Relación (AGV/A)
528.18	1504.8	0.35
708.53	1778.4	0.4
803.5	1732.8	0.46
589	1785	0.33
847.8	1690	0.50
658.8	1789	0.37
987.5	1703	0.58
879.2	1630	0.54
1250.3	1658	0.75

Según Hernández (1994) la relación ácidos volátiles/alcalinidad es la clave para el funcionamiento óptimo del digestor. En La Tabla 7 se observa el valor de la relación AGV/alcalinidad que varía entre 0.35-0.75, con un valor promedio de 0.47. El valor mas alto se registro al final de la digestión después de un periodo de 52 días de operación.

Si la cantidad de ácidos volátiles permanece baja y la alcalinidad alta, se producirá una buena digestión anaerobia del lodo. Según Hernández (1994) esta relación es un indicador de la capacidad tampón del contenido del digestor. Es deseable una capacidad tampón alta, lo que se consigue si la relación mencionada es baja. Una alimentación excesiva de lodo fresco al digestor o la extracción del lodo digerido puede desequilibrar la proporción ácidos volátiles/alcalinidad. Cuando la relación ácidos volátiles/alcalinidad comienza a aumentar es que algo no funciona bien. Si alcanza valores próximos a 0.5-1, suele ser debido a los serios descensos en la alcalinidad. La concentración de anhídrido carbónico en el gas del digestor empieza a aumentar en estos valores. Cuando la relación llega a 0,8 o más, el pH del contenido del digestor comienza a descender.

4.5 Pruebas experimentales de operación del reactor.

Se realizaron pruebas experimentales que consistieron en una comparación de la eficiencia de remoción del reactor anaerobio con dos lodos de distintas Pisciculturas extraídos en similares condiciones, considerando parámetros de operación recomendados por la literatura. El lodo 1 corresponde al lodo utilizado en el estudio anterior y el lodo 2 corresponde al lodo extraído de la Piscicultura de Quetro.

De la Tabla 8, se puede apreciar los parámetros de operación más relevantes en el estudio de la digestión anaerobia, al inicio y después del tratamiento con un tiempo de residencia para ambos casos de 52 días. Se observa que el lodo 1 inicialmente tiene una DQO mayor y la cantidad de sólidos menor.

En las Tablas 9 y 10 se determinaron las eficiencias de remoción para ambos experimentos, presentando un mejor funcionamiento el caso 1 con una eficiencia de remoción de 82%, este resultado es coherente debido a que la cantidad de sólidos inicial del lodo es menor y por lo tanto la degradación de la materia orgánica es más rápida. Cabe señalar que en el Caso 1 el lodo tuvo un tiempo de aclimatación mayor, debido al periodo de generación de la flora microbiana.

Adicionalmente se realizó una última caracterización al lodo 2, tomando en cuenta el nitrógeno total Kjeldahl como variable de respuesta, obteniéndose una eficiencia de remoción de un 27%.

Los porcentajes de remoción de los dos ensayos se encuentran dentro de los rangos que señala Vives (2003) (ver Tabla 1). Otros autores como Tchobanoglous (1998), señala que la reducción de los sólidos volátiles en un proceso de digestión de sólidos varía entre 60-80%, por lo que se comprueba la eficiencia de digestión del reactor anaerobio a escala laboratorio

Tabla 8. Parámetros de operación del reactor anaerobio

Parámetros	Lodo 1		Lodo 2	
	Inicial	Final	Inicial	Final
DQO (mgO ₂ /L)	44339	7990	39600	10130
ST (mg/L)	28470	5708	38580	13079
SV (mg/L)	15200	4022	21232	9092

Tabla 9. Porcentaje de Remoción de los parámetros fisicoquímicos en el Caso 1

Parámetros	Eficiencia de remoción del proceso de digestión
DQO (%)	82
ST (%)	80
SV (%)	74

Tabla 10. Porcentaje de Remoción de los parámetros fisicoquímicos en el Caso 2

Parámetros	Eficiencia de remoción del proceso de digestión
DQO (%)	74
ST (%)	66
SV (%)	57
NTK (%)	27

4.6 Caracterización del lodo fresco y digerido.

La caracterización que se le realizó al lodo utilizado en el estudio inicial (Tabla 11), fue referido solo al lodo digerido, debido a que algunos métodos no se encontraban implementados a la hora de realizar la puesta en marcha del reactor anaerobio y por lo tanto no se realizó una caracterización exhaustiva al lodo crudo a diferencia del lodo proveniente de la Piscicultura de Quetro, ver Tabla 12.

