



FACULTAD DE INGENIERÍA
DPTO INGENIERÍA QUÍMICA

TRABAJO DE DIPLOMA EN OPCIÓN AL TÍTULO DE INGENIERO QUÍMICO

Título: Optimización de la digestión anaerobia de la planta de biogás de la Empresa “Genético Porcino” de Cienfuegos.



Autor: Yariel Sarmiento García
Tutor: Dr. C. Jesús Guzmán China
Consultante: Ing. Orlando Manuel Stable Rodríguez
Cienfuegos 2014

“El mundo no es. El mundo está siendo.

Para mí, como subjetividad curiosa, inteligente, que interfiere en la objetividad con la que dialécticamente me relaciono,

mi papel en el mundo no es sólo de quien constata lo que ocurre

sino también el de quien interviene como sujeto de lo que ocurrirá.

No soy sólo un objeto de la historia, sino, igualmente, su sujeto”

Paulo Freire

Pensamiento
Pensamiento



A la Elisa mi profesora y amiga, quien motivó mi permanencia en la casa de estudios "Carlos Rafael Rodríguez" con optimismo y sabiduría.

A mi tutor, quien motivó la realización de este proyecto, por la paciencia y el apoyo incondicional.

A mi hermana por los consejos prácticos y la confianza que sembró en mí.

A mi mamá y mi papá quienes están a mi lado cuando más los solicito.

A mis abuelos, por todos los sacrificios que desgataron aún más sus manos frágiles.

A los García, de quienes heredé la perseverancia. ¡A ustedes también dedico esta investigación!

A los Sarmiento por confiar en la nueva generación.

A Dianelys, por estimularme desde el principio.

A mi pequeño loquito quien sin él saberlo me dio la fuerza para continuar adelante.

A los trabajadores de la corresponsalía, sin su apoyo no hubiera podido escribir ni una cuartilla.

A mi amigo casi hermano Richard, por ser mi apoyo ante las adversidades de cinco años.

A mi tía Amarelys, por no permitirme desistir ante las carencias tecnológicas.

A todos mis profesores de la Facultad de Química, ¡gracias!

Agradecimientos



Al peque la mejor bendición que recibí de la vida.

A Catea y Tito por apoyarme en cada idea sensata que surgiera de mi mente.

A mis guajiros naturales, mi abuelo y abuela, por enseñarme en cada gesto lecciones de humildad.

A mi hermana por siempre impulsarme hacia el camino certero.

A mi esposa por el apoyo incondicional y por confiar en mí

Dedicatoria
Dedicatoria



Resumen



RESUMEN

La investigación tiene como eje temático: estudiar la mejora de la producción de biogás en la Empresa Genético Porcina de Cienfuegos a partir de la codigestión de purines de cerdo con mezclas de otros residuos agroindustriales, obteniendo eficiencia en los reactores. En el plano teórico delimitamos conceptos medulares como digestión anaerobia, proceso biológico degradativo sin la presencia de oxígeno del cual se obtiene la producción de biogás. Se aplicaron herramientas para la gestión de los procesos y técnicas estadísticas como: el manejo de la información (recopilación, registro, procesamiento, representación de datos y encuestas), diagrama de Pareto para el consumo por portadores energéticos del año, diagrama causa-efecto sobre eficiencia energética para determinar la eficacia del proceso. La aplicación de la matriz permitió determinar las fortalezas y debilidades de la organización, logrando la implementación de la inversión. Una de las novedades científicas que exhibe el estudio constituye la producción de mezclas de purines en la codigestión para incrementar las producciones y calidad del biogás, posibilitando el tratamiento de algunos residuos industriales, agrícolas y ganaderos, obteniendo mayor eficiencia en los reactores con impacto económico. Pudiendo constar que los potenciales biológicos y los niveles de remoción de materia orgánica observados a nivel de laboratorio coinciden plenamente con los expresados en la planta de biogás de la Empresa Genético Porcina, por lo que la simulación del proceso en mini digestores anaerobios alcanza un alto grado de acercamiento al proceso real.

Abstract



ABSTRACT

The investigation has as thematic axle: study the improvement of biogas's production in the Genetic Porcine enterprise of Cienfuegos beginning from the codigestion of pig's purines with mixtures of other agro-industrial residues, obtaining efficiency in the reactors. In the theoretical part it was delimited fundamental concepts such as: anaerobic digestion, biological degradative process without the presence of oxygen of which it is obtained the production of biogas. Some tools were applied for the steps of processes and statistical techniques such as: handling of the information (compilation, record, processing, representation of data and opinion polls), Pareto's diagram for the consumption for energetic bearers of the year, cause-effect diagram on energetic efficiency to determine the efficacy of the process. The application of the matrix permitted determining the fortresses and weaknesses of the organization, achieving the implementation of investment. One of scientific innovations that exhibits the study constitutes the production of purine's mixtures in the codigestion to increment the productions and quality of the biogas, making possible the treatment of some industrial, agricultural and cattle residues, obtaining more efficiency in the reactors with economic impact. being evident that biological potentials and the levels of removal of organic matter observed in the laboratory agree completely with the ones expressed in biogas's plant of the Genetic Porcine enterprise, for that the simulation of the process in mini anaerobic digestors reaches a high grade of approach to the real process.



Índice

Introducción	10
Capítulo I:Marco teórico de la investigación.....	Error! Bookmark not defined.
1.1 Los residuos orgánicos. Una visión global.....	14
1.1.1 Residuos domésticos.....	14
1.1.2 Residuos industriales.....	15
1.1.3 Residuos ganaderos.	16
1.1.4 Gestión integrada de residuos.	17
1.2 Estrategia de tratamientos.....	18
1.3 Codigestión de residuos orgánicos.....	19
1.4 El proceso de la digestión anaerobia.	20
1.5 Productos finales de la digestión anaerobia.	22
1.6 Cinética de las reacciones biológicas.	23
1.6.1. Tasa de utilización de sustrato (coeficientes de producción).....	23
1.6.2. Tasa de crecimiento.	24
1.6.3. Tasa específica de utilización de sustrato.	26
1.6.4. Cinéticas de inhibición.....	26
1.7 El proceso microbiológico y bioquímico de la digestión anaerobia.....	28
1.7.1. Hidrólisis.....	28

1.7.2. Etapa fermentativa o acidogénicas.....	30
1.7.3. Fase acetogénica.....	33
1.7.4. Fase metanogénica.....	34
1.8 Parámetros ambientales y de control.....	36
1.8.1. Temperatura.....	36
1.8.2. Contenido de nutrientes.....	39
1.8.3. Velocidad de carga orgánica (VCO) y tiempo de retención hidráulico (TRH).....	40
1.8.4. Agitación.....	41
1.8.5. PH y alcalinidad.....	42
Capítulo II: Metodología de la investigación.....	44
2.1 Características generales de la UEB Genético Porcino de Cienfuegos.....	44
2.1.1 Objeto social.....	45
2.1.2 Misión y Visión.....	45
2.1.3 Caracterización del entorno.....	46
2.1.4 Estructura organizativa.....	47
2.2 Mejora de un modelo estructurado de digestión anaerobia mediante la incorporación de las ecuaciones para la simulación dinámica del pH de la transferencia líquido-gas.....	48
2.2.1 La importancia del pH.....	48
2.2.2 Modelización del pH en sistemas anaerobios.....	49
2.2.3 Desarrollo del algoritmo de simulación dinámica del pH.....	51
2.2.4 Establecimiento de las ecuaciones para la simulación dinámica del pH.....	55
2.3 Inclusión del algoritmo de simulación del pH en un modelo dinámico estructurado de digestión anaerobia previo.....	58
2.4 Codigestión de purín con residuos industriales. Ensayos de viabilidad en discontinuo.....	60
2.4.1 Objetivos particulares de los ensayos en discontinuo.....	62
2.5 Efecto de las mezclas de residuos ganadero-agrario-industrial.....	63
2.5.1 Materiales y métodos.....	63

2.5.2 Diseño del experimento	64
2.5.3 Métodos analíticos	66
2.5.4 Desarrollo y seguimiento de los ensayos discontinuos.....	66
2.5.5 Metodología de cálculos.	67
Capítulo III: Analisis y resultados.....	77
3.1 Experimento 1. Diluciones de purín de Cerdo a tres proporciones de agua.	77
3.2 Experimento 2. Codigestión de purín de cerdo con residuos de Guayaba.	86
3.3 Experimento 3. Codigestión de purín con mezclas de residuos agrícolas.	90
3.4 Experimento 4. Residuos agrícolas.....	95
3.5 Experimento 5: Codigestion de purín de cerdo y mezclas de residuos agroindustrial.	98
3.6 Análisis económico del experimento.....	102
Conclusiones	103
Recomendaciones	105
Referencias bibliográficas	105
Bibliografía.....	113
Anexos.....	107

Introducción

En la actualidad, el 90 % de las necesidades energéticas del planeta son satisfechas con la utilización de combustibles fósiles como el petróleo y sus derivados, el gas natural y el carbón. Todos ellos extinguidos, fuertemente contaminantes y utilizados en forma ineficiente. La tendencia en el mundo en lo que concierne a la generación de energía eléctrica, se encuentra básicamente en las fuentes alternativas de energía como la eólica, la solar y la hidráulica, sin embargo existe otra fuente de energía renovable que comienza a generalizarse, como el biogás.

Obtiene el nombre de biogás, la mezcla gaseosa producida por la descomposición de la materia orgánica en condiciones aerobia y anaeróbicas cuyos principales componentes son el metano y el dióxido de carbono (CO_2) que se producen como resultado de la fermentación de la materia orgánica, que puede estar en ausencia de aire (oxígeno) por la acción de los microorganismos. El biogás se obtiene de diversas formas por medio de biodigestores anaerobios, utilizando estiércol de ganado, residuos agrícolas e industriales o aguas residuales, donde además de biogás se obtienen nutrientes naturales para los suelos y las producciones agrícolas, con la materia orgánica restante.

Los cambios socioeconómicos de las últimas décadas, altas concentraciones de población en núcleos urbanos, desarrollo de la industria agroalimentaria, intensificación de las explotaciones ganaderas y prácticas consumistas, han propiciado la producción de grandes cantidades de residuos orgánicos que ocasionan graves problemas ambientales. Por lo tanto se hace necesario encontrar una tecnología apropiada para disminuir las emisiones de gases contaminantes a la atmósfera.

La Empresa Genético Porcino Cienfuegos genera una importante cantidad de residuos orgánicos producto de la excreta de los cerdos, la cual al descomponerse generan una serie de gases contaminantes, por tal motivo es necesario el tratamiento de los mismo a través de la digestión anaerobia en reactores biológicos.

INTRODUCCIÓN

La digestión anaerobia, proceso biológico degradativo en el cual parte de los materiales orgánicos de un substrato son convertidos en biogás, siendo una buena opción para la valorización económica de estos residuos, además de una alternativa para mejorar la producción de metano, así como la viabilidad de las plantas.

Por todo lo antes expuesto es necesario realizar un estudio en la Empresa Genético Porcino con el objetivo de seleccionar las mejores alternativas tecnológicas para operar digestores mediante mezclas de purín de cerdo con cosubstratos de residuos agroindustriales para obtener una mayor producción de biogás.

Situación Problemática:

La escasa experiencia en la explotación de esta nueva alternativa de tratamiento de residuales y mezclas de residuales no ganaderos, en el uso de reactores de plantas de biogás, para obtener una mayor eficiencia en estas plantas.

Problema de Investigación:

¿Cuál es la factibilidad económica de las mezclas de residuales utilizando una correcta preparación y explotación de una planta de biogás en la Empresa Genético Porcino de Cienfuegos?

Objetivo general:

Estudiar la mejora de la producción de biogás a partir de purines de cerdo, mediante la codigestión con mezclas de otros residuos obteniendo eficiencia en los reactores.

Objetivos específicos:

1. Realizar un estudio del proceso anaerobio de mezclas de purín con residuos orgánicos procedentes de la industria agroalimentaria, en discontinuo, con diferentes proporciones de mezcla.
2. Realizar una comparación de la eficiencia del proceso anaerobio en los experimentos.

3. Elaborar una metodología de trabajo sencilla y rápida en discontinuo, que proporcione suficiente información sobre la viabilidad técnica del proceso anaerobio con un nuevo substrato o mezclas de substratos.
4. Evaluar los resultados obtenidos en los experimentos, teniendo en cuenta la temperatura, por ciento de remoción y producción de metano.
5. Evaluar el impacto económico de los resultados de la propuesta de investigación.

Hipótesis de la Investigación:

La codigestión se muestra como una opción interesante para incrementar las producciones de gas de purines, lo que posibilita el tratamiento de algunos residuos agrícolas - industriales, estudiando previamente las condiciones óptimas de mezcla en los reactores.

Novedad científica:

Producciones de mezclas de purines en la codigestión para incrementar las producciones y calidad del biogás, posibilitando el tratamiento de algunos residuos industriales, agrícolas y ganaderos; obteniendo mayor eficiencia en los reactores con efecto económico.

Resultados obtenidos:

Se determinó evaluar a nivel de laboratorio las diferentes composiciones de mezclas de residuos agrícolas, ganaderos y agro-industrias, con resultados positivos para perspectivas de uso en plantas de biogás incrementando eficiencia con efecto económico en Cienfuegos.

Metodología científica utilizada para la búsqueda bibliográfica básica:

Se aplicaron técnicas documentales de recopilación de la información, tales como: revisión de trabajos vinculados al tema en cuestión, utilizando internet; y la recopilación de datos necesarios, respecto a las condiciones de cocción, partiendo de la práctica de los 2 años anteriores en la empresa. El consumo de carbón, leña, condiciones infrahumanas de trabajo en la cocina, posibles enfermedades por condiciones laborables indeseadas, las averías de la planta y su mantenimiento, entre otros datos, constituyó información esencial para la realización de la investigación.

Diseño Metodológico de la Investigación:

Se aplicaron herramientas para la gestión de los procesos y las técnicas estadísticas como: el manejo de la información (recopilación, registro, procesamiento, representación de datos y encuestas). El diagrama de Pareto de consumo por portadores energéticos del año; el diagrama causa-efecto sobre eficiencia energética; método para la medición de la eficacia del proceso. La matriz para determinar las fortalezas y debilidades de la organización y así implementar la inversión. La medición de la eficacia del proceso de gestión de energía, el diagrama de dispersión y línea de tendencia del consumo energía y agua. Los métodos químicos, análisis de laboratorio, métodos matemáticos (simulación, optimización, modelación matemática, etc.), metodología ambiental y análisis comparativo según las leyes cubanas, unido a los programas estadísticos y matemáticos aplicados Excel y Statgraphics. Para aplicar las herramientas y las técnicas estadísticas se utilizaron los programas disponibles como el Word, Excel y programa estadístico Statgraphics.

Estructura Capítular:

En el capítulo 1 partiendo de la revisión bibliográfica general del proceso de digestión anaerobia, se exponen los métodos analíticos de los diferentes parámetros analizados y utilizados en la parte experimental del trabajo.

En el capítulo 2, se desarrolla un algoritmo de simulación dinámica del pH y su inclusión en un modelo dinámico de simulación de la digestión anaerobia. Se exponen los experimentos realizados de codigestión de purines y diferentes cosubstratos, en discontinuo y se exponen los resultados de la prueba de laboratorio.

En el capítulo 3, se evalúa el aprovechamiento de los residuales y sus diferentes mezclas en reactores a nivel de laboratorio, los resultados para su empleo en plantas de biogás, se resumen las conclusiones generales del trabajo y se detallan las referencias bibliográficas correspondientes a las estructuras capitulares.

CAPITULO I: MARCO TEÓRICO DE LA INVESTIGACIÓN

1.1 Los residuos orgánicos. Una visión global.

Los cambios socioeconómicos generados en las últimas décadas en el mundo, las altas concentraciones poblacionales en comunidades urbanas, el auge en el desarrollo de la industria agroalimentaria, el incremento de la explotación ganadera, entre otros factores ha generado la producción de cuantiosas cantidades de residuos orgánicos que originan problemas ambientales a corto y mediano plazo.

Una primera clasificación de los residuos se puede realizar en función de su origen, distinguiendo los residuos procedentes del sector primario, residuos agrícolas, ganaderos y forestales, los procedentes del sector secundario, residuos industriales (agroalimentarios, textiles, etc.) y finalmente los procedentes del sector terciario o de servicios, constituidos por residuos sólidos urbanos (RSU) y lodos de estaciones depuradoras de aguas residuales (Guzmán, 2013).

Los residuos agrícolas son la mayor fuente de residuos y de potencial contaminante en Europa, y dentro de éstos, los residuos ganaderos constituyen el principal problema ambiental (Hobson, 1990).

1.1.1 Residuos domésticos.

Uno de los grandes tipos de residuos son los residuos municipales o domésticos. Tanto la producción de este tipo de residuos, como las vías de tratamiento evolucionan muy rápidamente, debido, tanto al cambio en los hábitos de consumo, como al desarrollo de determinadas políticas estratégicas.

Existe una clara tendencia hacia la recogida selectiva de materiales diversos, papel, vidrio, envases, residuos peligrosos, escombros y de materia orgánica.

De esta forma la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos resulta cada vez de “mayor calidad” y más fácil de estabilizar por métodos biológicos. La gestión tradicional de este tipo de residuos es el vertido en vertedero sanitario controlado, pero la tendencia, sobre

CAPITULO I: MARCO TEÓRICO DE LA INVESTIGACIÓN

todo a partir de la promulgación de la directiva 31/99, es a minimizar la fracción que va a vertedero.

El nuevo Plan Nacional de Residuos Urbanos (Resolución 2110 de 13 de enero de 2000), establece la jerarquización de opciones para la gestión:

- 1.- Prevención-minimización.
- 2.- Reutilización (especialmente para envases).
- 3.- Reciclado (papel, vidrio y plásticos).
- 4.- Valorización de la materia orgánica.
- 5.- Valorización energética (tratamientos térmicos: incineración y gasificación).
- 6.- Eliminación a vertedero, cumpliendo los requisitos técnicos.

Las principales vías de valorización de la fracción orgánica, previstas en el plan, son los tratamientos biológicos, especialmente el compostaje (se prevé compostar un 50 % de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos - FORSU) y la biometanización (5 % de FORSU), seguidos de la incineración con aprovechamiento energético (17,7 % de los residuos sólidos urbanos - RSU). El uso final previsto para los materiales compostados es su aplicación al suelo como fertilizante o enmienda orgánica.

La producción de residuos urbanos ha aumentado en los últimos años. La evolución es diferente en función del tipo de residuo, así como la incidencia de la recogida selectiva. La producción de RSU varía mucho en función de la zona de procedencia.

1.1.2 Residuos industriales.

El principal sector industrial en Europa es el alimentario (incluye alimentario, bebidas y fermentación), seguido de la industria papelera (Wheatley, 1 990).

CAPITULO I: MARCO TEÓRICO DE LA INVESTIGACIÓN

La tipología de residuos industriales es tan amplia como el número de industrias existentes. En los últimos años la declaración y la fracción de residuos que son correctamente gestionados ha aumentado mucho, pasando de 1 millón de toneladas en 1 985 a cerca de 4,5 en 1 997. El tipo de tratamiento de los residuos producidos dependerá, nuevamente, del tipo de residuos de que se trate, siendo las principales vías la valorización, el uso como subproducto, tratamiento físico-químico o biológico, vertido controlado e incineración.

Se puede decir, por tanto, que la mayoría de los residuos industriales de naturaleza orgánica fermentables están en el orden de 5 876 714 kg al cierre del 2 013 en la provincia de Cienfuegos. (Guzmán, 2 013).

1.1.3 Residuos ganaderos.

Los residuos agrícolas son la mayor fuente de residuos y de potencial contaminante en Europa, y dentro de éstos, los residuos ganaderos constituyen el principal problema ambiental.

La problemática asociada a la gestión de los residuos orgánicos de origen ganadero se debe, básicamente, a la separación progresiva de la explotación ganadera y la agrícola, de forma que la mayoría de las explotaciones no poseen una base territorial suficiente para reutilizar los residuos ganaderos.

Esto, junto con el aumento del censo ganadero, sobre todo el porcino, la disminución de la superficie agrícola útil, y el aumento de las dimensiones de las explotaciones ganaderas, hace equiparable el sector ganadero con la industria en cuanto a la problemática de gestión de residuos.

Alemania y España son los dos países con mayor producción porcina de la Unión Europea. Produjeron un 21 % y un 17 % respectivamente de la producción total de la Unión (Figura 1). Además, España muestra una tendencia ascendente, de forma que del año 97 al 98, aumentó en un 11,5 %.

El sector ganadero tiene un gran peso en la economía de Cataluña, especialmente en las comarcas de Lleida y sobre todo en los núcleos rurales.

CAPITULO I: MARCO TEÓRICO DE LA INVESTIGACIÓN

El aumento de la producción porcina conlleva, necesariamente, el aumento de la producción de residuos. El principal problema para la gestión de los residuos no es tanto la cantidad total, sino la excesiva concentración en determinadas áreas, que supera la capacidad de aceptación del medio.

La cantidad y calidad de residuos producida varía mucho, dependiendo del tipo de animal, de la composición de la alimentación y del sistema de manejo de la granja (sistema de alimentación, bebederos, sistema de limpieza, tipo de estercolero o balsa, etc).

El contenido de nutrientes, N, P y K del residuo, depende directamente de la dieta. De hecho, mediante la formulación del pienso el contenido de N del purín se podría llegar a reducir hasta un 50 - 65 %.

La aplicación excesiva de residuos ganaderos al suelo contribuye a la contaminación de las aguas, tanto superficiales como subterráneas, por nutrientes y por organismos patógenos. También son importante los efectos sobre la atmósfera, por la producción de olores y emisiones gaseosas de NH_3 , SH_2 , NO_x , compuestos orgánicos volátiles, etc, procedentes las balsas de almacenamiento y de la aplicación al suelo. Finalmente, contribuyen a la contaminación del suelo, resultado de una aplicación excesiva de nutrientes, llevando a un desequilibrio y a la acumulación de determinados elementos, incluyendo algunos metales pesados.

1.1.4 Gestión integrada de residuos.

La coexistencia de diversas tipologías de residuos en una misma área geográfica posibilita la gestión integrada de residuos de diversos orígenes.

Las ventajas de la gestión integrada van desde la adecuación de la composición del producto final a un suelo o cultivo concreto, la mejora del proceso de tratamiento, y el abaratamiento de los costes de transporte. Por otra parte, la gestión en sí misma puede resultar más complicada al intervenir diversos productores de residuos, que incluso pueden proceder de sectores productivos diferentes.

1.2 Estrategia de tratamientos.

Un tratamiento es una combinación de procesos unitarios cuyo objetivo es la modificación de las características del residuo para su adecuación a la demanda como producto de calidad. Esta adecuación puede ser para equilibrar oferta y demanda en el tiempo, para mejorar el transporte y aplicación o para mejorar la composición.

La idoneidad de un proceso de tratamiento dependerá de cada zona geográfica, de las necesidades que hayan puesto de manifiesto los estudios preliminares del plan de gestión, de la calidad del producto final obtenido y de los costes económicos asociados. En todo caso, el objetivo básico que se debe perseguir es el de aumentar la capacidad de gestión sobre el residuo.

Los objetivos particulares pueden ser:

- 1.- Adecuar la producción de residuos a las necesidades estacionales de los cultivos.
- 2.- Transportarlo fuera de la zona de aplicación del plan de gestión.
- 3.- Valorar económicamente el residuo.
- 4.- Adecuar la composición a los requerimientos del entorno (de suelos, de cultivos, de mínimo impacto ambiental - malos olores).
- 5.- Extraer y recuperar nutrientes valorizables (nitrógeno, fósforo).
- 6.- Higienizar – reducir o eliminar patógenos.

En el planteamiento del proceso de tratamiento, y de los objetivos a cumplir, es muy importante la calidad y variabilidad del producto a tratar. Para purines, su composición varía según la dieta alimentaria, el estado fisiológico de los animales, la edad del purín, y las prácticas de manejo y limpieza de cada granja.

CAPITULO I: MARCO TEÓRICO DE LA INVESTIGACIÓN

La práctica usual, en granjas de engorde por ejemplo, es vaciar los fosos una vez acabado el ciclo, con lo cual se obtienen purines envejecidos, con elevada relación de alcalinidad, materia orgánica hidrolizada y elevada concentración de ácidos grasos volátiles.

Para evitar problemas de emisiones atmosféricas de compuestos orgánicos, que constituyen junto al amoníaco, los principales causantes de malos olores, caben dos estrategias:

1. Transformar parte de los materiales disueltos (orgánicos y minerales) a formas en suspensión (biomasa), mediante el proceso aeróbico heterótrofo, con el consecuente consumo de energía, para la obtención de un compuesto final de tipo orgánico
2. Transformar parte de los materiales orgánicos a formas gaseosas combustibles (biogás), mediante el proceso anaerobio heterótrofo, para la obtención de un compuesto final de tipo mineral. Necesariamente contendrá una parte de materia orgánica, aunque sea mínima, y su calidad dependerá de los parámetros de control del proceso anaerobio.

El producto final, para que tenga valor como producto fertilizante, deberá cumplir los siguientes requisitos: producto estable, con mínima concentración de materia orgánica fácilmente degradable; mínimo volumen con máxima concentración de nutrientes; relación N:P:K adecuada; mínima concentración de metales pesados y tóxicos; higienizado, con nula concentración de patógenos, semillas de malas hierbas, larvas o huevos de insectos, etc.; olor agradable, o en todo caso que no recuerde su origen; composición estable, con mínimas variaciones temporales.

La digestión anaerobia, como proceso previo al secado, cumple con todos los condicionantes expuestos. Las ventajas de la inclusión del proceso de digestión anaerobia, en la estrategia de tratamiento, se sintetizan en la Tabla 1.

1.3 Codigestión de residuos orgánicos.

Muchas experiencias de codigestión han sido llevadas a cabo, mezclando diferentes tipos de residuos. La codigestión de los residuos ganaderos y residuos orgánicos en sistemas de mezcla completa es una metodología exitosa tanto en régimen termofílico como en el mesofílico (Brinkman, J, 1 999).

CAPITULO I: MARCO TEÓRICO DE LA INVESTIGACIÓN

El mayor aprovechamiento de la codigestión está en hacer valer la sinergia de las mezclas, y compensar carencias de cada substrato por independiente.

En la Tabla 3 se indican las características relativas para la codigestión. Flechas de sentidos diferentes indican un posible interés en la mezcla, al compensarse la carencia relativa de uno de los dos residuos. La alcalinidad de lodos de planta depuradora presenta tal variabilidad que es difícil su caracterización relativa. (Campos, Bonmatí, 2 000).

La mezcla de purines de cerdo y fangos de depuradora, tanto en régimen termofílico como mesofílico, ha proporcionado resultados positivos (Wong, 1 990; Flotats et al., 1 999), mejorando la producción tanto de los 5 lodos como de los purines por separado.

Aparte de los beneficios que suponen la complementariedad de composiciones, se ha comprobado que tóxicos contenidos en algún residuo, como el tetracloroetano, pueden ser degradados por vía anaerobia si los microorganismos utilizan estiércol como substrato primario, siguiendo el tóxico una ruta co-metabólica (Ahring et al., 1 996).

Los residuos ganaderos, especialmente el purín de cerdo, puede ser una buena base para la codigestión, porque generalmente presentan un contenido de agua mayor al de los residuos industriales, una mayor capacidad tampón y aportan una extensa variedad de nutrientes necesarios para el crecimiento de los microorganismos anaerobios (Angelidaki y Ahring, 1 997).

1.4 El proceso de la digestión anaerobia.

La digestión anaerobia es un proceso biológico degradativo en el cual parte de los materiales orgánicos de un substrato son convertidos en biogás, mezcla de dióxido de carbono y metano con trazas de otros elementos, por un consorcio de bacterias que son sensibles o completamente inhibidas por el oxígeno. (Guzmán, 2 013).

Utilizando el proceso de digestión anaerobia es posible convertir gran cantidad de residuos, residuos vegetales, estiércoles, efluentes de la industria alimentaria y fermentativa, de la industria papelera y de algunas industrias químicas, en subproductos útiles. En la digestión anaerobia más del 90 % de la energía disponible por oxidación directa se transforma en

CAPITULO I: MARCO TEÓRICO DE LA INVESTIGACIÓN

metano, consumiéndose sólo un 10 % de la energía en crecimiento bacteriano frente al 50 % consumido en un sistema aerobio.

El proceso anaerobio ocurre de forma espontánea en la naturaleza para degradar la materia orgánica, produciendo, por ejemplo, el gas de los pantanos, el gas natural de yacimientos subterráneos o incluso el gas metabólico producido en el estómago de los rumiantes.

Ante los bajos precios del petróleo, a finales de los años ochenta, el interés por la tecnología alternativa de digestión anaerobia volvió a decaer, aún así en algunos países industrializados se mantiene el desarrollo de programas de desarrollo de plantas anaerobias a escala industrial, teniendo como objetivos principales la gestión de residuos, principalmente ganaderos, la estabilización e higienización de los mismos, y el fomento de las energías renovables, para disminuir la emisión neta de gases de efecto invernadero.

El principal exponente a nivel mundial es Dinamarca, quien en 1985, comenzó un programa demostración, desarrollado conjuntamente por los ministerios de agricultura, energía y medio ambiente, en un esfuerzo por demostrar el potencial de grandes plantas de digestión anaerobia como productores de energía eléctrica.

El proceso de digestión anaerobia, frente a los procesos aerobios, transcurre con un menor desprendimiento calorífico, lo que determina un mayor contenido energético de los productos resultantes y consecuentemente, un mayor rendimiento energético del proceso. La fracción de la energía total disponible utilizada por los microorganismos para su propio crecimiento es mucho menor que en los sistemas aerobios.

La digestión anaerobia es un proceso complejo, que requiere bastante control para asegurar un correcto funcionamiento. Se han descrito gran cantidad de tóxicos e inhibidores del proceso, lo que puede hacer que el proceso no sea viable para determinados substratos. Es bastante sensible a las sobrecargas orgánicas por lo que la alimentación deberá ser lo más homogénea posible.

El biogás suele estar contaminado con diferentes componentes, que pueden complicar el manejo y el aprovechamiento del mismo, siendo necesario, en función del tipo de

aprovechamiento, un sistema de depuración del mismo. Los costes de implantación son altos, mostrando un claro efecto de economía de escala, por lo que las instalaciones de pequeño tamaño no suelen resultar rentables. Es un gas difícilmente licuable, por tanto difícil de transportar.

Los principales substratos que se pueden utilizar en la digestión anaerobia son residuos agrícolas y ganaderos, cultivos energéticos, residuos industriales orgánicos, aguas residuales urbanas e industriales, lodos de depuradora y fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (Flotats et al, 1 997). Cada tipo de substrato plantea una serie de ventajas e inconvenientes, presentando diferentes potenciales de producción de biogás, debido al diferente contenido de materia orgánica y a la diferente composición de la misma.

1.5 Productos finales de la digestión anaerobia.

Los principales productos del proceso de digestión anaerobia, trabajando en sistemas de alta carga orgánica y en mezcla completa, son el biogás y un efluente estabilizado.

Biogás.

Es una mezcla gaseosa formada, principalmente, por metano y dióxido de carbono y pequeñas proporciones de otros gases, como H_2S , H_2 , NH_3 , etc. La composición o riqueza del biogás depende del material digerido y del funcionamiento del proceso.

En la Tabla 4 se muestran valores medios de composición del biogás en función del substrato utilizado. La potencia calorífica inferior del biogás es aproximadamente de 5.250 kcal / m^3 , para una riqueza en metano de 60 %.(Guzmán, 2 013).

Efluente.

Las características del efluente dependen mucho del tipo de sistema, pero tratando con sistemas de mezcla completa y con residuos orgánicos, se puede decir que el efluente es la mezcla del influente estabilizado y la biomasa microbiana producida. Durante el proceso anaerobio parte de la materia orgánica se transforma en metano, por lo que el contenido en materia orgánica es menor que en el influente. Se trata, además, de un producto más

CAPITULO I: MARCO TEÓRICO DE LA INVESTIGACIÓN

mineralizado que el influente, con lo que normalmente aumenta el contenido de nitrógeno amoniacal y disminuye el nitrógeno orgánico.

1.6 Cinética de las reacciones biológicas.

1.6.1. Tasa de utilización de sustrato (coeficientes de producción).

El crecimiento celular engloba la conversión metabólica de un sustrato en sus productos, lo que hace que se libere energía en forma de ATP (ruta catabólica), que será utilizada para la síntesis celular (ruta anabólica).

Catabolismo: Sustrato \rightarrow Productos + Energía

Anabolismo: Sustrato + Energía + Nutrientes \rightarrow Masa celular

Resultado Global: Sustrato + Nutrientes \rightarrow Masa celular + Producto

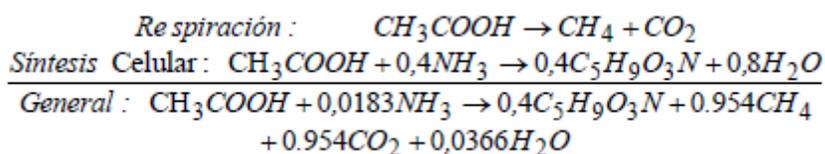
La cantidad de masa celular, o biomasa formada, es proporcional a la cantidad de sustrato y de producto. Se puede definir un coeficiente para cada tipo de bacterias, llamado coeficiente de producción, Y , que puede ser determinado experimentalmente:

Producción de biomasa: $Y_{X,S} = \frac{\Delta X}{\Delta S}$

Producción de producto: $Y_{P,S} = \frac{\Delta P}{\Delta S}$

Donde: S : Sustrato, X : Biomasa y P : Producto.

Como ejemplo, el proceso metanogénico a partir de acético se puede expresar como el resultado general de la reacción de respiración y la síntesis celular, expresado por las siguientes reacciones.



Ec. 1

CAPITULO I: MARCO TEÓRICO DE LA INVESTIGACIÓN

El crecimiento de la población de microorganismos se puede asociar al consumo de substrato mediante el uso del coeficiente de producción:

$$\frac{dX}{dT} = Y_{X,S} \frac{dS}{dt} - bX \quad \text{Ec. 2}$$

Donde: b_x es un término que refleja la lisis bacteriana, habiéndose asociado, también, con el concepto de energía de mantenimiento, o energía utilizada no para el crecimiento sino para el mantenimiento de los microorganismos (respiración).

1.6.2. Tasa de crecimiento.

En condiciones ideales, el crecimiento de las poblaciones bacterianas sigue un crecimiento exponencial en el tiempo. Puesto que el crecimiento de la población bacteriana ocurre por división de las células individuales, la tasa de crecimiento bacteriano es proporcional al tamaño de la población. Esto lleva a la reacción auto catalítico descrito mediante la cinética de primer orden.

$$\frac{dX}{dt} = \mu X \quad \text{Ec. 3}$$

Donde: μ : la tasa de crecimiento específica.

Considerando la respiración endógena, la tasa de crecimiento se expresará mediante la siguiente expresión:

$$\frac{dX}{dt} = \mu X - bX \quad \text{Ec. 4}$$

Dónde: b es la tasa de lisis o coeficiente de respiración.