En el lodo crudo existe un alto contenido de materia grasa como se observa en la Tabla 12, la cual esta dado por un 17,3%, cuando comienza el proceso de degradación de la materia orgánica esta disminuye llegando a 6,39%, con una eficiencia de remoción de 63%, en el caso 1 (Tabla 11) el contenido de aceites y grasas es similar al caso 2 llegando a un contenido de 7,65% en un periodo de 52 días.

El nitrógeno total por su parte para el lodo digerido, en el primer caso fue de 105,6 g/kg en base seca y para el segundo de 105,4 g/kg (base seca), con un 42 y 51% de nitrógeno amoniacal respectivamente. El índice de amonio sobre nitrógeno amoniacal aumentó durante la digestión (Ver Tabla 11 y 12) debido al proceso de hidrólisis de las proteínas.

Campos (2002), señala que el nitrógeno orgánico durante el proceso anaerobio se hidroliza produciendo formas amoniacales. Aunque el nitrógeno amoniacal es un importante nutriente para el crecimiento de los microorganismos, cuya carencia puede

provocar el fracaso en la producción de gas y una concentración excesivamente alta del mismo puede limitar su crecimiento.

Uno de los principales parámetros a controlar en un proceso de degradación de la materia orgánica es la relación C/N, que es la fracción de carbono orgánico frente a la de nitrógeno. Casi la totalidad del nitrógeno orgánico presente en un residuo orgánico es biodegradable y disponible. Con el carbono orgánico ocurre al revés; una gran parte se engloba en compuestos no biodegradables (Ambientum, 2000).

Según Baquedano (1979), un lodo ideal para ser considerado un buen fertilizante debe presentar una relación de C/N de 30/1, según las caracterizaciones el lodo presenta relaciones de C/N cercanas a 30 con valores para el caso 1 de 38/1 y para el caso 2 de 40/1, si bien el lodo crudo presenta una relación C/N mas cercana a 30 este lodo es perjudicial utilizarlo como fertilizante según lo establecido en el reglamento vigente que señala que un lodo crudo no es apto para utilizarlo en la agricultura.

De acuerdo a los resultados de la Tabla 11 y 12 el porcentaje de reducción de los sólidos volátiles en el reactor, para el primer caso es de un 74% y para el segundo caso es de 57%. Por lo que, para ambos procesos el sistema de tratamiento mediante digestión anaerobia, cumple con los requerimientos establecidos por el reglamento de lodos en relación a la reducción del potencial de atracción de vectores, que señala que la reducción de sólidos volátiles en los lodos debe ser de un 38% como mínimo .

Otros parámetros de importancia para el reglamento es la restricción en el aspecto microbiológico referido a los Coliformes fecales, salmonella, huevos de helmintos y virus MS-2, presentando bajo contenido de coliformes fecales debido a que el contenido intestinal de animales de sangre fría no se desarrolla en este tipo de microorganismos potencialmente patógenos lo que favorece el tratamiento de digestión anaerobia de los lodos de Pisciculturas.

Tabla 11. Caracterización de los lodos de la Piscicultura Molco

Parámetros	Unidades	Valor	
		Inicial	Final
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	44339	7990
Sólidos Totales	mg/L	28470	5708
Sólidos Volátiles	mg/L	15200	4022
pH	-	7.641	6.2
Alcalinidad	mg/L	2158	1586
Carbono orgánico total	g/kg (base seca)	-	4266
Nitrógeno Total (Kjeldahl)	g/kg (base seca)	-	105.6
Nitrógeno Amoniacal	g/kg (base seca)	-	45.25
Nitrógeno Orgánico	g/kg (base seca)	-	60.35
Aceites y Grasas	% (base seca)	-	7.65
Ácidos grasos Volátiles	mg/L	-	1449.3

Tabla 12. Caracterización de los lodos de la Piscicultura Quetro

Parámetros	Unidades	Valor	
		Inicial	Final
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	39600	10130
Sólidos Totales	mg/L	38580	13079
Sólidos Volátiles	mg/L	21232	9092
pH	-	6,8	6.1
Alcalinidad	mg/L	2454	1430
Carbono orgánico total	g/kg (base seca)	3146	4034
Nitrógeno Total Kjeldahl	g/kg (base seca)	92,4	105,4
Nitrógeno Amoniacal	g/kg (base seca)	45,6	54,1
Nitrógeno Orgánico	g/kg (base seca)	46,8	51,3
Aceites y Grasas	% (base seca)	17,3	6,39
Ácidos grasos Volátiles	mg/L	912.26	1260

En el caso de los parámetros químicos el reglamento establece que los valores para la caracterización deberán referirse a valores totales en peso, base seca.