Al integrar la ecuación 2 y 5, considerando μ y b constantes, se obtiene la función de la concentración de la población bacteriana en el tiempo,

$$X = X_{(t=0)} e^{(\mu-b)t} \quad \text{Ec. 5}$$

CAPITULO I: MARCO TEÓRICO DE LA INVESTIGACIÓN

En la práctica existen limitaciones al crecimiento, dadas por ejemplo, por la limitación del substrato disponible o por la presencia de tóxicos. La concentración de substrato disponible limita la velocidad de crecimiento de las poblaciones bacterianas.

La forma de simular esta influencia ha sido objeto de controversia, siendo diferente en función de las condiciones y del grupo de microorganismos. En general se acepta que se cumple la cinética de Monod (1950), quién propuso una expresión similar a la ecuación de Michaelis-Menten de velocidad de reacción enzimática:

$$\mu = \mu_m \frac{S}{K_S + S} \quad \text{Ec. 6}$$

Donde: μ : tasa de crecimiento específica; μ_m : tasa máxima de crecimiento específica; S : concentración de substrato; K_S : constante de saturación.

La dependencia del substrato de la velocidad de crecimiento específica (μ) es de forma que si la cantidad de substrato es muy grande la tasa específica se aproxima al valor máximo y si la concentración del substrato tiende a cero, se aproxima a cero (Figura 2).

Otras funciones del substrato se han considerado para simular la cinética de crecimiento de microorganismos anaerobios, tal y como se muestra en la Tabla 5.

Sobre la base de la cinética de Monod se pueden introducir nuevas modificaciones, por ejemplo para el caso de la existencia de varios substratos limitantes, mediante términos tipo Monod multiplicativos.

Así si se consideran dos substratos limitantes, S_1 y S_2 :

$$\mu = \frac{\mu_{\max} \cdot S_1}{S_1 + K_{S_1}} \quad \text{Ec. 7}$$

1.6.3. Tasa específica de utilización de sustrato.

A partir de las expresiones 2 y 4 se puede definir la tasa específica de utilización de sustrato (U), es decir la variación de sustrato en el tiempo por unidad de biomasa:

$$\frac{dX}{dT} = \mu X - bX = Y_{XS} \frac{dS}{dt} - bX \Rightarrow \mu X = Y_{XS} \frac{dS}{dt} \Rightarrow U = \frac{1}{X} \frac{dS}{dt} = \frac{\mu}{Y} \quad \text{Ec. 8}$$

1.6.4. Cinéticas de inhibición.

La presencia de un compuesto tóxico para los microorganismos se refleja en una menor tasa de crecimiento de los mismos. No todos los microorganismos se ven afectados de la misma forma por los mismos compuestos. Se dice que hay tres tipos básicos de inhibición, en función de la reversibilidad y del parámetro cinético al que afecta.

A través de las constantes “biocinéticas” de la ecuación de Monod (6) para la tasa de crecimiento específico y de utilización de sustrato, se puede ajustar el modelo para tener en cuenta los factores inhibidores. Lo más común en los modelos consultados en la bibliografía es que sea la velocidad de crecimiento específica μ la variable afectada, aunque algunas sustancias pueden afectar al coeficiente de producción o a la tasa de lisis.

En la Tabla 6 se muestran las ecuaciones de los diferentes tipos de inhibición que afectan a la velocidad de crecimiento específica.

La expresión de la inhibición competitiva se denomina, también, cinética de Haldane, y ha sido utilizada para expresar la inhibición por el propio sustrato (S) o por el producto (P).

$$\mu = \frac{\mu_{\max} S}{K_1 + S} \times \frac{K_1}{K_1 + 1} \quad \text{Ec. 9}$$

$$\mu = \frac{\mu_{\max} S}{K_1 \left(1 + \frac{1}{K_1} \right) + S} \quad \text{Ec. 10}$$

$$\mu = \frac{\mu_{\max}}{1 + \frac{K_1}{S} + \frac{1}{K_1}} \quad \text{Ec. 11}$$

$$\frac{\mu_{\max} \left(\frac{1}{1 + \frac{K_S}{S} + \frac{S}{K_1}} \right)}{1 + \frac{K_S}{S} + \frac{P}{K_1}} ; \mu = \frac{\mu_{\max} \left(\frac{1}{1 + \frac{K_S}{S} + \frac{P}{K_1}} \right)}{1 + \frac{K_S}{S} + \frac{P}{K_1}} \quad \text{Ec.12}$$

También se utiliza la llamada “ecuación de Haldane generalizada”;

$$\mu = \frac{\mu_{\max}}{1 + \frac{K_1}{S} + \left(\frac{S}{K_1}\right)^n} \quad \text{Ec. 13}$$

Dónde: n es el orden de inhibición. Con estos tipos de expresiones, hay un valor de concentración de substrato para el que la tasa de crecimiento es máxima (Figura 3).

Este valor se puede determinar analíticamente en función de los valores de las constantes de saturación inhibición.

$$S_{\mu_{\max}} = \sqrt[n+1]{\frac{K_S \times K_1^n}{n}} ; [\mu]_{\max} = \frac{\mu_{\max}}{1 + \left(1 + n^{\frac{1}{n}}\right) \times \left(\frac{K_S}{K_1}\right)^{\frac{n}{n+1}}} \quad \text{Ec. 14}$$

Los procesos biológicos están afectados por la temperatura. De forma general, al aumentar la temperatura aumenta la tasa específica de crecimiento, hasta llegar al óptimo. A partir del óptimo, diferente para cada grupo de microorganismos, la velocidad disminuye. La expresión más ampliamente utilizada en la modelización de los procesos anaerobios es la ecuación de Arrhenius.

$$\mu = K_1 \exp[a_1(T - T_{\text{ref}})] - K_2 \exp[a_2(r - r_{\text{ref}})] \quad \text{Ec. 15}$$

El pH influye en la velocidad de crecimiento de los microorganismos anaerobios. Generalmente se considera que afecta a la tasa máxima de crecimiento, mediante expresiones descritas por la función de Michaelis normalizada.

$$\mu_{\text{pH}} = \mu \times F(\text{pH}) \quad \text{Ec. 16}$$

1.7 El proceso microbiológico y bioquímico de la digestión anaerobia.

Los modelos tradicionales de digestión anaerobia dividen las reacciones que ocurren durante el proceso de mineralización de la materia orgánica en varias fases, llevadas a cabo por diferentes grupos de bacterias, relacionados entre ellos.

De hecho muchas de estas reacciones ocurren simultáneamente sin una separación clara de fases. En la Figura 4 se muestra el esquema de las diferentes fases de la digestión anaerobia, con los principales microorganismos de los diferentes procesos y los compuestos intermediarios.

La primera fase es la hidrólisis de partículas y moléculas complejas que son hidrolizadas por enzimas extracelulares producidas por los microorganismos fermentativos. Como resultado se producen compuestos solubles, que serán metabolizados por las bacterias anaerobias en el interior de las células. Los compuestos solubles, básicamente diferentes tipos de oligosacáridos y azúcares, alcoholes, aminoácidos y ácidos grasos, son fermentados por los microorganismos acidogénicos que producen, principalmente, ácidos grasos de cadena corta, alcoholes, dióxido de carbono e hidrógeno. Los ácidos grasos de cadena corta son transformados en acético, hidrógeno y CO₂, mediante la acción de los microorganismos acetogénicos. Finalmente ocurre la metanogénesis, que produce metano principalmente a partir de acético y a partir de H₂ y CO₂.

Los números indican la población bacteriana responsable del proceso: 1: bacterias fermentativas; 2: bacterias acetogénicas que producen hidrógeno; 3: bacterias homoacetogénicas; 4: bacterias metanogénicas hidrogenotróficas; 5: bacterias metanogénicas acetoclásticas.

1.7.1. Hidrólisis.

La materia orgánica polimérica no puede ser utilizada directamente por los microorganismos al menos que se hidrolicen en compuestos solubles, que puedan atravesar la membrana celular. La hidrólisis es, por tanto, el primer paso necesario para la degradación anaerobia de substratos orgánicos complejos. La hidrólisis de estas partículas

CAPITULO I: MARCO TEÓRICO DE LA INVESTIGACIÓN

orgánicas es llevada a cabo por enzimas extracelulares excretadas por las bacterias fermentativas.

La etapa hidrolítica puede ser la etapa limitante de la velocidad del proceso global, sobre todo tratando residuos con alto contenido en sólidos. Incluso en casos donde las fases acidogénicas o metanogénicas son consideradas como pasos limitantes, la hidrólisis puede afectar el conjunto del proceso. Cualquier sustrato se compone de los tres tipos básicos de macromoléculas:

Hidratos de carbono, proteínas y lípidos. La hidrólisis de cada tipo de compuesto se realiza por diferentes grupos enzimáticos.

El grado de hidrólisis y la velocidad del proceso dependen de muchos factores, entre otros del pH, de la temperatura, de la concentración de biomasa hidrolítica, del tipo de materia orgánica articulada, y del tamaño de partícula.

Uno de los principales componentes de la materia orgánica, sobre todo en residuos ganaderos, son los materiales lignocelulósicos, compuestos principalmente por lignina, celulosa y hemicelulosa. La lignina es un material altamente refractario a la degradación anaerobia, afectando también a la biodegradabilidad de la celulosa, de la hemicelulosa y de otros polímeros, convirtiéndose su degradación en el proceso limitante de la velocidad de la hidrólisis y por tanto, de la degradación anaerobia de determinados sustratos.

Los principales productos de la hidrólisis de la celulosa son celobiasa y glucosa, mientras que la hemicelulosa produce pentosas, hexosas y ácidos uránicos.

Las proteínas son hidrolizadas por proteasas en proteosas, peptonas, péptidos y aminoácidos. Hay proteasas extracelulares, conocidas como proteinasas que atacan la proteína entera, y las peptidasas, intracelulares, que cortan aminoácidos del extremo de proteínas y péptidos. Los aminoácidos producidos son degradados a ácidos grasos volátiles, dióxido de carbono, hidrógeno, amonio y sulfuro reducido. Generalmente la tasa de hidrólisis de proteínas es menor que la de los carbohidratos.

CAPITULO I: MARCO TEÓRICO DE LA INVESTIGACIÓN

La degradación de lípidos en ambientes anaerobios consiste en una ruptura inicial de las grasas por un grupo de enzimas hidrolítica (lipasas) en los correspondientes ácidos grasos de cadena larga y moléculas de glicerol o galactosa. Una molécula de fosfolípidos produce un equivalente de ácido fosfórico, uno de glicerol y dos de ácidos grasos.

La tasa de hidrólisis, en general, aumenta con la temperatura, independientemente del compuesto de que se trate, se demostró que la tasa de hidrólisis depende, también, del tamaño de las partículas, debido fundamentalmente a la disponibilidad de superficie para la adsorción de las enzimas hidrolítica. Los pretratamientos físico-químicos, cuyo principal efecto es la reducción del tamaño de las partículas, producen un aumento en la tasa de hidrólisis, y cierta fase es la limitante del proceso anaerobio, supone un beneficio para el proceso general, produciendo menores tiempos de retención y tamaños de reactor menores. En la bibliografía se relatan numerosas experiencias positivas en este sentido: pretratamiento con ultrasonidos de lodos de depuradora; pretratamiento mecánico de diferentes tipos de substratos; pretratamientos que combinan ultrasonidos y ataque alcalino; pretratamientos térmicos; o termoquímicos. La dependencia del tamaño de partícula ha motivado el desarrollo de diversos modelos que se basan en este parámetro para simular la velocidad del proceso hidrolítico.

1.7.2. Etapa fermentativa o acidogénicas.

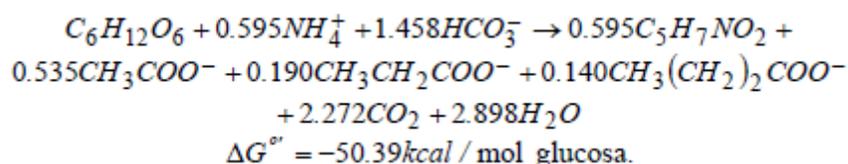
Las moléculas orgánicas solubles son fermentadas por varios organismos fermentativos formando compuestos que pueden ser utilizados directamente por las bacterias metanogénicas (acético, fórmico, H_2) y compuestos orgánicos más reducidos (láctico, etanol, propiónico, butírico, principalmente) que tienen que ser oxidados por bacterias acetogénicas a substratos que puedan utilizar las metanogénicas. Las proporciones entre los productos de la fermentación varían en función del consumo de H_2 por parte de las bacterias que utilizan hidrógeno.

Cuando el H_2 es eliminado de forma eficiente las bacterias fermentativas no producen compuestos reducidos como el etanol, favoreciendo la producción de H_2 y la liberación de energía en forma de ATP. La actividad de algunas bacterias fermentativas y acetogénicas depende de la concentración de H_2 , siendo posible sólo a valores muy bajos de presión

parcial de H₂. La eliminación continua de H₂ mediante oxidación por CO₂ (bacterias metanogénicas hidrogenotróficas) estimula la acción de las bacterias fermentativas, al eliminar un producto de la reacción.

Fermentación de carbohidratos solubles.

La ruta de degradación de la glucosa en los sistemas anaerobios proporciona como principales productos ácidos grasos volátiles, H₂ y CO₂. La estequiometría que se propone para este proceso varía en función de la fuente consultada. Así, McCarty (1971), como posteriormente recogió Pavlostathis y Giraldo-Gómez (1991), propone una estequiometría basada en principios bioenergéticos y termodinámicos, considerando la energía producida en la respiración y la consumida para la síntesis celular de los microorganismos responsables. Siguiendo a Pavlostathis y Giraldo-Gómez (1991), las fracciones de glucosa consumida para la respiración y para la síntesis son, respectivamente, 0.504 y 0.496. $\Delta G^\circ = -50.39$ kcal/mol de glucosa,



Ec. 17

La principal ruta metabólica de degradación de glucosa para formar ácidos orgánicos es la de Embden-Meyerhof (Figura 5), que tiene como principal intermediario el piruvato.

La fermentación de azúcares se realiza por diversos tipos de microorganismos, siguiendo diferentes rutas metabólicas, en función del organismo responsable, y obteniendo productos finales diferentes.

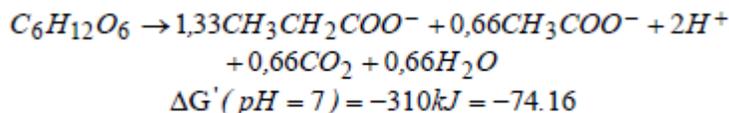
Los principales microorganismos son los que producen butírico o butanol, básicamente del género *Clostridium*, que convierten la glucosa y algunos aminoácidos en ácido butírico, acético, CO₂ y H₂. La glucosa se convierte en piruvato mediante la ruta Embden-Meyerhof, y el piruvato se desdobra a Acetil-CoA y CO₂. El Acetil-CoA se reduce en los productos de fermentación empleando como transportador de electrones el NADH derivado de las

CAPITULO I: MARCO TEÓRICO DE LA INVESTIGACIÓN

reacciones glucolíticas de la ruta Embden-Meyerhof. Las proporciones de los diversos productos se modifican por la duración y las condiciones de la fermentación, siendo el butírico y el acético los productos mayoritarios si el pH se mantiene alcalino.

Las bacterias ácido-propiónicas, del género *Propionibacterium*, llevan a cabo un proceso distinto, conocido como fermentación ácido-propiónicas, en el que se produce la fermentación del ácido láctico, carbohidratos y polihidroalcoholes, produciendo, principalmente, ácido propiónico, succínico, acético y CO₂. Sus requerimientos nutricionales son complejos y crecen con lentitud.

Las diferencias en el metabolismo respecto a los *Clostridium* se producen a partir de la formación del piruvato por la ruta Embden-Meyerhof. La base de la fermentación ácido-propiónicas es la conversión del piruvato a oxalacetato por carboxilación y la conversión ulterior, a través de succinato y succinil-CoA a metilmalonil-CoA y propionil-CoA. Con objeto de que la oxidación-reducción resulte equilibrada dos tercios de la glucosa se transforman en propionato y un tercio en acetato.

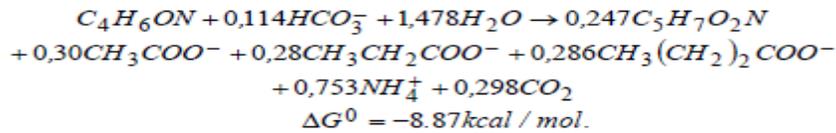


Ec. 18

Fermentación de aminoácidos.

Los principales productos de la fermentación de aminoácidos y de otras moléculas nitrogenadas son ácidos grasos de cadena corta, succínicos, aminovalérico y H₂. La fermentación de aminoácidos se considera un proceso rápido y que en general, no limita la velocidad de la degradación de compuestos proteicos. La estequiometría varía mucho en función de la fuente consultada, siendo además diferente para cada aminoácido. La estequiometría propuesta por McCarty, 1974, y adaptada por Pavalostathiset al. (1991). Considerando las diferentes fracciones para respiración y síntesis de biomasa, se expresa como sigue,

CAPITULO I: MARCO TEÓRICO DE LA INVESTIGACIÓN



Ec. 19

Algunos organismos del género *Clostridium* pueden fermentar aminoácidos. Los productos finales de la oxidación son NH_3 , CO_2 y un ácido carboxílico con un átomo de carbono menos que el aminoácido oxidado. Producen n-butírico y ácido isobutírico, isovalérico, caproico, sulfuro de hidrógeno, metilmercaptano, cadaverina, putrescina (en función del tipo de aminoácido de que proceda), etc.

1.7.3. Fase acetogénica.

Cinética de la acetogénesis. Mientras que algunos productos de la fermentación pueden ser metabolizados directamente por los organismos metanogénicos (H_2 y acetato), otros (valerato, butirato, propionato, algunos aminoácidos, etc.) necesitan ser transformados en productos más sencillos, acetato e hidrógeno, a través de las bacterias acetogénicas (Tabla 7).