4.7 Determinación de la velocidad de Crecimiento

Para el desarrollo de la curva de crecimiento se realizaron mediciones en un periodo de 4 días. En la Tabla 13 se presentan los valores de absorbancia versus tiempo y posteriormente la concentración celular interpolada en la curva de calibración.

Tabla 13. Datos para la determinación de la curva de crecimiento

Tiempo (horas)	Absorbancia	Concentración Celular (g/l)
0	2,505	1,3614
12	2,607	1,4647
24	2,252	1,1051
36	2,311	1,1649
48	2,67	1,5285
60	2,78	1,6399
72	2,987	1,8495
84	3,5	2,3691

En la Figura 18 se observa la curva de crecimiento de las bacterias metanogénicas. La pendiente de la recta determina la velocidad de crecimiento que fue de 0.0125 h^{-1} o 0.3 d^{-1} , según Hernández (1994), la tasa máxima de crecimiento para un cultivo anaerobio de bacterias productoras de metano debe ser cercana a $0,4 \text{ d}^{-1}$.

Las bacterias productoras de metano o metanogénicas crecen muy lentamente, en comparación con la mayor parte de los organismos. El tiempo necesario para que se desarrolle una bacteria dando lugar a dos bacterias, es función de la temperatura y de la especie particular de bacterias metanogénicas de que se trata. Algunas especies pueden reproducirse en unos cuatro días a 35°C . En otras, este tiempo puede alcanzar los diez días. Un descenso en la temperatura produce periodos de reproducción mayores.

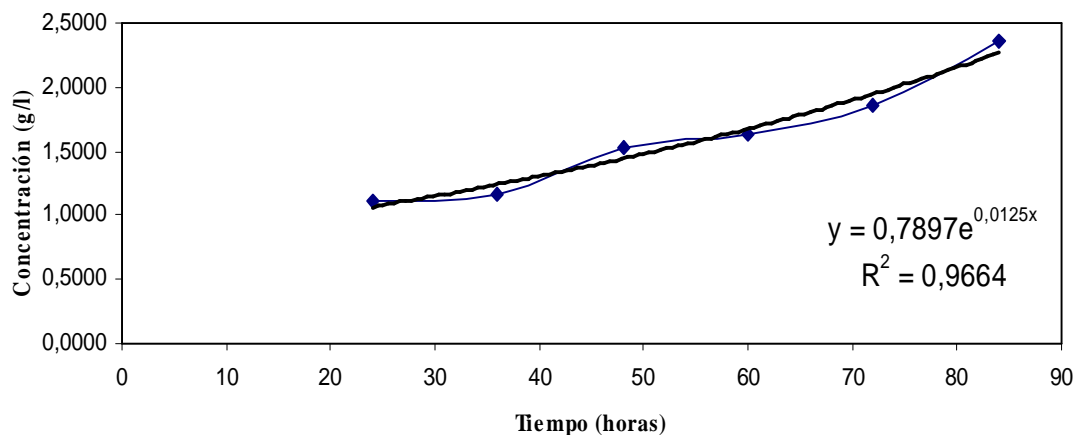


Figura 18: Curva de crecimiento para la biomasa activa

5. CONCLUSIONES

- De acuerdo a los resultados obtenidos se concluye que es posible tratar lodos de piscicultura mediante digestión anaerobia, obteniéndose como resultado un alto porcentaje de remoción de la materia orgánica con una eficiencia de 82% de DQO y 74% de SV.
- Es necesario generar la flora microbiana antes del tratamiento de operación del digester para disminuir el tiempo de degradación del lodo de Piscicultura, por lo que el inculo utilizado es eficiente en este tipo de lodos.
- El reactor anaerobio mantuvo un pH bajo durante todo el proceso de operación por lo que un aumento de este puede traer consigo un aumento en la eficiencia del reactor. Por lo tanto el pH es un buen indicador de que el sistema funcione adecuadamente.
- Por su parte, los parámetros de control del proceso, AGV y alcalinidad, se mantuvieron en el límite de operación, por lo que las condiciones del medio impedían que las bacterias metanogénicas trabajaran eficientemente, lo que se traduce en un porcentaje relativamente bajo de metano y un alto contenido de dióxido de Carbono en el biogás.