Los procesos acetogénicos son energéticamente difíciles, por lo que necesitan ser "ayudados" por los organismos metanogénicos u otros organismos consumidores de hidrógeno y la energía libre de la reacción depende de la presión parcial de hidrógeno del medio (Figura 6).

Un tipo especial de microorganismos acetogénicos, son los llamados homoacetogénicos, que consumen H_2 y CO_2 , y producen acetato. Los principales exponentes son *Acetobacterium woodii* o *Clostridium aceticum*. Este tipo de bacterias son capaces de crecer heterotróficamente en azúcares, al contrario que los metanogénicos, siendo más parecidos a los fermentativos que a los metanogénicos, a pesar de utilizar los mismos sustratos. Algunos autores han considerado este proceso en sus modelos, como Hill (1982) que considera un 10 % del acetato formado por esta vía.

La mayoría de los modelos que consideran esta fase aplican la cinética de Monod para su simulación matemática, aunque modificada por coeficientes de inhibición

Inhibidores de la acetogénesis.

El principal inhibidor de la acetogénesis, cuya acumulación provoca la rápida acumulación de los substratos, es el hidrógeno molecular, pudiéndose decir que la oxidación del propiónico sólo es posible si la presión parcial de H_2 está por debajo de $5,8 \cdot 10^{-5}$ atmósferas. Otros compuestos pueden inhibir también el correcto desarrollo de las poblaciones acetogénicas, como el propio ácido acético (producto de la acetogénesis), o los ácidos grasos de cadena larga, además de estar muy afectado por el valor de pH.

1.7.4. Fase metanogénica.

Los microorganismos metanogénicos pueden ser considerados como los más importantes dentro del consorcio de microorganismos anaerobios, ya que son los responsables de la formación de metano y de la eliminación del medio de los productos de los grupos anteriores, siendo, además, los que dan nombre al proceso general de biometanización.

Las bacterias metanogénicas son las responsables de la formación de metano a partir de substratos monocarbonados o con dos átomos de carbono unidos por un enlace covalente: acetato, H_2 , CO_2 , formato, metanol y algunas metilaminas. Los organismos metanogénicos se clasifican dentro del dominio Archaea, y, morfológicamente, pueden ser bacilos cortos y largos, cocos de varas ordenaciones celulares, células en forma de placas y metanógenos filamentosos, existiendo tanto Gram positivos como Gram negativos. Todas las bacterias metanogénicas que se han estudiado poseen varias coenzimas especiales, siendo la coenzima M, la que participa en el paso final de la formación de metano.

Se pueden establecer dos grandes grupos de microorganismos, en función del substrato principal, dividiéndose en los hidrogenotróficos, que consumen hidrógeno y fórmico, y los metilotróficos o acetoclásticos, que consumen grupos metilos del acetato, metanol y algunas aminas.

Las principales reacciones metanogénicas se recogen en la Tabla 8. La mayoría de los organismos metanogénicos son capaces de utilizar el H_2 como aceptor de electrones, mientras que sólo dos géneros son capaces de utilizar el acetato. A pesar de ello, en ciertos

CAPITULO I: MARCO TEÓRICO DE LA INVESTIGACIÓN

ambientes anaerobios, éste es el principal precursor del metano, considerándose que alrededor del 70 % del metano producido en los reactores anaerobios se forma a partir de acetato. Los dos géneros que tienen especies acetotróficas son *Methanosarcina* y *Methanotrix*, siendo el principal exponente *Methanosarcinabarkeri*, que es capaz de crecer en diversos substratos, entre los que están H_2 y CO_2 , acetato, metanol, metilaminas y CO .

Cinética de la metanogénesis.

La mayoría de los modelos utilizan la cinética de Monod para simular el crecimiento de los microorganismos metanogénicos, considerando como substrato principal el acetato. Una colección de parámetros cinéticos, tomada de Pavlosthatis y Giraldo-Gómez (1991), se muestra en la Tabla 9. Algunos autores consideran separadamente la simulación de los organismos hidrogenotróficos, aunque muchos otros lo consideran inseparable de la fase acetogénica. Puesto que la acetogénesis no puede desarrollarse a no ser que el consumo de hidrógeno sea muy eficiente (Figura 6), puede, que en los ambientes donde no haya problemas de acumulación de hidrógeno, sea suficiente con este tipo de modelo. No obstante, hay toda una generación de modelos que se basan, precisamente, en el papel regulador del hidrógeno.

Inhibición de la metanogénesis.

Diversos compuestos se han descrito como inhibidores del crecimiento de los microorganismos metanogénicos. Entre los más conocidos están el nitrógeno amoniacal, los ácidos grasos de cadena larga, ácidos grasos volátiles, algunos cationes, etc. No todos los grupos de metanogénicos resultan igualmente inhibidos por los mismos compuestos. La inhibición por amoníaco libre es más fuerte para los metanogénicos acetoclásticos que para los hidrogenotróficos.

A modo de resumen, se puede decir que, a excepción del paso hidrolítico, los demás procesos pueden ser simulados suficientemente bien utilizando la cinética de Monod. Un resumen de los parámetros cinéticos, adaptado de Pavlosthatis et al. (1991), se muestra en la Tabla 10.

Es de destacar la gran variación de los parámetros, debido a la gran variabilidad en el modo de operación, condiciones ambientales y operacionales.

1.8 Parámetros ambientales y de control.

1.8.1. Temperatura.

De forma general, a altas temperaturas las tasas de reacción química y biológicas son más rápidas que a bajas temperaturas. La velocidad de reacción de los procesos biológicos depende de la velocidad de crecimiento de los microorganismos responsables, que a su vez es dependiente de la temperatura.

Influencia de la temperatura sobre aspectos físico-químicos.

La solubilidad de los gases NH_3 , H_2S y H_2 desciende al aumentar la temperatura, favoreciéndose la transferencia líquido-gas, y por tanto desapareciendo más rápidamente del medio acuoso. Esto supone un efecto positivo, dada la toxicidad sobre el crecimiento de los microorganismos anaerobios de los citados compuestos. Una posible desventaja de este fenómeno es que el descenso de la solubilidad del CO_2 , que implicará un aumento del pH en los reactores termofílicos, lo que en condiciones de alta concentración de amonio puede ser negativo.

La solubilidad de la mayoría de las sales aumenta con la temperatura. Las sales orgánicas son más solubles a altas temperaturas, por lo que la materia orgánica es más accesible para los microorganismos, y aumenta la velocidad del proceso.

Sin embargo, si se trata de compuestos tóxicos, al aumentar su solubilidad con la temperatura serán potencialmente más tóxicos, lo que puede explicar parcialmente la mayor inhibición de determinados compuestos orgánicos en el rango termofílico, como los ácidos grasos de cadena larga.

Además, la temperatura influye directamente en determinados equilibrios químicos, con gran influencia sobre el proceso anaerobio, como los del amonio-amoniaco libre o ácidos

grasos volátiles ionizados-no ionizados. En general, con la temperatura se favorecen las formas no ionizadas, que resultan más tóxicas para los microorganismos (NH_3 y AH).

La viscosidad de los líquidos y semisólidos disminuye al aumentar la temperatura, lo que implica menores requerimientos energéticos para la mezcla (agitación). A altas temperaturas se produce también una mejor sedimentación de los sólidos.

Influencia de la temperatura sobre aspectos bioquímicos.

El proceso anaerobio se produce en la naturaleza en un amplio rango de temperaturas, que van desde 0 ° a 97 °C. La eficiencia del proceso, no obstante, es muy diferente en función de la temperatura del medio. Se habla de tres rangos principales de temperatura, psicrófilico (por debajo de 25 °C), mesófilico (entre 25 y 45 °C) y termófilico (entre 45 °C y 65 °C), siendo la tasa máxima específica de crecimiento (μ_{max}) mayor conforme aumenta la temperatura. Dentro de cada rango de temperatura, existe un intervalo en que dicho parámetro se hace máximo. Será interesante, por tanto, trabajar en torno a este punto (Figura 7).

La velocidad del proceso aumenta con la temperatura, aunque también aumentan los requerimientos energéticos, y puede disminuir la estabilidad del proceso, al menos en presencia de determinados tóxicos. Por otro lado, es preciso desarrollar un completo balance energético para establecer el interés de mantener una determinada temperatura.

El rango psicrófilico se plantea como poco viable debido al gran tamaño de reactor necesario. Sin embargo, simplifica mucho el diseño y hay menos problemas de estabilidad. Cuanto mayor es la duración del tiempo de retención menor es la diferencia entre las velocidades de degradación a diferentes temperaturas.

La temperatura más utilizada en la digestión anaerobia de residuos es dentro del rango mesófilico, alrededor de 35-37 °C, aunque hay cierta tendencia en los últimos años a pasar al rango termófilico tanto para conseguir una mayor velocidad del proceso, como para mejorar la destrucción de organismos patógenos.

CAPITULO I: MARCO TEÓRICO DE LA INVESTIGACIÓN

La producción de biogás, en ausencia de inhibidores, aumenta con la temperatura, puesto que aumenta la tasa de crecimiento de los microorganismos; temperaturas más bajas implican tiempos de retención más largos, y por tanto mayores volúmenes de reactor. La tasa de hidrólisis también aumenta con la temperatura, por lo que el régimen termofílico puede tener gran interés al tratar residuos en los que la hidrólisis sea la etapa limitante, como los residuos con alto contenido en componentes lignocelulósicos.

El régimen termofílico se ha relacionado tradicionalmente con mayores problemas de estabilidad (Hobson, 1990). Sin embargo otros autores consideran que las plantas termofílicas son tan estables y tan operables como las mesofílicas, presentando, además de las ventajas antes mencionadas, una mayor producción de gas por unidad de sólidos volátiles y una mejora en el postratamiento, ya que el efluente de la digestión termofílica es más fácilmente deshidratable, junto con una menor producción de malos olores.

La temperatura óptima para el crecimiento bacteriano depende de cada especie, tal y como se muestra en la Tabla 11.

La mayoría de las bacterias termofílicas presentan tasas específicas de crecimiento máximas mayores que los organismos mesofílicos. La temperatura normal de operación dentro del rango termofílico está sobre los 55 °C (52-56 °C). Por encima de este nivel los microorganismos acetogénicos disminuyen drásticamente su velocidad de crecimiento. Sin embargo, la tasa específica de crecimiento de los microorganismos metanogénicos continúa aumentando hasta los 70 °C.

La sensibilidad a los cambios de temperatura ambiental depende de diversos factores, principalmente del grado de adaptación del cultivo, del modo de operación y del tipo de bioreactor. En el rango termofílico un aumento brusco de la temperatura puede provocar un importante descenso en la producción de gas, mientras que una bajada puede suponer un descenso en la producción de gas, pero completamente reversible, o puede no mostrar diferencias, debido a la disminución del efecto de inhibición por amoníaco. Para pasar un reactor del rango mesofílico al termofílico sin que se produzca una parada en la producción de gas, se deberá realizar muy lentamente.

CAPITULO I: MARCO TEÓRICO DE LA INVESTIGACIÓN

El efecto inhibitor del amonio es mayor en el rango termofílico que en el mesofílico por el aumento de la concentración de la forma tóxica, NH_3 , al aumentar la temperatura, a pesar de la mayor sensibilidad de los microorganismos mesofílicos al amoníaco libre. Un problema adicional al de inhibición por amonio es la mayor tasa de hidrólisis de proteínas en el rango termofílico frente al mesofílico.

El tratamiento termofílico presenta la importante ventaja de la mayor eliminación de organismos patógenos, que puede ser un factor clave en función del destino final del efluente, sobre todo para su uso como fertilizante orgánico.

Un tratamiento termofílico por encima de $50\text{ }^\circ\text{C}$ reúne en un sólo paso el tratamiento de higienización y el de digestión anaerobia.

El proceso de digestión anaerobia produce la inactivación de algunos virus patógenos (enterovirus y parvovirus), pero la tasa de inactivación depende del tipo de virus, de la duración del proceso y de la temperatura de operación. Sobre lodos de depuradora se han realizado numerosos estudios de comparación de la eficiencia de eliminación de patógenos en función de la temperatura de tratamiento, resultando generalmente muy favorable el rango termofílico.

Una técnica interesante, especialmente en instalaciones ya existentes de digestión de lodos de depuradora, es la combinación de dos fases de digestión, una primera de alta carga en termofílico y una segunda con menor carga en mesofílico. Con este sistema aprovechan las ventajas del sistema termofílico (reducción de patógenos, menos problemas de formación de espumas, foaming) y evitan posibles problemas de inestabilidad.

1.8.2. Contenido de nutrientes.

El proceso anaerobio se caracteriza, frente a procesos aerobios, por los bajos requerimientos de nutrientes, debido fundamentalmente a los bajos índices de producción de biomasa. A pesar de ello, la biomasa necesita para su desarrollo el suministro de una serie de nutrientes minerales, además de una fuente de carbono y de energía. Para

CAPITULO I: MARCO TEÓRICO DE LA INVESTIGACIÓN

determinados procesos necesita, además, compuestos orgánicos especiales, como vitaminas.

Los principales nutrientes del sistema anaerobio son nitrógeno, sulfuro, fósforo, hierro, cobalto, níquel, molibdeno, selenio, riboflavina y vitamina B₁₂ (Speece), 1 987). Los valores mínimos necesarios para el correcto crecimiento de los microorganismos se muestran en la Tabla 12.

Otros autores han expresado las necesidades de nitrógeno y fósforo en función de la concentración de carbono de la alimentación, considerándose que la relación C/N debe oscilar entre 15-30:1, y la C/P de 75-113/1.

En general, los residuos ganaderos suministran una suficiente concentración de todos los nutrientes, siendo más común la presencia de problemas por exceso que por defecto.

1.8.3. Velocidad de carga orgánica (VCO) y tiempo de retención hidráulico (TRH).

El tiempo de retención es un parámetro muy importante, que dependerá típicamente del tipo de reactor utilizado. En los sistemas de mezcla completa el tiempo de retención hidráulico coincide con el tiempo de retención celular, es decir de la biomasa, por lo que el tiempo de retención deberá ser suficientemente largo para permitir el desarrollo de la población bacteriana.

El tiempo de retención, junto con la velocidad de carga, determinada por el tipo de substrato, son los principales parámetros de diseño, definiendo el volumen del digestor.

La fracción de materia orgánica degradada aumenta al aumentar el TRH, sin embargo la producción volumétrica de metano (producción por unidad de reactor) disminuye, una vez superado el óptimo. Es por tanto necesario determinar para cada tipo de residuo y de digestor el tiempo de retención que optimiza el proceso.

Los tiempos de retención usuales tratando residuos ganaderos varían mucho según la fuente consultada y van de 10 a 30 días.

CAPITULO I: MARCO TEÓRICO DE LA INVESTIGACIÓN

La carga orgánica es la cantidad de materia orgánica, expresada normalmente en unidades de DQO o de sólidos volátiles, por unidad de reactor y unidad de tiempo, siendo directamente dependiente de la concentración del substrato y del tiempo de retención.

Altas cargas orgánicas, en ausencia de inhibidores, proporcionan altas producciones volumétricas de biogás. Parece que la resistencia a ciertos inhibidores puede aumentar con la carga orgánica. Sin embargo la inestabilidad aumenta también con el aumento de carga, especialmente en el caso de “sobrecargas” puntuales, que conllevan la acumulación de ácidos grasos volátiles.

1.8.4. Agitación.

La agitación de los reactores anaerobios tiene diversos objetivos, que se resumen en los siguientes puntos: poner en contacto el substrato fresco o influente con la población bacteriana, y eliminar los metabolitos producidos por los metanogénicos, al favorecer la salida de los gases; proporcionar una densidad uniforme de población bacteriana; prevenir la formación de capa superficial y de espumas, así como la sedimentación en el reactor; prevenir la formación de espacios muertos que reducirían el volumen efectivo del reactor, y la formación de caminos preferenciales en función de la hidráulica del sistema; eliminar la estratificación térmica, manteniendo una temperatura uniforme en todo el reactor.

Algunos tipos de reactores pueden funcionar bien sin ningún sistema de agitación. Se suelen utilizar para substratos con muy alto contenido en sólidos o sobre substratos básicamente solubles, con regímenes de flujo tipo pistón.

La agitación puede ser de varios tipos, mecánica, hidráulica o neumática.

Para grandes tamaños parece que la agitación por gas es la que mayores ventajas presenta, tanto por el efecto de agitación, como por su sencillez de diseño y operación.

La velocidad de agitación es un parámetro que puede influir en el desarrollo del proceso, siendo necesario un equilibrio entre la buena homogeneización y la correcta formación de agregados bacterianos.

Una velocidad de agitación alta, por encima de 700 rpm, puede disminuir ligeramente la producción de biogás, por ruptura de agregados bacterianos.

1.8.5. pH y alcalinidad.

Los microorganismos anaerobios necesitan un pH en torno a la neutralidad para su correcto desarrollo, aunque permiten cierta oscilación. Parece ser que el pH afecta fundamentalmente a la actividad enzimática de los microorganismos, mediante: cambios de estado de los grupos ionizables de las enzimas como el carboxil y amino; alteración de los componentes no ionizables del sistema, como por ejemplo el sustrato; y desnaturalización de la estructura proteica de las enzimas.

Para que el proceso se desarrolle de forma satisfactoria, el pH debe estar en torno a la neutralidad, presentando problemas graves si el pH baja por debajo de 6 o sube por encima de 8,3. Sin embargo, el proceso de inhibición parece ser completamente reversible, aunque el tiempo de recuperación depende de la duración de la alteración.

El pH es también una importante variable de diagnóstico de los sistemas anaerobios, pues muchos fenómenos tienen influencia sobre el mismo.