- Es necesario regular los parámetros de control del proceso como son pH y alcalinidad, si se requiere utilizar el metano para fines energéticos y traer consigo beneficios en las empresas acuícola.
- Los resultados en la prueba experimental muestran que el lodo tratado en el caso 2 presenta una eficiencia de remoción menor, lo que puede cambiar si se aumenta el tiempo de residencia en el reactor anaerobio.
- La tasa máxima de crecimiento esta entre los $0.3-0.4 \text{ d}^{-1}$, por lo que la velocidad de crecimiento se encuentra dentro del rango correspondiente y por lo tanto existe un crecimiento de las bacterias metanogénicas en un total de 4 días.
- De acuerdo a la caracterización de los lodos de Piscicultura se puede apreciar que el lodo posee una relación C/N cercana a 30, lo que se traduce un alto valor como fertilizante orgánico una vez estabilizado mediante digestión anaerobia.
- Los lodos de piscicultura son aptos para utilizarlos en suelos agrícolas, forestales y en la recuperación de suelos degradados según el parámetro de reducción del potencial de atracción de vectores. Sin embargo, seria conveniente realizar análisis microbiológicos al lodo de piscicultura y poder clasificarlo según el reglamento que se encuentra en vigencia.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Aguayo, C. (2003). Construcción y operación de centros de cultivos de especies salmonideas en la etapa de agua dulce (pisciculturas) para el cumplimiento de la normativa ambiental vigente. Tesis de Pregrado. Universidad Católica de Temuco. Temuco, Chile.
- Ambientum, enciclopedia virtual. Mezcla de materia orgánica procedente de RSU con lodos de EDAR [.http://www.ambientum.com/enciclopedia/residuo](http://www.ambientum.com/enciclopedia/residuo). 2000. Madrid, España.
- APHA, (1992). In: Clesceri, L.S, Greenbreg, A.E.,Trunssell,R.R. (eds), Standard Methods for Examination of Water and Wasterwater, 18 th. Ed. Environment. Washington D.C, USA.
- Baquedano, Manuel (1979). Digestores: energía y fertilizantes para el desarrollo rural. Instituto Nacional Sobre recursos bióticos Xalapa. México.
- Buschmann, A. (2002). Salmonicultura en Chile: De pescadores a cultivadores del mar. Depto. de Acuicultura. Universidad de los Lagos. Osorno, Chile.

- Buschmann, A.(2002). Impacto ambiental en la Salmonicultura en Chile: La situación en la Décima Región de los Lagos. Depto. de Acuicultura. Universidad de los Lagos. Osorno, Chile.
- Bustos D., Teuber, N, K (2002). Efecto de diferentes dosis y origen de lodo de salmón en el establecimiento de Ballica anual. Centro de investigación Remehue. Osorno, Chile.
- Campos, A. (2001). Optimización de la digestión anaerobia de purines de cerdo mediante codigestión con residuos orgánicos de la industria alimentaría. Tesis de magíster. Universidad de Lleida. España.
- CONAMA. (1997). Orientaciones para la evaluación de impacto ambiental en proyectos de cultivo y plantas procesadoras de recursos hidrobiológicos. Santiago, Chile.
- Cortez-Cadiz, E (2003). Fundamentos de ingeniería para el tratamiento de los biosólidos generados por la depuración de aguas servidas de la región metropolitana”. Tesis de Pregrado. Universidad de Chile. Santiago, Chile.
- Crites y Tchobanoglous (2002). Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. Segunda edición. Edit Mc Graw-Hill. Colombia.