Ejemplos clásicos son las sobrecargas orgánicas, o la presencia de un inhibidor de la etapa metanogénica, que pueden provocar desequilibrios entre la producción y el consumo de ácidos grasos volátiles, produciendo la acumulación de éstos y el consiguiente descenso del pH, produciéndose la acidificación del reactor. En función de la alcalinidad del medio, la bajada de pH será más o menos rápida. En residuos ganaderos, que presentan altas alcalinidades, la bajada de pH será poco importante incluso aunque se produzcan importantes acumulaciones de ácidos.

En cualquier caso, el pH no se considera una buena variable de control por resultar demasiado lenta: una vez detectada una variación importante del pH, el fracaso del sistema puede ser ya irreversible.

Por ello se consideran otras variables como mejores indicadores del estado del proceso anaerobio, como la producción de biogás y su contenido en metano, el contenido de ácidos

CAPITULO I: MARCO TEÓRICO DE LA INVESTIGACIÓN

grasos volátiles o la relación entre ellos, la presión parcial de hidrógeno, o indicadores basados en el número de bacterias o actividad bacteriana.

Por otro lado, el pH es un importante modulador del sistema puesto que influye en varios equilibrios químicos, pudiendo desplazarlos hacia la formación de una determinada componente que tenga influencia en el proceso. Su papel es fundamental en el equilibrio amonio - amoníaco, teniendo, por tanto, una gran importancia en el proceso general, por ser el amoniaco libre un importante inhibidor de la fase metanogénica. El pH influye también en el mecanismo de inhibición de degradación de propionato por acético, habiéndose descrito una mayor inhibición a pH bajos, debido a que, en este caso, el componente tóxico es la forma no ionizada del ácido acético, que aumenta con la acidez del medio.

La alcalinidad es una medida de la capacidad tampón del medio. Esta capacidad tampón puede ser proporcionada por un amplio rango de sustancias, siendo por tanto una medida inespecífica. En el rango de pH de 6 a 8, el principal equilibrio químico que controla la alcalinidad es el dióxido de carbono-bicarbonato.

La relación de alcalinidad RA, se define como la relación entre la alcalinidad debida a los AGV (AI) y la debida al bicarbonato (AT), recomendándose no sobrepasar un valor de 0,3-0,4 para evitar la acidificación del reactor.

Capítulo II: Metodología de la Investigación

2.1 Características generales de la UEB Genético Porcino de Cienfuegos.

La Unidad de Producción Genética Porcina se encuentra enclavada en el poblado de Venta del Río a 7 km de la Ciudad de Cienfuegos, perteneciente al Municipio de Cienfuegos.

Su fundamental vía de acceso es un camino que se deriva de la Carretera de Rodas, limita por el Norte con el área cañera del CAI Elpidio Gómez, así como por el Oeste, por el Este existe un camino vecinal por donde transitan personas, animales y equipos agrícolas. Por el Este limita con el río Salado, por el Sur la carretera de acceso a la Unidad donde existen alrededor de 120 núcleos familiares donde muchos de ellos son trabajadores de nuestro centro.

Esta U.E.B cumple con su plan de producción y económico, además es rentable, cubre todos sus gastos con los ingresos. Actualmente consta con una plantilla de 45 trabajadores, donde existen 3 dirigentes, 7 técnicos, 35 obreros y de estos, 28 directo a la producción y 7 dedicados al área de autoconsumo.

Antecedentes en el año 1 988 según informaciones de los vecinos hubo inundaciones en la Unidad debido al crecimiento del río Salado, también hubo pérdidas en las cosechas, cuando el Lili y Michel si hubieron daños: los derrumbes de techos producto de los fuertes vientos.

Los objetivos fundamentales de nuestro centro en caso de desastres naturales son:

Proteger almacenes de pienso y otras instalaciones que existen en la Unidad, además instalaciones de bombeo de agua, ganado mayor y producciones agrícolas que puedan ser recogidas y trasladadas a lugares que sean protegidos y seguros (en el área de oficina). Y conservar el genofondo con una masa básica a, mantener de 77 animales para la Reservas Vivas.

CAPITULO II: METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN.

2.1.1 Objeto social

La Unidad tiene como **objeto social**: la entrega de pie de crías de Cochinas y Cochinos Genéticos para la reproducción, la misma tiene una masa básica de:

Parte Genético Porcino Cfgos.

Fecha: 17/2/2014

Tipos	Cantidad	Peso en kg	Estiércol kg/día	Producción total en
			Según literatura	Kg de Estiércol al día
Verracos	41	130-250	5.62	230
Reproductoras	405	180	5,4	2 187
Crías	612	1,5-8,5	2,1	1 285
Lechones	407	8-46	2,19	891
Lechonas	322	8-46	2,19	705
Cochinatos	394	46-100	5,01	1 974
Cochinatas	357	46-100	5,01	1 788
Pre-Cebas	326	6-10	1,22	398
Total	2 864	-	-	9 458

Fuente: Elaboración Propia.

2.1.2 Misión y Visión

MISIÓN:

Preservar y mejorar el genofondo porcino del país y satisfacer las necesidades de pie de crías de alta calidad genética a todos los niveles productivos dentro y fuera del país

VISIÓN:

Producidas y comercializadas las cochinatas y cochinatos de alta calidad genética que satisfagan las necesidades de reemplazo de todos los niveles productivos, las precebas y carne desecho inscrita en el plan. Producciones competitivas con indicadores técnicos y económicos eficientes, disminuidos los daños al Medio Ambiente, en proceso de perfeccionamiento, con Cuadros y Jefes líderes, trabajadores motivados y comprometidos con el pueblo y la Revolución

2.1.3 Caracterización del entorno

Análisis interno

Fortalezas

1. Contar con la Unidad protegida ubicada en la región central del país.
2. Contar con el personal técnicamente calificado, con experiencia y comprometido con la actividad genética.
3. Productores Únicos de animales genéticos aclimatados a nuestro país.
4. Estar aplicando el Perfeccionamiento Empresarial.
5. Capacidad de mejoramiento genético en el sector no especializado y formación de nuevos cruces.
6. Manual de Crianza Porcina para U.E.B Genéticas validado.
7. Estar insertados en el Programa de Genética Animal del Ministerio de la Agricultura.
8. Capacidad para Exportar animales genéticos.
9. Mercado Interno Seguro.

Debilidades

1. Dificultades con la informática y las comunicaciones.
2. Insuficiente parque de transporte y obsolescencia técnica.
3. Dificultades con la Tecnología de Crianza y Medios de Medición.

Análisis externo

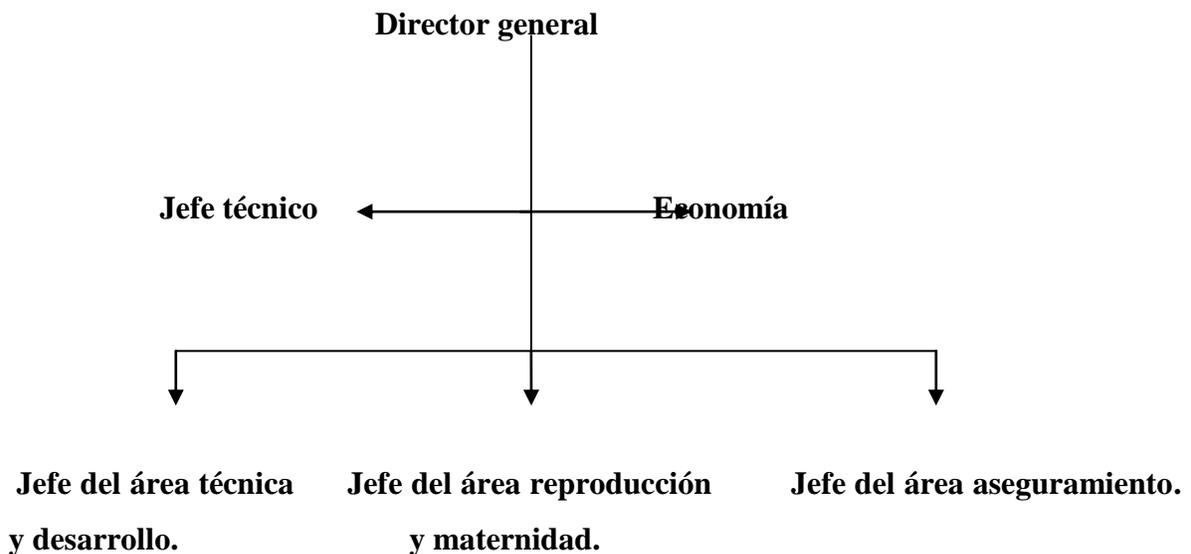
Oportunidades

1. Ubicación geográfica de nuestro país.
2. Resultados científicos del I.I.P. a introducir.
3. Ferias, exposiciones y eventos de carácter nacional e internacional.
4. Contar con una cantera joven en proceso de formación.

Amenazas

1. Inestabilidad en calidad y surtido en la alimentación de los animales.
2. Inestabilidad en la adquisición de los Insumos Productivos.
3. Circulación viral de diferentes Entidades de alta letalidad en el territorio nacional.
4. El bloqueo imperialista.
5. Limitado nivel de diagnóstico de las enfermedades.
6. Enfermedades por acción enemiga, deficiencias internas y situaciones climatológicas adversas.
7. Otras crianzas en el área del cordón sanitario.

2.1.4 Estructura organizativa



2.2 Mejora de un modelo estructurado de digestión anaerobia mediante la incorporación de las ecuaciones para la simulación dinámica del pH de la transferencia líquido-gas.

2.2.1 La importancia del pH.

El pH puede influir sobre el crecimiento de los microorganismos, al favorecer la formación de formas inhibitorias, caso de la inhibición por amoníaco (favorecida a pH alcalinos), la inhibición por ácidos grasos y la inhibición por H₂S (favorecida a pH ácidos). En la digestión anaerobia termofílica de residuos ganaderos, y especialmente purines de cerdo, el principal modulador del sistema es el amoníaco libre (Angelidaki y Ahring, 1 993 b), cuya concentración es función del pH y temperatura, aumentando con estas variables. El principal efecto del amoníaco es sobre la población metanogénica, especialmente la acetoclástica, por lo que al aumentar la concentración de amoníaco libre aumenta la concentración de acético (Koster y Lettinga, 1 988; Angelidaki y Ahring, 1 993 b; Hansen et al., 1 998), que a su vez puede provocar la inhibición de la acetogénesis y la consiguiente acumulación de otros AGV, como propiónico, butírico y valérico (Ahring y Westermann, 1 988; Fukuzaki et al., 1 990), lo que puede provocar una bajada del pH del sistema. La bajada del pH será más o menos acentuada en función de capacidad tampón del medio. La bajada del pH, sin embargo, provoca una bajada en la concentración de amoníaco libre, y por tanto, la reactivación del proceso, aunque con una tasa de producción de metano menor (Angelidaki y Ahring, 1 993b).

El pH tiene un importante efecto sobre las tasas de crecimiento de los microorganismos anaerobios, hidrolíticos, acidogénicos, acetogénicos y metanogénicos (Clark y Speece, 1 989), que alcanzan un óptimo para un pH en torno a la neutralidad. Por otro lado, la acumulación de ácidos grasos volátiles puede provocar la inhibición del proceso enzimático de hidrólisis (Angelidaki et al. 1 993), lo que resulta en una menor eliminación de material orgánica. En general, se considera que el pH del medio afecta a la velocidad máxima de crecimiento de los microorganismos, siguiendo una función de Michaelis normalizada (Angelidaki et al, 1 993; Kalyuzhnyi, 1 997) o similar (Siegrist et al, 1 993; Vavilin et al, 1 995).

2.2.2 Modelización del pH en sistemas anaerobios.

La mayoría de los autores que han simulado el pH en los sistemas anaerobios se han basado en la resolución de la ecuación del balance de cargas en un momento determinado, o bien, en aproximaciones a las soluciones analíticas.

El número de compuestos utilizados como variables varía en función del autor considerado, desde los que tan sólo consideran el sistema carbonato/ácidos grasos. Andrews y Graef (1971) calcularon el pH considerando una serie de simplificaciones: 1) despreciar la concentración de H^+ y OH^- en la ecuación de balance de cargas, si el pH se mantiene en el rango entre 6 y 8; 2) la fracción no ionizada de ácidos grasos volátiles es despreciable comparada con la fracción ionizada y 3) la concentración de carbonatos en la solución es despreciable. Con estas simplificaciones se calcula el pH como función de las concentraciones de dióxido de carbono y bicarbonato expresado mediante la ecuación 21. La concentración de dióxido de carbono es simulada de forma dinámica, considerando las tasas de producción-eliminación biológica y transferencia líquido-gas, y la concentración de bicarbonato se calcula a partir de la ecuación de balance de cargas (ecuación 20). Consideraron un sistema continuo de mezcla completa. Costello et al. (1991), basándose en el modelo anterior, realizaron el cálculo del pH a partir de la ecuación del balance de cargas, con menos simplificaciones. Así, consideraron que las concentraciones de H^+ y OH^- no eran despreciables en el balance de cargas (ecuación 22), y que la concentración de ácidos débiles no ionizados tampoco es despreciable. No consideró los carbonatos ni otras sustancias, como amonio, fosfatos y otros aniones o cationes. Las concentraciones de bicarbonato y de ácido ionizado fueron calculadas a partir de la concentración total (en el caso del bicarbonato como suma de HCO_3^- y CO_2 disuelto). El pH lo calcularon mediante la resolución por métodos numéricos de la ecuación 23, en cada paso de integración.

Siegrist et al. (1993) introdujo el concepto de pH como variable temporal, integrando su simulación en el modelo general, como una variable más a la que le afectan una serie de procesos. Sin embargo el modelo hace muchas simplificaciones y calcula el pH sólo como función de la protonización del bicarbonato y desprotonización del CO_2 , ecuaciones 24 y

CAPITULO II: METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN.

25, es decir la variación de la alcalinidad debida al bicarbonato. Considera la influencia del amonio, pero no considera la disociación de los ácidos grasos volátiles u otras variables.

Al dividir la resolución en dos casos, junto con el método numérico de resolución (método de la secante con dos puntos finales, uno por encima y otro por debajo del valor de la solución), se consiguió evitar problemas de convergencia. Este modelo introduce la dependencia de la temperatura de las constantes de disociación, de las constantes de solubilidad de los gases en la fase líquida, y de los parámetros de los procesos biológicos. La inclusión de la temperatura adquiere una relevancia especial en el caso de sistemas fuertemente influidos por la inhibición de amoníaco libre, cuya concentración es función de la temperatura.

Transferencia líquido-gas.

Existe una clara relación entre la transferencia líquido-gas y el pH, pudiendo verse afectados mutuamente. Un cambio en el pH condicionará la concentración de las formas no ionizadas y por tanto puede afectar a la transferencia líquido-gas.

La mayoría de los modelos estructurados consideran el proceso de transferencia líquido gas gobernado por la teoría de la doble capa. El flujo de materia que pasa de la fase líquida a la fase gas es función del gradiente de concentración en el líquido y la concentración del equilibrio en la fase límite, que se expresa como el producto de la correspondiente presión parcial en la fase gaseosa y el coeficiente de Henry (Merkel y Krauth, 1 999),

$$N_{gi} = K_{La} \times V_L \times (C_i - C_i^*) = K_{La} \times V_L \times (C_i - H e_i \times p_i) \quad Ec. 27$$

Donde N_{gi} , es el flujo de moles de la substancia i que pasan de la fase líquida a la fase gaseosa (Mol/d), V_L es el volumen de líquido, K_{La} es la constante de transferencia líquido-gas, C_i es la concentración de la substancia en el líquido (Mol/L), en la forma no ionizada (en el caso del CO_2 se correspondería con la concentración de CO_2 disuelto), y C_i^* es la concentración de equilibrio de dicha substancia con la fase gaseosa, calculada suponiendo que se cumple la ley de Henry, por lo que es proporcional a la presión parcial de la

CAPITULO II: METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN.

substancia i en el espacio de cabeza (p_i), siendo H_{ei} la constante de Henry, que depende de la temperatura.

Algunos modelos no utilizan la teoría de la doble capa, como el modelo propuesto por Angelidaki et al. (1993, 1996, 1999), quienes consideran que existe un equilibrio casi estacionario entre las fases gas y líquido, considerando que se cumple en todo el volumen del líquido la ley de Henry, y no sólo en la capa límite.

Normalmente sólo se considera limitante la transferencia líquido-gas del CO_2 , despreciando otras componentes del gas como el metano, o el hidrógeno, puesto que la solubilidad de estos gases es más baja (Merkel y Krauth, 1999; Costello et al., 1991, etc.).

La mayoría de los modelos consideran la constante de transferencia de masas constante, para cada compuesto, aunque Merkel y Krauth (1999) demostraron que existe una relación entre el valor de K_{La} y la velocidad de flujo superficial ascendente del gas, u_0 gas (ecuación 28), teniendo especial importancia en situaciones de cambios bruscos en las condiciones de operación del reactor,

$$K_{La} = K(u_{gas}^0)^\beta \quad \text{Ec. 28}$$

2.2.3 Desarrollo del algoritmo de simulación dinámica del pH.

Puesto que el pH tiene una gran importancia en el proceso anaerobio y presenta un claro comportamiento dinámico, se decidió dar al pH categoría de variable de estado del sistema, estableciendo la ecuación diferencial que determina su variación en el tiempo. Partiendo de los algoritmos de cálculo del pH usado en modelos previos se construyó un algoritmo en el que intervienen las principales variables de los sistemas anaerobios, considerando varios sistemas tampón, la influencia de la temperatura y la existencia de procesos de transferencia líquido-gas. Además, la concentración total de determinados compuestos como CO_2 , ácidos grasos volátiles, amonio, etc., varía en función de los procesos biológicos propios del proceso anaerobio.

CAPITULO II: METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN.

El principal sistema tampón en los sistemas anaerobios es el sistema bicarbonato-carbónico, por ser el más importante cuando el pH está en torno a la neutralidad. El bicarbonato es un compuesto que interviene como substrato o producto en las diferentes fases del proceso. En el sistema del bicarbonato-carbónico se consideró también el proceso dinámico de transferencia líquido-gas, siguiendo la teoría general de transferencia de masas entre fases, aplicada por Costello et al. (1 991).

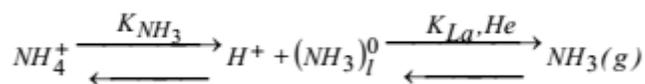
El sistema carbonato-bicarbonato-CO₂ presenta tres posibles estados de ionización, estimando la concentración de cada una de ellas en función de la concentración total en la fase líquida, suma de los tres estados de ionización posibles, del pH y de las constantes de ionización (ecuaciones 29, 30 y 31).

$$[CO_3^{2-}] = \frac{[CO_2]T,L}{\frac{[H^+]^2}{K_{1,CO_2} K_{2,CO_2}} + \frac{[H^+]}{K_{2,CO_2}} + 1} \quad Ec. 29$$

$$[HCO_3^-] = \frac{[CO_2]T,L}{\frac{K_{2,CO_2}}{[H^+]} \left(\frac{[H^+]^2}{K_{1,CO_2} K_{2,CO_2}} + \frac{[H^+]}{K_{2,CO_2}} + 1 \right)} \quad Ec. 30$$

$$[H_2CO_2] = [CO_2]_i^0 = \frac{[CO_2]T,L}{\frac{K_{1,CO_2} K_{2,CO_2}}{[H^+]^2} \left(\frac{[H^+]^2}{K_{1,CO_2} K_{2,CO_2}} + \frac{[H^+]}{K_{2,CO_2}} + 1 \right)} \quad Ec. 31$$

A los pH habituales de los residuos ganaderos (alrededor de 8) adquiere especial importancia el sistema amonio-amoniaco. Las expresiones para la concentración de las diferentes formas se muestran en las ecuaciones 31 y 32.



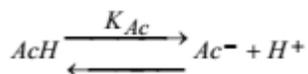
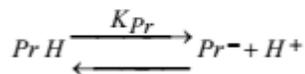
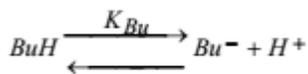
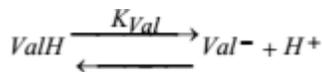
$$[NH_4^+]_T = [NH_4^+] + [NH_3]_i^0 \quad Ec. 32$$

CAPITULO II: METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN.

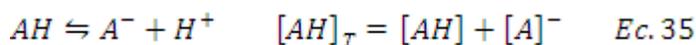
$$[NH_4^+] = \frac{[NH_4^+]_T}{\frac{K_{NH_3}}{[H^+]} + 1} \quad \text{Ec. 33}$$

$$[NH_3]_i^0 = \frac{[NH_4^+]_T}{\frac{[H^+]}{K_{NH_3}} + 1} \quad \text{Ec. 34}$$

Los ácidos grasos volátiles son los principales intermediarios del proceso anaerobio por lo que son muy utilizados como parámetros de control y diagnóstico de problemas o desequilibrios. Además de tener importancia en sí mismos, si se acumulan influirán en el pH del medio, pues a pesar de ser ácidos débiles, la concentración puede llegar a ser suficientemente alta como para afectar al pH. Los ácidos grasos volátiles que se consideran son los cuatro de cadena más corta (acético, propiónico, butírico y valérico), y no se diferencia entre los dos isómeros del butírico y del valérico, ya que ambos tienen la misma fuerza iónica. Tampoco se consideró la volatilización de dichos compuestos, por considerarla despreciable al pH normal de trabajo, ya que la forma volátil es la forma no ionizada. La concentración de las formas ionizada y no ionizada de los ácidos grasos volátiles (AGV) se establece como función de la concentración total de cada sustancia, del pH y de la constante de ionización.



Para cualquiera de estos cuatro compuestos o, en general, para un ácido débil monoprotonado la concentración de cada una de las formas de ionización se puede expresar en función de la concentración total del ácido (ecuaciones 35, 36 y 37).



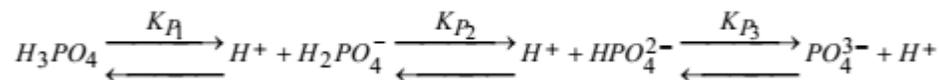
CAPITULO II: METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN.

$$[H^+] = \frac{[AH]_T}{\frac{[H^+]_T}{K_A} + 1} \quad \text{Ec. 36}$$

$$[AH] = \frac{[AH]_T}{\frac{[H^+]_T}{K_A} + 1} \quad \text{Ec. 37}$$

También es importante la concentración de aniones y cationes presentes en la disolución, pues afectarán al balance de cargas, actuando como bases o ácidos conjugados. Se han considerado cuatro tipos genéricos de sustancias, que dependen de la carga, quedando cubiertos cationes como sodio, calcio, potasio, magnesio y aniones como sulfatos, cloruros, etc. Se comportarán como ácidos o bases fuertes y no son función del pH del medio.

Se ha incluido también el sistema tampón del ortofosfórico, que en determinados substratos, como residuos ganaderos, puede ser relativamente importante. El procedimiento de cálculo es similar a los anteriores, considerando la concentración total como suma de las cuatro formas posibles, determinándose la concentración de cada una de las formas de ionización en función de la total, del pH y de la constante de disociación (ecuaciones 38, 39, 40, 41 y 42).



$$[H_3PO_4]_T = [H_3PO_4] + [H_2PO_4^-] + [HPO_4^{2-}] + [PO_4^{3-}] \quad \text{Ec. 38}$$

$$[PO_4^{3-}] = \frac{[H_3PO_4]_T}{1 + \frac{[H^+]^3}{K_{P1}K_{P2}K_{P3}} + \frac{[H^+]}{K_{P3}} + \frac{[H^+]^2}{K_{P2}K_{P3}}} \quad \text{Ec. 39}$$

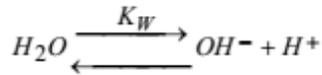
$$[HPO_4^{2-}] = \frac{[H_3PO_4]_T}{[H^+] \left(1 + \frac{[H^+]^3}{K_{P1}K_{P2}K_{P3}} + \frac{[H^+]}{K_{P3}} + \frac{[H^+]^2}{K_{P2}K_{P3}} \right)} \quad \text{Ec. 40}$$

$$[H_2PO_4^-] = \frac{[H_3PO_4]_T}{\frac{K_{P2}K_{P3}}{[H^+]^2} \left(1 + \frac{[H^+]^3}{K_{P1}K_{P2}K_{P3}} + \frac{[H^+]}{K_{P3}} + \frac{[H^+]^2}{K_{P2}K_{P3}} \right)} \quad \text{Ec. 41}$$

CAPITULO II: METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN.

$$[H_3PO_4] = \frac{[H_3PO_4]_T}{\frac{K_{P_2}K_{P_3}K_{P_1}}{[H^+]^3} \left(1 + \frac{[H^+]^3}{K_{P_1}K_{P_2}K_{P_3}} + \frac{[H^+]}{K_{P_3}} + \frac{[H^+]^2}{K_{P_2}K_{P_3}} \right)} \quad Ec. 42$$

Por último se ha considerado la disociación del agua, expresada como el equilibrio entre el agua molecular y los protones e hidroxilos.



$$[OH^-] * [H^+] = K_W \quad Ec. 43$$

Las constantes de disociación (K) son las constantes de disociación aparentes, resultado de dividir la constante de disociación termodinámica por el factor de actividad. Estas constantes dependen de la temperatura pudiendo ser ajustadas a una curva polinomial (ecuación 44) a partir de los datos encontrados en la bibliografía (Lide, 1 993; Angelidaki et al, 1 993).

$$pK = pK(0^0C) + a(T) + b(T)^2 + c(T)^3 \quad Ec. 44$$

No se tuvo en consideración la posible precipitación de sales, ni la actuación de cationes o aniones con más de dos cargas, así como los sulfuros. En cualquier caso, la adición de nuevas componentes resultaría relativamente sencilla, debido a la notación matricial empleada.

2.2.4 Establecimiento de las ecuaciones para la simulación dinámica del pH.

La mayoría de los modelos utilizan para el cálculo del pH la ecuación del balance de cargas. En el presente trabajo la expresión del balance ha sido adaptada de Angelidaki et al. (1 993). Se define una nueva variable denominada Carga neta (C_n), que se define como:

$$\begin{aligned} [H^+] - [OH^-] &= C_n(pH) \\ &= [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] + \sum [A_i^-] + [H_2PO_4^-] + 2[HPO_4^{2-}] + 3[PO_4^{3-}] \\ &\quad + [Z^-] + 2[Z^{2-}] - [NH_4^+] - [Z^+] - 2[Z^{2+}] \quad Ec. 45 \end{aligned}$$

CAPITULO II: METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN.

Utilizando la notación propuesta en el apartado 4.5.1, la ecuación 45 se puede escribir como:

$$C_n(pH) = \sum_{j=1}^{n-1} \left(S_i \times \sum_{j=1}^6 (f_{ij} \times C_j) \right) \quad Ec. 46$$

Por tanto la carga neta, $C_n(pH)$, es un escalar resultado de multiplicar escalarmente el vector traspuesto de concentraciones totales ($t S$), la matriz F de coeficientes y el vector C , de factor de carga,

$$C_n(pH) = S^t \times F \times C \quad Ec. 47$$

La diferencia entre cargas positivas y negativas, que define la carga neta (ecuación 45), se compensa mediante la diferencia entre las dos componentes de ionización del agua.

De la expresión anterior se puede definir una función, ψ , que relaciona la concentración de H^+ con la carga neta, C_n , calculada a partir de las expresiones propuestas por Angelidaki et al. (1993), en función del pH del medio (ecuación 26 y 27):

$$[H^+] = \Psi[C_n(pH)] \Rightarrow \begin{cases} \text{si } [H^+] \geq [OH^-] \Rightarrow C_n(pH) \geq 0 \\ \Psi = \Psi_1 = \frac{C_n(pH) + \sqrt{C_n^2 + 4K_w}}{2} & Ec. 48 \\ \Psi = \Psi_2 = \frac{2K_w}{-C_n(pH) + \sqrt{C_n^2 + 4K_w}} & Ec. 49 \end{cases}$$

A partir de la ecuación 49, se calcula la derivada de $[H^+]$ con respecto al tiempo, y se llega a la siguiente expresión.

$$\frac{d[H^+]}{dt} = \frac{d\Psi(C_n)}{dC_n} \times \frac{dC_n}{dt} = B \times \frac{dC_n}{dt} \quad Ec. 50$$

Donde B es la derivada de la función ψ respecto a C_n , y se calcula teniendo en cuenta si las condiciones son ácidas o básicas:

CAPITULO II: METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN.

$$\text{si } [H^+] \geq [OH^-] \Rightarrow C_n(pH) \geq 0 \Rightarrow B_1 = \frac{1}{2} \left(\frac{C_n pH}{\sqrt{C_n^2 + 4K_w}} + 1 \right) \quad \text{Ec. 51}$$

$$\text{si } [H^+] < [OH^-] \Rightarrow C_n(pH) < 0 \Rightarrow B_2 = -\frac{[H^+]^2}{2 \times K_w} \left(\frac{C_n pH}{\sqrt{C_n^2 + 4K_w}} + 1 \right) \quad \text{Ec. 52}$$

La derivada de $C_n(pH)$ se deduce a partir de la ecuación 47, de la siguiente forma:

$$\frac{dC_n(pH)}{dt} = \frac{d(\bar{S}^t \times \bar{F} \times \bar{C})}{dt} = \left(\frac{d\bar{S}^t}{dt} \times \bar{F} \times \bar{C} \right) + \left(\bar{S}^t \times \frac{d\bar{F}}{d[H^+]} \times \bar{C} \right) \times \frac{d[H^+]}{dt} \quad \text{Ec. 53}$$

La derivada de la matriz F, será la derivada con respecto a $[H^+]$ de cada componente de la matriz, y se puede expresar como.

$$\frac{d\bar{F}}{d[H^+]} = \bar{F}' = (f'_{ij}) = \left(\frac{df'_{ij}}{d[H^+]} \right) \quad \text{Ec. 54}$$

La derivada de la concentración $[H^+]$ respecto al tiempo se deduce reemplazando la ecuación 52 en la ecuación 50:

$$\frac{d[H^+]}{dt} = B \times \left\{ \left(\frac{d\bar{S}^t}{dt} \times \bar{F} \times \bar{C} \right) + \left(\bar{S}^t \times \bar{F}' \times \bar{C} \right) \times \frac{d[H^+]}{dt} \right\} \quad \text{Ec. 55}$$

De aquí se deduce la ecuación diferencial ordinaria de la variable $[H^+]$

$$\frac{d[H^+]}{dt} = \frac{B \times \left(\frac{d\bar{S}^t}{dt} \times \bar{F} \times \bar{C} \right)}{1 - B \times \left(\bar{S}^t \times \bar{F}' \times \bar{C} \right)} \quad \text{Ec. 56}$$

El pH se calcula, finalmente, a partir de la concentración de $[H^+]$.

$$pH = -\log_{10}[H^+] \quad \text{Ec. 57}$$

Con la expresión 56 se puede introducir el pH como variable de estado en el sistema de ecuaciones diferenciales ordinarias del modelo general.

2.3 Inclusión del algoritmo de simulación del pH en un modelo dinámico estructurado de digestión anaerobia previo.

Para facilitar la escritura se ha utilizado la notación matricial, definiendo el subíndice j , que hace referencia al estado de ionización, siendo $j = 3-k$, donde k es la carga con su signo. La concentración total, suma de las diferentes componentes, se escribe:

$$S_j = \sum_{k=+2,-3} S_j^k = \sum_{j=1,6} S_{ij}, \text{ con } j = 3 - k \quad \text{Ec.58}$$

La concentración de cada estado de ionización se calcula en función del pH y de la concentración total de cada sustancia. Se pueden expresar como el producto de la concentración total S_i y de un factor f_{ij} , función del pH (H^+) y de las constantes de disociación aparente, que, a su vez, son función de la temperatura:

$$S_i^k = S_{ij} = S_i \times f_{ij} \quad \text{Ec.59}$$

S será el vector de concentraciones totales, con tantos elementos, n , como variables intervengan en el sistema. La matriz F , estará compuesta por los factores f_{ij} , y tendrá el mismo número de filas que el vector S (n) y tantas columnas como estados de ionización posibles, m . Se define un vector adicional, C , de m elementos, de factores de ponderación de las concentraciones en función de la carga.

$$\begin{cases} \bar{F} = f_{ij} = \frac{S_{ij}^{\bar{S}=S_i}}{S_i} = \frac{S_{ij}}{\sum_{j=1}^m S_{i,j}} ; & 1 \leq i \leq n ; 1 \leq j \leq m \\ \bar{C} = C_j = j - 3 = -k \end{cases} \quad \text{Ec. 60}$$

La matriz F completa, compuesta por los elementos f_{ij} .

Este tipo de notación matricial puede resultar muy útil para facilitar la comprensión del modelo y su posterior ampliación. Se ha encontrado una referencia reciente que utiliza una

CAPITULO II: METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN.

notación similar en un estudio del proceso de transferencia líquido-gas en sistemas anaerobios.

Simulación de la transferencia líquido-gas.

Para la simulación del proceso de transferencia de gases se utilizó la teoría de la doble capa, determinando el caudal en función del gradiente entre la concentración en el líquido y la concentración de equilibrio en la capa límite.

La concentración en la capa límite o de equilibrio se expresa como el producto de la correspondiente presión parcial en la fase gaseosa y la constante de solubilidad de Henry.

La ecuación general, que permite estimar el caudal de gas, está definida por:

$$N_{g,i} = k_{La} \times V_L \times (S_i^0 - S_i^*) = K_{La} \times V_L \times (S_i \times f_{ij} - H_{ei} \times p_i) \quad \text{Ec. 61}$$

Donde N_{gi} es el flujo de moles de la sustancia i que pasan de la fase líquida a la fase gaseosa; S_i^0 es la concentración la sustancia i no ionizada o volátil; f_{ij} es el factor que relaciona la concentración del estado de ionización j (en este caso 3) con concentración total en el medio líquido;

S_i^* es la concentración en el equilibrio, según la ley de Henry; p_i es la presión parcial de la sustancia i en el espacio de cabeza y H_{ei} es la constante de Henry, que a su vez depende de la temperatura; V_L es el volumen de líquido y K_{La} es la velocidad de transferencia líquido-gas (d-1), considerada constante para cada sustancia.

La tasa de transferencia líquido-gas r_{gi} , para la sustancia i , queda definida por la siguiente expresión:

$$r_{g,i} = -\frac{N_{g,i}}{V_L} = K_{La} \times (S_i \times f_{i,3} - H_{ei} \times p_i) \quad \text{Ec. 62}$$

El coeficiente de Henry (H_{ei}) depende de la temperatura. Se calcula, para NH_3 y CO_2 mediante una expresión polinómica, tomada de Angelidaki et al. (1993).

CAPITULO II: METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN.

Los valores de los coeficientes de ambas expresiones, se muestran en la Tabla 15.

$$He_i = A_i + B_i \times T + C_i \times T^2 + D_i \times T^3 \quad Ec. 63$$

$$\ln(He_i) = A_i + \frac{B_i}{\frac{T(^{\circ}C)+273}{100K}} + C_i * \ln\left(\frac{T(^{\circ}C) + 273}{100K}\right) \quad Ec. 64$$

2.4 Codigestión de purín con residuos industriales. Ensayos de viabilidad en discontinuo.

La digestión anaerobia de purines de cerdo puede ser una buena opción para la revalorización económica de estos residuos. Aunque la digestión anaerobia termofílica es más eficiente que la mesofílica, presenta algunas limitaciones, como menos estabilidad y un mayor efecto de algunos inhibidores. El principal inhibidor de la digestión anaerobia de purines de cerdo es el amoníaco libre.