- Devesa-Jubon, J.M., Moreira-Vilar, M.T (2000). Diseño de unidades móviles de tratamiento de purines. Madrid, España.
- Doren, D (2001). Salmonicultura en Chile: Desarrollo, Proyecciones e Impactos. Santiago, Chile.
- Gebauer, R. (2004). Mesophilic anaerobic treatment of sludge from saline fish farm effluents with biogas production, *Bioresource Technology* Vol (93):155-167.
- Hernández, Aurelio (1994). Depuración de Aguas Residuales. Tercera edición. Edit. Paraninfo. Madrid, España. pag 1006.
- Herrera, C. A.(2003). Bases metodológicas para la implementación de un sistema de producción limpia en la industria regional del salmón. Tesis de Pregrado. Universidad Católica de Temuco. Temuco, Chile.
- Metcalf & Hedí. (1998). Ingeniería de aguas residuales: Tratamiento, vertido y reutilización. Tercera Edición. Edit. Mc Graw-Hill. México. pag 1459.
- Ramalho. R.S. Tratamiento de aguas residuales (1996). Edit. REVERTE S.A Barcelona, España.



- Reglamento para el manejo de lodos no peligrosos generados en plantas de tratamientos de aguas (2003). Republica de Chile. Santiago, Chile.
- Tchobanoglous, G. Theisen, H. Vigil, S (1998). Gestión Integral de Residuos Sólidos. Edit. Mc Graw-Hill. Volumen II. pag 1106.
- Vives .C (2003). Presentación y argumentación de un Sistema de tratamiento de cerdo por fermentación anaeróbica con recuperación de gas en Agrosuper. Gestión Ambiental. Chile.



ANEXOS

ANEXO 1

Procedimiento de los análisis, para la caracterización del
lodo de Piscicultura.

Sólidos totales y volátiles

La determinación del contenido de sólidos totales (ST) y de sólidos volátiles (SV) se realizó de acuerdo con el método 2540 E de *Métodos Normalizados para el análisis de aguas potables y residuales* (APHA, 1992). Los ST se determinaron mediante el peso del residuo, secado a 105°C en estufa (Binder), durante 24 horas. Para el cálculo se utiliza la siguiente expresión:

$$\text{Solidos totales (mg / l)} = \frac{(A - B) \times 1000}{\text{volumen de muestra, ml}}$$

Donde:

A = peso de la placa + muestra a 105°C, mg

B = peso de la placa, mg

La determinación de los sólidos volátiles (SV) se realizó sobre la misma muestra, mediante calcinación, en una mufla (Thermolyne), a 550°C durante una hora. El contenido en sólidos volátiles se determina entre el residuo seco y las cenizas, utilizando la siguiente expresión:

$$\text{Solidos Volatiles (mg / l)} = \frac{(B - C) \times 1000}{\text{volumen de muestra, ml}}$$

Donde:

B = peso de la placa + muestra a 105°C, mg

C = peso de la placa + peso de residuo despues de la incineración, mg

Demanda química de Oxígeno

La DQO se define como la cantidad de oxígeno necesaria para oxidar completamente la materia orgánica y los compuestos oxidables de una determinada muestra. Se utilizó el método 5220B propuesto en *Métodos Normalizados para el análisis de aguas potables y residuales* (APHA, 1992), conocido también como método de reflujo abierto.

Se realiza la digestión de la muestra con exceso de dicromato potásico, en medio fuertemente ácido (H_2SO_4), durante 2 horas a 150°C. Se utiliza un bloque de digestión con capacidad para 16 tubos con reflujo abierto (marca Velp Scientific). La reacción es catalizada por sulfato de plata (Ag_2SO_4) y se utiliza $HgSO_4$ para eliminar problemas de interferencias de los haluros presentes. El exceso de dicromato se valora con sulfato ferroso de amonio, usando ferroina como indicador.

En cada grupo de muestra se realiza un blanco y un control, siguiendo el mismo procedimiento que con el resto de las muestras, sustituyendo la muestra por agua para análisis y el control con ftalato de potasio siendo la DQO teórica de 200 mg de O_2/l .

La DQO se determina según la siguiente expresión.

$$DQO \text{ mg } O_2 / L = (A - B) \times N \times 1600$$

Donde:

A = mL FAS usados para el blanco

B = mL FAS usados para la muestra, y

N = Normalidad del FAS

Cada tubo de reacción contiene 5 ml de lodo de Piscicultura (muestra), 3 ml de dicromato y 5 ml de solución catalizadora y se utilizó un factor de dilución de 250.

Determinación pH

El pH es la forma común de expresar la concentración del ión hidrógeno en las soluciones acuosas:

$$pH = -\log[H^+]$$

Se midió directamente sobre la muestra, a través de un electrodo combinado, en un pHmetro de (marca Denver Instrument). Se realizó la calibración con disoluciones tampón estándar de pH 7 y 4. La resolución de la lecturas es de 0,001 unidades de pH y la precisión de +/- 0.001.

Alcalinidad parcial, total y relación de alcalinidad

La alcalinidad de un agua es su capacidad para aceptar protones y por lo general se debe a los componentes de bicarbonato, carbonatos, e hidróxidos de aguas naturales o tratadas. Se determina por titulación con una solución valorada de un ácido mineral fuerte, dependiendo el punto final del pH (pH 4.3). El método estándar (2320B)

propuesto en *Métodos Normalizados para el análisis de aguas potables y residuales* (APHA, 1992), consiste en la valoración con un ácido fuerte hasta pH 4.3. A pH 4.3 más del 99% del bicarbonato del sistema es convertido a CO₂. Sin embargo al hacer esta valoración se considera más del 80% de los ácidos grasos volátiles, compuestos presumiblemente abundantes en los sistemas anaerobios. Por ello la utilización de la valoración hasta pH 5.75, se ajusta mucho mejor al valor real de alcalinidad debido al bicarbonato. En el presente trabajo se propone hacer una valoración de la alcalinidad en dos pasos, primero a 5.75 y posteriormente a 4.3. Tomando estos dos puntos finales se definen tres parámetros de medida de la alcalinidad: alcalinidad total (AT) medida a pH 4.3; alcalinidad parcial (AP), asociada a la alcalinidad del bicarbonato, medida al punto de pH 5.75 y alcalinidad intermedia (AI), asociada a la concentración de AGV, estimada como diferencia de ambas.

La valoración se realizó con ácido clorhídrico de normalidad exacta conocida con medida continua del pH, hasta los dos puntos citados. El instrumento utilizado fue el mismo que el utilizado para medir pH. El cálculo de la alcalinidad se realizó utilizando las siguientes expresiones.

Cálculo de la alcalinidad parcial

$$AP \text{ (ppm CaCO}_3\text{)} = \frac{V_2 \times N_{hcl} \times 50 \times 1000}{V_1}$$

Donde

V_2 = Volumen de HCl gastados al titular hasta un pH 5,75

V_1 = Volumen de muestra

Cálculo de la alcalinidad total

$$AT \text{ (ppm CaCO}_3\text{)} = \frac{V_3 \times N_{hcl} \times 50 \times 1000}{V_1}$$

Donde

V_3 = Volumen de HCl gastados al titular hasta un pH 4,3

V_1 = Volumen de muestra

Cálculo de relación de alcalinidad

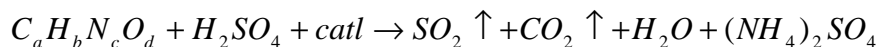
$$AI = \frac{V_3 - V_2}{V_2}$$

Nitrógeno Total (Kjeldahl)

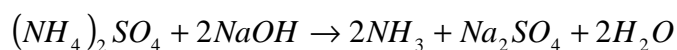
El método Kjeldhal determina el nitrógeno en estado trinegativo. No tiene en cuenta el nitrógeno en forma de azida, azina, azo, hidrazona, nitrato, nitrito, nitrilo, nitroso, oxima y semicarbazona. A pesar de ello normalmente se asocia a nitrógeno total, por considerar las fracciones más importantes de formas nitrogenadas en los residuos animales, nitrógeno orgánico y amoniacal.

Este análisis ha sido adaptado del método 4500-N del *Métodos Normalizados para el análisis de aguas potables y residuales* (APHA, 1992). Consiste en digerir la muestra, en medio ácido con un catalizador de $K_2SO_4 + CuSO_4$ con temperatura, de manera que los compuestos orgánicos nitrogenados produzcan formas amoniacales, sulfato amónico.

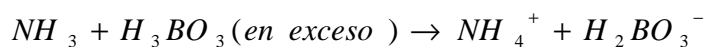
La reacción se podría resumir en:



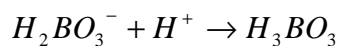
Posteriormente se analiza el contenido de sales amoniacales mediante la destilación de la muestra digerida con una unidad de destilación semiautomática (*UDK 132, Velp*). Se añade una base fuerte (*NaOH 35%*) para subir el pH y desplazar el equilibrio hacia la formación de amoníaco libre, según la siguiente ecuación.