Con el objetivo de mejorar la producción de metano, se realizaron ensayos de viabilidad en discontinuo de mezclas de purín con residuos de la industria agroalimentaria, como residuos de la elaboración de pulpa de guayaba y cachaza. Se llevo a cabo una serie de experimentos en discontinuo, con el objetivo de determinar el máximo potencial de metano y la biodegradabilidad de estos residuos. El experimento fue desarrollado a temperatura ambiente (28 °C).

Codigestión de purín con residuos industriales.

El término codigestión se emplea para expresar la digestión anaerobia conjunta de dos o más substratos de diferente origen. La principal ventaja radica en el aprovechamiento de la sinergia de las mezclas, compensando las carencias de cada uno de los substratos por separado.

La digestión anaerobia de mezclas de diferentes tipos de residuos ha dado buenos resultados a escala laboratorio y en algunos casos a escala industrial, tal y como se recoge en la literatura internacional. Se han encontrado buenos resultados para mezclas de varios

CAPITULO II: METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN.

tipos de residuos de industrias cárnicas y mataderos, ricos en grasas, consiguiendo altas producciones de metano, del orden de $47 \text{ m}^3/\text{m}^3$ de residuo introducido.

También ha dado buenos resultados la codigestión de lodos de depuradora y la fracción orgánica de residuos municipales, FORM y la mezcla de residuos sólidos urbanos, principalmente a base de restos de vegetales, y aguas residuales urbanas, así como de lodos de depuradora y residuos de frutas y vegetales.

La codigestión de residuos ganaderos y residuos orgánicos en sistemas de mezcla completa es una metodología exitosa tanto en régimen termofílico como en el mesofílico. En Dinamarca funcionan alrededor de 35 plantas centralizadas de producción de biogás, que se empezaron a implantar en los años ochenta, lo que ha posibilitado el tratamiento combinado de residuos ganaderos y residuos orgánicos procedentes de la industria alimentaria, de plantas depuradoras de aguas residuales urbanas, residuos de mataderos y la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos.

Los residuos urbanos e industriales suelen contener altas concentraciones de materia orgánica fácilmente degradable, por lo que presentan un mayor potencial de producción de biogás que los residuos ganaderos, de 30 a $500 \text{ m}^3/\text{ton}$.

Ensayos de viabilidad en discontinuo.

Tradicionalmente los ensayos de digestión anaerobia han seguido siempre un esquema que pasa en primer lugar por test sencillos de biodegradabilidad y/o toxicidad en discontinuo, posteriormente, ensayos de biodegradabilidad en continuo y/o ensayos en continuo a escala laboratorio, y finalmente ensayos en planta piloto.

Los ensayos son de biodegradabilidad, para medir el potencial de degradación anaerobia del sustrato, o ensayos de toxicidad, que consiste en mantener la concentración de tóxico en el medio, y son útiles para conocer el potencial de producción de metano o la toxicidad de un determinado componente del sustrato, pero no proporcionan información acerca del comportamiento en condiciones reales del sustrato, con la posible presencia de tóxicos no conocidos, o con una concentración relativamente baja de microorganismos.

CAPITULO II: METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN.

Para estudiar la viabilidad de las mezclas de residuos, diversos autores han utilizado otro tipo de experimentos en discontinuo, similares a los ensayos de biodegradabilidad y toxicidad empleados, pero con menor concentración inicial de inóculo, de forma que no se enmascaran los posibles efectos inhibidores. Así se consigue, con un único ensayo, una primera aproximación a la viabilidad del proceso, y realizando determinaciones analíticas de ácidos grasos volátiles a lo largo del experimento, se puede llegar a establecer la posible causa de la existencia del problema, observado mediante la producción de gas, pudiendo determinar cual es la etapa limitante del proceso. El tipo de ensayo de viabilidad que se propone realizar en el presente estudio, ha sido utilizado previamente, habiendo obtenido resultados satisfactorios para estudios de mezclas, permitiendo definir, además, el rango de proporción de mezcla con mayores producciones de metano obtenido.

Para validar los resultados obtenidos en discontinuo, así como para definir una serie de parámetros adicionales de gran importancia, como la velocidad de carga orgánica, velocidad en que se debe introducir el cambio de substrato en el reactor, es necesario realizar ensayos en continuo a escala piloto laboratorio.

Antes del paso a escala industrial, será conveniente realizar una validación de los resultados obtenidos a escala piloto industrial, que presenta la ventaja de poder trabajar con los mismos residuos que la planta industrial, con los mismos problemas de variabilidad, de falta de homogeneización, etc.

La planta piloto industrial permite, además, ensayar diferentes parámetros operacionales que pueden tener gran importancia en el reactor real, como parámetros de diseño y forma del reactor, eficiencia del sistema de agitación, necesidades energéticas, etc.

2.4.1 Objetivos particulares de los ensayos en discontinuo.

El objetivo general de este experimento fue el estudio del proceso de digestión anaerobia de purines de cerdo y de la codigestión de éste con residuos orgánicos de la industria agroalimentaria en discontinuo. Para la consecución de este objetivo general se plantearon los siguientes objetivos particulares:

CAPITULO II: METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN.

1. Realizar un estudio del proceso anaerobio de mezclas de purín con residuos orgánicos procedentes de la industria agroalimentaria, tanto en discontinuo como en continuo, con diferentes proporciones de mezcla.
2. Realizar una Comparación de la eficiencia del proceso anaerobio en los rangos mesofílico y termofílico.
3. Elaborar una metodología de trabajo sencilla y rápida en discontinuo, que proporcione suficiente información sobre la viabilidad técnica del proceso anaerobio con un nuevo substrato o mezclas de substratos.
4. Elaborar estrategias con el objetivo de reducir la duración de la fase de puesta en marcha, para los rangos mesofílico y termofílico.
5. Evaluar el impacto económico de los resultados de la propuesta.

Se desarrollaron dos experimentos simultáneamente a temperatura ambiente (28°). A esta temperatura se realizó un blanco consistente en la digestión del inóculo con agua para estimar la producción de gas a partir de la materia orgánica contenida en el inóculo.

2.5 Efecto de las mezclas de residuos ganadero-agrario-industrial.

2.5.1 Materiales y métodos

Se utilizaron cuatro recipientes plásticos cerrados como reactores simulando el proceso anaerobio de la mezcla, con una capacidad de 25 l, se conformo una mezcla compuesta por varios substrato, como excreta de cerdo, residuo de guayaba procedente de la agroindustria, hojas secas, cachaza, entre otras.

Por no disponer de un sistema en continuo en el momento de comenzar el ensayo, el inóculo se preparó digiriendo en discontinuo una mezcla de purín de cerdo y residuo de la agricultura e industrial. La mezcla se digirió a las dos temperaturas (28 °C y 35 °C) en discontinuo, tomando como base de eficiencia la literatura en la proporción de CH₄/CO₂ aproximadamente un 60 % / 40 %.

CAPITULO II: METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN.

Se utilizaron diferentes substratos, entre ellos se encuentran los residuos de la elaboración de pulpa de guayaba obtenida en la fábrica “los Camilito”, cascarilla de huevo recolectada de la dulcería “la Deliciosa”, hojas de árboles y cachaza de la industria azucarera. El tiempo de retención del experimento fue de 39 días.

2.5.2 Diseño del experimento.

El diseño de los experimentos fue el que se muestra en la Tabla 17.

Tabla 17. Diseño de los experimentos. (2 repeticiones por cada tratamiento)

Experimento 1: Diluciones de purín de cerdo.

Experimento 1

Expt.	T ^a (°C)	% Purín	% H ₂ O
1,1	28 y 35	100	0
1,2	28 y 35	100	100

Experimento 1

Expt.	T ^a (°C)	% Purín	% H ₂ O
1,3	28 y 35	100	200
1,4	28 y 35	100	300

Experimento 2: Codigestión de purín con residuo de guayaba.

Experimento 2

Expt.	T ^a (°C)	% Purín	% R guayaba	% H ₂ O
2,1	28	50	50	100
2,2	28	20	80	300

CAPITULO II: METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN.

Experimento 2

Expt.	T^a (°C)	% Purín	% R guayaba	% H₂O
2,3	35	50	50	100
2,4	35	20	80	300

Experimento 3: Codigestión de purín con mezclas de residuos agrícolas.

Experimento 3

Expt.	T^a (°C)	% Purín	% R agrícola	% H₂O
3,1	28	50	50	100
3,2	28	20	80	300

Experimento 3

Expt.	T^a (°C)	% Purín	% R agrícola	% H₂O
3,3	35	50	50	100
3,4	35	20	80	300

Experimento 4: Residuos agrícolas.

Experimento 4

Expt.	T^a (°C)	% Purín	% R agrícola	% H₂O
4,1	28	0	100	100
4,2	28	0	100	300

Experimento 4

Expt.	T^a (°C)	% Purín	% R agrícola	% H₂O
4,3	35	0	100	100
4,4	35	0	100	300

Experimento 5: Codigestión de purín de cerdo y mezclas de residuos agroindustrial.

Experimento 5

Expt.	T ^a (°C)	% Purín	% R guayaba	% R. agrícola	% H ₂ O
5,1	28	25	25	50	100
5,2	28	25	25	50	300

Experimento 5

Expt.	T ^a (°C)	% Purín	% R guayaba	% R. agrícola	% H ₂ O
5,3	35	25	25	50	100
5,4	35	25	25	50	300

2.5.3 Métodos analíticos

Explicado en los epígrafes anteriores. Determinado en análisis de laboratorio:

- Sólidos totales y volátiles.
- Demanda química de oxígeno (DQO).
- pH.
- Composición de biogás, CH₄ y CO₂.

2.5.4 Desarrollo y seguimiento de los ensayos discontinuos.

Se realizaron cinco repeticiones de cada tratamiento. Por no disponer de un sistema en continuo en el momento de comenzar el ensayo, el inóculo se preparó digiriendo en discontinuo una mezcla de purín y residuo de guayaba.

La mezcla se digirió a las dos temperaturas (28 °C y 35 °C) en discontinuo hasta evaluar que la proporción de CH₄/CO₂ sea aproximadamente un 60 % / 40 %, según indica la literatura consultada.

CAPITULO II: METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN.

Periódicamente se analizó la composición del espacio de cabeza y se tomaron muestras de la fracción líquida. Tanto al inicio de la digestión como al final de la misma se realizó una analítica completa de las muestras incluyendo: Sólidos Totales (ST) y Volátiles (SV), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Nitrógeno Kjeldahl (Nk), Nitrógeno amoniacal (NH_4^+), pH y alcalinidad.

2.5.5 Metodología de cálculos.

Cálculo de la producción de gas acumulada.

La producción de gas acumulada se calculó a partir de la composición y presión del mismo. Se asumió que se cumplía la ley de los gases perfectos.

Se observó un fenómeno no carente de interés, donde horas posteriores al vaciado se producía una mayor producción de gas. La hipótesis planteada es que el aumento de la presión del espacio de cabeza hace que el equilibrio líquido-gas se desplace hacia la fase líquida pudiendo, incluso, provocar la inhibición de la acetogénesis por CO_2 (Hansson y Molin, 1981), de forma que al vaciar, baja la concentración de CO_2 y se reactiva el proceso de metanogénesis.

La producción de metano se expresó en unidades de ml de CH_4 a 20 °C y presión 1 atmósfera. Se puede hacer fácilmente la transformación a volumen. Estándar (0 °C y 1 atmósfera), multiplicando el valor obtenido por el factor 0.932.

Cálculo de índices de producción de metano.

La producción de metano por si sola no resulta un buen parámetro de comparación, ya que dependerá de la forma en que se ha realizado el experimento, del tipo de substrato empleado, etc. Por ello se utilizarán varios índices que permitirán la comparación y el estudio de la eficiencia del proceso.

Volumen de gas acumulado (M).

Este es el parámetro más utilizado, a pesar de no proporcionar información por sí sólo, pero tiene una gran importancia como medida del potencial de producción. Dado que todos los tratamientos se realizaron utilizando una misma metodología, es un índice de valor a nivel comparativo dentro de este conjunto de experimentos. Para compararlo con resultados de otros autores u otros estudios se deberá hacer siempre referencia a la metodología del ensayo y sobre todo al volumen del reactor y cantidad de sustrato e inóculo empleado. El cálculo de este índice se realizó substrayendo la media del volumen acumulado de biogás/metano, para cada temperatura, al volumen acumulado (V) de cada una de las repeticiones de cada tratamiento. El cálculo de este índice se efectuó cada día en que se midió el gas, obteniéndose la evolución de la producción de gas acumulada (biogás, metano y dióxido de carbono).

Las muestras tomadas para análisis en laboratorio se realizo en condiciones normales y posteriormente en condiciones experimentales según metodología.

$$M = V_t - V_{Blanco,t} \quad Ec. 64$$

Volumen de gas respecto a la masa inicial de sustrato (M').

Este parámetro estima la producción de gas (metano o biogás) por unidad de masa de sustrato, y es necesario para comparar los resultados con los obtenidos por otros autores.

$$M' = \frac{Masa}{Masa\ de\ sustrato} \quad Ec. 65$$

Volumen de gas respecto a la cantidad de materia orgánica inicial (B).

Este es un parámetro mucho más universal ya que se elimina el factor tamaño del reactor o cantidad de sustrato añadido, pero sobre todo es interesante para comparar la biodegradabilidad de cada sustrato, independientemente del contenido de materia orgánica. Consiste en calcular el volumen de biogás o metano producido por cada gramo de materia orgánica añadida (medida como sólidos volátiles o DQO). Este índice se calcula

CAPITULO II: METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN.

como el volumen neto de producción de biogás o metano (M) dividido por la cantidad total de sólidos volátiles añadidos (resultado de multiplicar la concentración por la masa total de substrato en el reactor). Se calculó tanto para el biogás acumulado como para el metano y el dióxido de carbono.

$$B_t = \frac{M}{Masa \times [C]} = \frac{M'}{[C]} \quad Ec. 66$$

Donde C es la concentración de SV o DQO inicial.

La estimación de los parámetros producción potencial y velocidad específica de producción de metano tiene gran interés para comparar diferentes tratamientos y para relacionar la evolución de estas variables con otros parámetros del proceso, por ejemplo para comparar la velocidad específica de producción de metano con la concentración de amonio o amoníaco libre.

Con el objetivo de comparar las curvas de producción de gas para los diferentes tratamientos se buscó un modelo simple capaz de simular la producción de gas en discontinuo en la mayoría de los casos y poder realizar comparaciones. Varios modelos han sido empleados en la bibliografía con este objetivo, la mayoría basados en cinéticas de primer orden.

$$\frac{dM}{dT} = -k \times (M_0 - M) \quad Ec. 67$$

Donde M_0 es la producción potencial y K es la constante de velocidad. Al integrar, la curva de producción de metano acumulada viene dada por:

$$M = M_0 * (1 - e^{(-k*t)}) \quad Ec. 68$$

La misma ecuación podría aplicarse al índice de producción acumulada respecto al volumen de substrato inicial o respecto al contenido de sólidos volátiles iniciales (B y B_0).

CAPITULO II: METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN.

La utilización de este tipo de expresiones puede ajustarse suficientemente bien a los datos experimentales de ensayos en discontinuos de substratos complejos, si no existe desfase inicial en la producción de gas (fase lag), pero en el caso contrario podría dar valores erróneos en la estimación de la velocidad de producción de metano (Veeken y Hamelers, 1999). En el presente trabajo, fue necesario emplear otro tipo de expresiones que incluyen como un parámetro más la duración del desfase inicial, eligiéndose la ecuación de Gompertz,

$$M = M_0 * e^{\left(-e^{\left(\frac{K * e}{M_0} * (\lambda - t) + 1\right)}\right)} \quad \text{Ec. 69}$$

Con M producción acumulada de metano, en ml CH₄; M₀, producción potencial acumulada de metano, en ml CH₄; K, velocidad de producción de metano, en ml CH₄/día; λ (duración de la fase lag, en días; t es tiempo, en días; y e = exp (1). Lay et al. (1997) utilizaron esta expresión para estimar la producción potencial y la velocidad de producción de metano en ensayos discontinuos con substratos de alto contenido en sólidos, encontrando que la ecuación de Gompertz era la que mejor simulaba el comportamiento de estos sistemas, alcanzando unos coeficientes de regresión muy altos.

La misma expresión se ajustó a los datos del índice de producción acumulada respecto a sólidos volátiles (B) para anular el efecto de contenido inicial de materia orgánica, cambiando las unidades: B y B₀ en ml de CH₄/g SV, R_{en} ml de CH₄/g SV*día.

$$B = B_0 * e^{\left(-e^{\left(\frac{R * e}{B_0} * (\lambda - t) + 1\right)}\right)} \quad \text{Ec. 70}$$

Para eliminar el efecto de la concentración inicial de substrato sobre la velocidad de producción de metano, se estimó un nuevo parámetro, que denominaremos velocidad específica de producción de metano (R'), en unidades de T-1, calculado de la siguiente forma:

$$R' = \frac{R * e}{B_0} \quad \text{Ec. 71}$$

CAPITULO II: METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN.

Se determinaron los parámetros para cada una de las repeticiones de cada tratamiento, y posteriormente se realizó un análisis de varianza de los coeficientes obtenidos. El análisis de regresión se realizó mediante el paquete estadístico Stat-Graphics, realizando el ajuste por mínimos cuadrados con un nivel de confianza del 95 %. El análisis de varianza se realizó siguiendo el mismo método que el resto de parámetros analizados.

Índice de acidificación, metanogénesis y biodegradabilidad.