El destilado se recoge en ácido bórico con indicador mixto (rojo de metilo y verde bromocresol). Al recogerse el vapor en un medio ácido el amoníaco pasará a la forma iónica no volátil.



Finalmente se realiza la valoración del borato que ha reaccionado con el amoníaco, mediante titulación con un ácido fuerte, HCl, de normalidad conocida.



El nitrógeno total se estima utilizando la siguiente expresión:

$$N_k (mg / kg) = \frac{14000 \times (V_m - V_{bl}) * N_{HCl}}{V_{muestra}}$$

Donde:

$V_{muestra}$: Volumen de muestra (g)

V_m : Volumen de HCl consumido en la valoración de la muestra (ml)

V_{bl} : Volumen de HCl consumido en la valoración del blanco

N_{hcl} : Normalidad del HCl

Nitrógeno Amoniacal

El nitrógeno amoniacal se ha analizado por el método de destilación semiautomática UDK 132, Vepl, siguiendo el método modificado 4500-NH₃ del *Métodos Normalizados para el análisis de aguas potables y residuales* (APHA, 1992).

El método es exactamente el mismo que el utilizado para destilar y valorar el nitrógeno Kjeldhal, sin la digestión previa y utilizando como base MgO. La determinación se realiza sobre la fracción, de sobrenadante producido al centrifugar a 3500 rpm, tomando 1 ml de muestra. El cálculo de la concentración de nitrógeno amoniacal se expresa de la siguiente manera:

$$N - NH_4^+ (mg / L) = \frac{14000 \times (V_m - V_{bl}) * N_{HCl}}{V_{muestra}}$$

Donde:

$V_{muestra}$: Volumen de muestra (ml)

V_m : Volumen de HCl consumido en la valoración de la muestra (ml)

V_{bl} : Volumen de HCl consumido en la valoración del blanco

N_{hcl} : Normalidad del HCl

Nitrógeno Orgánico

El contenido de nitrógeno orgánico de una muestra se determina por diferencia entre el nitrógeno Kjeldahl y el nitrógeno amoniacal:

$$[N_{org}] = [N_k] - [N - NH_4^+]$$

Contenido de grasa. Método Soxhlet

El contenido en grasa se determinó mediante el método 5520 E del *Métodos Normalizados para el análisis de aguas potables y residuales* (APHA, 1992). El contenido en grasa bruta de un producto se define convencionalmente como la parte del mismo extraíble por éter de petróleo en determinadas condiciones. Incluyen además de la grasa, otras sustancias solubles en éter como ceras, pigmentos, vitaminas, etc.

En una cubeta de 150 ml se pesa una muestra de lodo húmedo, $20 \text{ g} \pm 5$, del que se conoce el contenido de sólidos secos. Se acidifico a pH 2 y se añade 25 g de $MgSO_4 \times H_2O$ que es capaz de combinarse con el 75% de su propio peso para formar

$MgSO_4 \times 7H_2O$ por lo que es utilizado para secar el lodo. Después del secado es posible extraer el aceite y grasa. Posteriormente se introduce en un cartucho taponado. Se tara el matraz (desechado en la estufa y enfriado en desecador) y se introduce el cartucho en el extractor, se añade el éter una vez conectado al matraz. Se procede a la extracción continuando hasta que el éter es incoloro, con la duración de 4 horas. Se saca el cartucho del extractor y se recupera el éter. El matraz con el resto del extracto y del disolvente se seca durante media hora. Se deja enfriar en desecador y finalmente, se pesa cuando este a temperatura ambiente.

El contenido en grasa se calcula:

$$A y G(\%) = \frac{G}{M \times F} \times 100$$

Donde:

G : Ganancia de peso del matraz

M : Peso sólido húmedo

F : Fracción de sólidos secos

Carbono orgánico total (COT)

Para determinar el carbono orgánico, las moléculas orgánicas deben romperse en unidades de carbono simples y ser convertidas en una forma molecular sencilla que pueda medirse de forma cuantitativa.

El método utilizado corresponde al procedimiento descrito por Walkley y Black, que consiste en una combustión húmeda de la materia orgánica con una mezcla de dicromato

de potasio y un ácido fuerte, en este caso H_2SO_4 . Añadiéndose H_3PO_4 para eliminar el carbono inorgánico. Después de la reacción se titula con sulfato ferroso utilizando como indicador difenilamina. El cálculo de COT se realizó utilizando la siguiente expresión:

$$\%(COT) = \frac{(V_b - V_1) \times N \times 0.39}{M}$$

V_b = Volumen de $FeSO_4$ consumido en la valoración del blanco

V_1 = Volumen de $FeSO_4$ consumido en la valoración de la muestra (ml)

N = Normalidad del $FeSO_4$

M = Muestra de lodo seca (g)

Ácidos Grasos Volátiles (AGV)

La técnica de destilación, recupera los ácidos que contiene hasta seis átomos de carbono. La fracción de recuperación de cada ácido aumenta al aumentar el peso molecular. Los cálculos y el informe de los resultados se basan en el ácido acético. El método suele ser utilizado como un ensayo de control para la digestión anaerobia.

Se toma una muestra de lodo y se centrifuga a 3000 rpm por 15 minutos, se utiliza 100 ml del sobrenadante que se lleva al matraz de destilación añadiendo agua destilada y H_2SO_4 1:1, se conecta el matraz al refrigerante y al tubo de adaptación y se destila a un volumen de 5 ml/min. Se desechan los primeros 15 ml por presencia de H_2S y CO_2 , se

recoge el destilado y se titula con una base fuerte de $NaOH$, utilizando indicador de fenolftaleína. El cálculo de los AGV se realizó utilizando la siguiente expresión:

$$mg \text{ de AGV como ácido acético/l} = \frac{ml \text{ NaOH} \times N \times 60000}{ml \text{ de muestra} \times f}$$

Donde:

N = Normalidad del $NaOH$, y

F = Factor de recuperación.

ANEXO 2

Curva de calibración del metano.

A continuación se expone la curva de calibración para determinar la concentración de metano en % v/v.

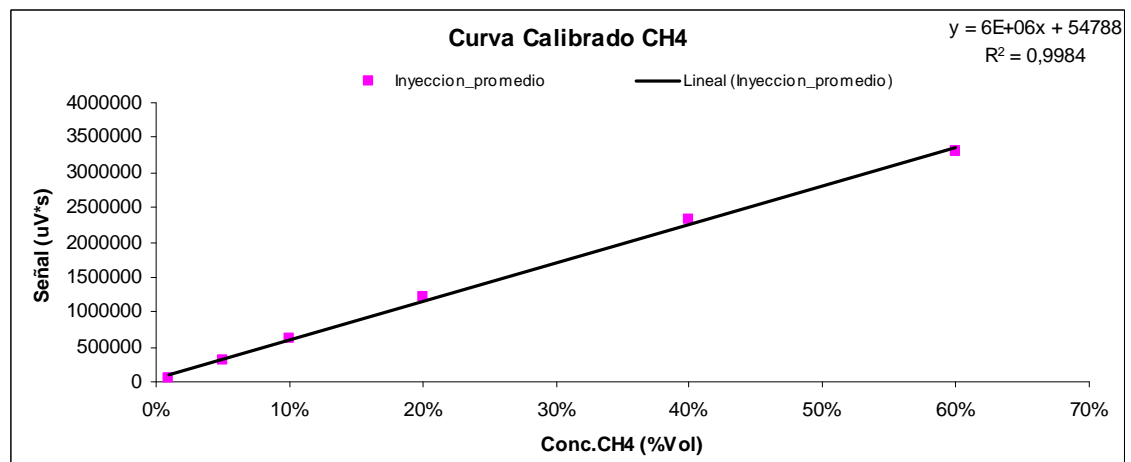


Figura 19. Recta de calibración para el metano y ecuación de la recta.



ANEXO 3

Determinación del peso seco.



El peso seco (contenido de sólidos) de las células bacterianas que se encuentran en una suspensión consiste en la extracción de un volumen conocido que se deja en una estufa por 24 horas en un recipiente previamente pesado. Luego, por diferencia de masas se obtienen los gramos de célula contenidos en el volumen de muestra conocido. De esta concentración, se puede obtener a través de una regla de tres simple, la concentración en gramos por litro y por ende la concentración total de células en el reactor.