El índice de biodegradabilidad es un índice que permite determinar la fracción de DQO de un determinado residuo que puede ser degradada por vía anaerobia (Field et al., 1 988). La biodegradabilidad se determina mediante un test de biodegradabilidad, que requiere unas determinadas concentraciones de DQO, de cantidad mínima de lodo y de ausencia de tóxicos, que no se cumplieron en el presente estudio. Sin embargo los parámetros que determinan la biodegradabilidad pueden ser calculados, teniendo especial interés para la comparación de los diferentes substratos y proporciones de mezclas entre ellos. Los índices de acidificación y metanización pueden ser útiles para comparar la eficiencia de dichos procesos, y para estudiar la influencia de otros factores, como la presencia de tóxicos.

El cálculo se basa en la utilización de unidades de DQO para la expresión de todos los parámetros. Los índices calculados son (Field et al., 1 988):

Índice de metanización (% M):

$$\text{donde } DQO_{CH_4} = \frac{mL_{CH_4(20\text{ }^\circ C)}}{376} ; \%M = 100 \frac{DQO_{CH_4}}{DQO_{inf}} \quad \text{Ec. 72}$$

Índice de acidificación (% A):

$$\%M = 100 \times \frac{(DQO_{CH_4} + DQO_{AGV, sfl})}{DQO_{inf}} \quad \text{Ec. 73}$$

Biodegradabilidad (% BD):

$$\begin{aligned} \%BD &= \%A + \%Cel ; \%BD \\ &= \%A + \frac{Y_A}{(1 - Y_A)} \times \left(\%A - 100 \frac{DQO_{AGV inf}}{DQO_{inf}} \right) + \frac{Y_M}{(1 - Y_M)} \\ &\times \%M \quad \text{Ec. 74} \end{aligned}$$

CAPITULO II: METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN.

donde $Y_A=0.196$ g DQO_{cel}/g DQO_{cons.} y $Y_M=0.028$ g DQO_{cel}/g DQO_{cons.}

Los parámetros DQO_{AGB, efl}, DQO_{AGV, inf}, se calculan a partir de la composición en AGV, a partir de las relaciones dadas en la Tabla 18. Los valores de DQO son los correspondientes a la materia total en el vial. Los valores de concentración medidos se han de multiplicar por la masa total de substrato (50 g).

Caracterización de los substratos utilizados.

El purín utilizado procedió de La Unidad de Producción Genética Porcina, la cual se encuentra enclavada en el poblado de Venta del Río a 7 km de la Ciudad de Cienfuegos, perteneciente al Municipio de Cienfuegos.

Se trata de una granja que cuenta con una capacidad para 2 373 animales, entre ellos figuran verracos, reproductoras, crías entre otros. La alimentación de los animales es a base de pienso, que consta con un alto contenido en fibra y en proteína, lo que influye grandemente en las características del purín. El purín utilizado fue recogido de una fosa de recolección del mismo antes de llegar al sistema de tratamiento.

El residuo de guayaba procedió de la industria dedicada a la elaboración de pulpa de frutas “Los Camilito”, situada en el término municipal de Cienfuegos, provincia de Cienfuegos. Se trata de un residuo de aspecto sólido con un alto contenido en humedad (alrededor del 65 %) y un alto contenido en sólidos volátiles, del orden de un 98% de los sólidos totales.

La cachaza procedió de la industria dedicada a la producción de azúcar, situada en el batey “14 de Julio”, perteneciente al municipio de Rodas. Se trata de un residuo de aspecto sólido con un alto contenido en humedad y un alto contenido en sólidos volátiles.

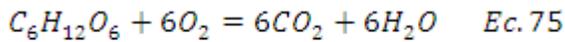
La concentración de los compuestos nitrogenados fue mucho más alta en el purín que en los otros dos residuos, especialmente la concentración de nitrógeno amoniacal. Sin embargo la concentración de materia orgánica, medida tanto en unidades de DQO como de SV fue mucho más alta en los residuos industriales que en el purín.

CAPITULO II: METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN.

Una de las principales consecuencias de añadir estos tipos de cosubstratos fue el aumento de la materia orgánica “disponible” para la degradación, y susceptible de ser convertida en metano. Sin embargo, el tipo de materia orgánica añadida fue muy diferente para cada uno de los dos cosubstratos.

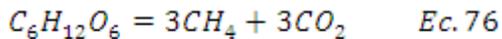
Cálculo de las concentraciones finales de los parámetros físico-químicos.

La oxidación de la glucosa se expresa como:



La ecuación indica que para oxidar totalmente un mol (180 g) de glucosa se necesitan 6 moles de oxígeno, es decir, $6 \times 32 = 192$ g de oxígeno.

La ecuación que describe el proceso de descomposición anaerobia, creando el metano de glucosa, se expresa de la manera siguiente:



$(180 \text{ g}) \rightarrow 3 \times 22,4 \times 103 \text{ ml}$

La ecuación señala que un mol (180 g) de glucosa al descomponerse totalmente dará $3 \times 22,4 \times 103$ ml de metano.

Como la demanda química de oxígeno (DQO) de 180 g de glucosa es 192 g, ello indica que la productividad de crear metano de 1 g de DQO en $3 \times 22,4 \times 103 / 192 = 350$ ml, a 0°C y a 1 atm.

Si el análisis se hace a 25°C y a 1 atm, que son las condiciones promedio de Cuba según literatura, entonces:

1 g de DQO nos daría $3 \times 24,4 \times 103 / 192 = 381,2$ ml, a 25°C y 1 atm.

CAPITULO II: METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN.

Con la ley de los gases ideales, se calcula el volumen de metano a una temperatura y una presión, entonces, a 25 °C:

$$P \times V = n \times R \times T \quad \text{Ec. 77}$$

$$V = n \times \frac{R \times T}{P} \quad \text{Ec. 78}$$

Considerando 1 mol de CH₄:

$$V = ((1,0 \text{ mol} \times (0,082 \text{ l-atm/}^\circ\text{K-mol}) \times (298 \text{ }^\circ\text{K})) / 1 \text{ atm}$$

$$V = 24,4 \text{ ml}$$

Entonces, 1 kg de DQO nos reporta 381,2 l de metano; pero el biogás es metano más otros gases, en lo fundamental CO₂. Si consideramos el biogás como 60 % de CH₄ y 40 % de CO₂, entonces podemos afirmar que por cada kg de DQO destruido en el digestor, se formarán:

$$381,2 \times 100 / 60 = 635,3 \text{ l de biogás}$$

Por cada kg de DQO destruido dentro del digestor de biogás se puede esperar una producción de 635,3 l de biogás. La alimentación, las condiciones de cría y otros aspectos pueden hacer variar considerablemente las características de las excretas y su magnitud, pero nuestra experiencia, en las condiciones cubanas, nos induce a escoger estos parámetros:

- Peso de la excreta más orine: 5 % del peso vivo de la masa porcina.
- DQO: 60 g/l.

Consideramos que un litro de excreta = 1 kg

Entonces, si tenemos 2 864 animales en el corral y en su conjunto pesan 160 864 kg, puede esperarse:

$$160 \ 864 \times 0,05 = 8043,2 \text{ kg de excreta}$$

Y, ¿cuál sería la carga contaminante en términos de DQO y expresada en kg?

CAPITULO II: METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN.

$$(8043,2 \times 60) / 1\ 000 = 482,6 \text{ kg}$$

Es decir, la masa porcina (2864 animales con un peso vivo total de 160 864 kg) vierte al medio todos los días el equivalente a 482,6 kg de DQO.

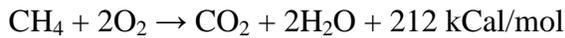
Entonces, la expresión que proponemos para definir la posible producción de biogás, es:

$$((\text{DQO (en kg)} \times 635,3) / 1\ 000) \times 0,60 = \text{m}^3 \text{ de biogás producido.}$$

Estamos considerando 60 % de eficiencia en la fermentación anaerobia dentro del digestor, un régimen mesófilo, unos 25 °C con digestión no controlada, en condiciones termófilas éste puede variar y llegar incluso a 85 % y más.

$$((482,6 \times 635,3) / 1\ 000) \times 0,60 = 183,95 \text{ m}^3 \text{ de biogás/día}$$

Consideremos la combustión del metano:



$$1 \text{ mol} = 24,4 \text{ l (a } 25 \text{ °C)}$$

$$1 \text{ m}^3 = 1\ 000 \text{ l}$$

$$1 \text{ m}^3 = 40,98 \text{ mol}$$

$$212 \text{ kCal/mol} \times 40,98 \text{ mol/m}^3 = 8\ 687,76 \text{ kCal/m}^3$$

Como estamos considerando un biogás de 60 % de CH₄ y 40 % de CO₂:

$$8\ 687,76 \times 0,60 = 5\ 212,65 \text{ kCal/m}^3$$

Como 1 kWh = 860 kCal:

$$5\ 212,65 / 860 = 6,06 \text{ kWh}$$

Entonces, 1 m³ de biogás (60 % de CH₄ y 40 % de CO₂) tiene una energía de 6,06 kWh.

Por lo general, la eficiencia se ve afectada al convertirla, por lo que se suele utilizar para la energía eléctrica 30 % y para la térmica 50 %.Entonces:

$$\text{Energía eléctrica de } 1 \text{ m}^3 \text{ de biogás} = 6,06 \times 0,30 = 1,81 \text{ kWh}$$

$$\text{Energía térmica de } 1 \text{ m}^3 \text{ de biogás} = 6,06 \times 0,50 = 3,03 \text{ kWh.}$$

CAPITULO II: METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN.

Evaluemos, entonces, nuestra masa porcina (160 864 kg de peso vivo):

Biogás a producir = $183,95 \text{ m}^3/\text{día}$.

Eléctrica = $183,95 \times 1,81 = 332,9 \text{ kWh/día}$

Térmica = $183,95 \times 3,03 = 557,4 \text{ kWh/día}$

Eliminación de DQO = $183,95 / 0,6353 = 289,5 \text{ kg/día}$.

Formación de metano y CO_2 en el biogás:

Biogás $183,95 \text{ m}^3$ de ello $183,95 \times 0,60 = 110,37 \text{ CH}_4$ y $183,95 \times 0,40 = 73,58 \text{ CO}_2$.

Capítulo III: ANALISIS Y RESULTADOS

3.1 Experimento 1. Diluciones de purín de Cerdo a tres proporciones de agua.

Evolución del contenido en materia orgánica.

Al diluir el purín se provocó la correspondiente dilución de materia orgánica, medida como sólidos volátiles o como demanda química de oxígeno. El análisis estadístico se realizó como factorial triple en el que los factores principales son el nivel de dilución, la temperatura y el tiempo. El efecto tiempo se introdujo para comparar las concentraciones iniciales y finales.

Durante la digestión se produjo la disminución de los sólidos totales y volátiles (Tabla 19 y Tabla 20), encontrando que a todos los niveles de dilución y a las dos temperaturas las diferencias fueron significativas a un nivel de significación del 1 %. Al final de la digestión se detectaron diferencias significativas entre temperaturas para todos los niveles de dilución.

En el rango mesofílico no se detectaron diferencias significativas en el porcentaje de eliminación de sólidos totales para los niveles de dilución, mientras que en el termofílico, fueron diferentes (Tabla 19). Los mismos resultados, pero con diferencias más claras, se obtuvieron al analizar la eliminación de sólidos volátiles (Tabla 20), indicando que no hubo ningún efecto de inhibición. Sin embargo, a 35 °C hubo un importante incremento en la eliminación conforme aumentó la dilución, lo que confirma la inhibición en el rango termofílico, atribuida al nitrógeno amoniacal.

Tabla 19. Concentraciones medias y eliminación de sólidos totales en el experimento 1.

Tratamiento	Sólidos Totales (ST) mg/L			Eliminación ST (%)	
	Inicial	Final 28 °C	Final 35 °C	28 °C	35 °C
1,1	7 916	7 560	7 270	4,49	8,16
1,2	7 647	7 218	6 840	5,61	10,55

CAPITULO III: ANALISIS Y RESULTADOS

1,3	7 668	7 225	6 842	5,77	10,77
-----	-------	-------	-------	------	-------

En el tratamiento 1,1 la relación excreta de cerdo / agua 1:1, en el tratamiento 1,2 la relación es de 1:2 y el tratamiento 1,3 la relación es de 1:3. La relación 1:1 quiere decir 1 kg de excreta de cerdo por 1 kg de agua.

Tabla 20. Concentraciones medias y eliminación de sólidos volátiles en el experimento 1.

Tratamiento	Sólidos Volátiles (SV) mg/L			Eliminación SV (%)	
	Inicial	Final 28 °C	Final 35 °C	28 °C	35 °C
1,1	5 822	5 360	5 070	7,93	12,92
1,2	5 065	4 225	3 842	16,58	24,14
1,3	5 051	4 202	3 835	16,80	24,07

Los valores iniciales y finales de DQO (Tabla 19) fueron diferentes a todos los niveles de dilución en el rango mesofílico, pero no en el termofílico, en el que tan sólo se encontraron diferencias en los tratamientos más diluidos.

Por otro lado, para todos los tratamientos, no se encontraron diferencias significativas en el DQO final, ni en la eliminación de DQO, entre las dos temperaturas. La DQO inicial no se pudo diferenciar entre los diferentes tratamientos, debido a la gran variabilidad de las repeticiones.

La mayor eliminación de SV y ST a 35 °C no se corresponde con los valores de eliminación de DQO obtenidos (Tabla 19, Tabla 20 y Tabla 21), ni, como se verá más adelante, con los valores de producción de metano, que fueron mayores en el rango mesofílico. Además, todos los valores de eliminación de materia orgánica son más bajos de lo que correspondería a la producción de metano medida. Las causas de estas discrepancias pueden estar, por un lado, en el error analítico, que puede ser diferente en función de la temperatura debido a la diferente viscosidad.

También pudo influir la extracción periódica de muestras de la fracción líquida, que pudo haber provocado una concentración del substrato a lo largo del experimento. Las

CAPITULO III: ANALISIS Y RESULTADOS

diferencias entre ST/SV y DQO en los rangos mesofílico y termofílico, podrían explicarse, al menos en parte, por la fuerte acumulación de ácidos grasos volátiles del rango termofílico, fruto de la inhibición de la metanogénesis, que no estarían contabilizados en los parámetros ST y SV, debido al procedimiento analítico, y sí en el parámetro DQO.

Tabla 21. Valores medios y eliminación de DQO en el experimento 1.

Tratamiento	DQO (mg O ₂ /L)			Eliminación DQO (%)	
	Inicial	Final 28 °C	Final 35 °C	28 °C	35 °C
1,1	8 004	6 340	6 133	20,78	23,37
1,2	5 193	4 225	3 982	18,64	23,32
1,3	5 087	4 170	3 896	18,03	23,41

Evolución del pH

El purín utilizado mostró un pH bastante alto (Tabla 22), lo que pudo condicionar el desarrollo de todo el proceso. El alto pH unido al alto contenido de amonio provocó altas concentraciones de amoníaco libre (importante inhibidor de la etapa metanogénica). Los valores de la alcalinidad fueron bastante altos, suficiente para el desarrollo de la digestión anaerobia, como muestra la pequeña variación de pH durante el proceso.

Tabla 22. Valores medios iniciales de pH y alcalinidad en el experimento 1.

Tratamiento	pH
1,1 - 1:1	7.42-22.5
1,2 - 1:2	6.76 - 21.9
1,3 - 1:3	6.57 - 21.2

Tabla 23. Valores medios de pH al inicio y al final de la digestión.

Experimento 1					
PH				N-NH ₃ (mg/L)	
Tratamiento	Inicial	Final-28 °C	Final-35 °C	28 °C	35 °C

CAPITULO III: ANALISIS Y RESULTADOS

1,1 – 1:1	8,06	7,70	7,99	294,7	305,8
1,2 – 1:2	7,95	7,54	7,73	178,3	182,8
1,3 – 1:3	7,92	7,52	7,70	173,4	178,2

Evolución de la producción de biogás

Al realizar el análisis estadístico de los resultados obtenidos al final de la digestión se observó que la interacción entre los dos efectos principales (nivel de dilución y temperatura) fue significativa para la producción acumulada, M (ecuación 79), de biogás, CH_4 y CO_2 (Tabla 24), así como para los índices de producción, B (ecuación 80), de biogás, metano y CO_2 respecto a sólidos volátiles iniciales (Tabla 25).

Ecuación 79

$$M = V_t - V_{\text{Blanco},t}$$

Ecuación 80

$$B_t = \frac{M}{\text{Masa} \times [C]} = \frac{M'}{[C]}$$

Tabla 24. Valores medios de la producción acumulada de gas (M) al final del proceso, para las variables biogás, CH_4 y CO_2 , en el experimento 1.

Trat.	M (mL de biogás)		M (mL de CH_4)		M (mL de CO_2)	
	28 °C	35 °C	28 °C	35 °C	28 °C	35 °C
1,1	658,68	436,99	443,13	195,18	215,55	241,81
1,2	546,59	533,78	370,84	297,41	175,75	236,37
1,3	523,41	508,63	361,23	283,62	162,18	225,01

La producción de metano fue significativamente mayor en el rango mesofílico que en el termofílico para todos los tratamientos, tanto en unidades de producción acumulada como el índice de producción respecto a los sólidos volátiles iniciales. Sin embargo la producción

CAPITULO III: ANALISIS Y RESULTADOS

de CO₂ fue mayor a 35 °C, existiendo diferencias significativas entre temperaturas para los tratamientos 1.2 y 1.3 (los más diluidos).

La consecuencia inmediata es la producción de un biogás con un menor contenido en CH₄. En el rango mesofílico está cercano al 70 %, mientras que en el termofílico varía según la dilución, pero está entre un 45 % y un 56 %. La existencia de diferencias significativas a favor del termofílico en la producción de CO₂ hace que los tratamientos 1.1 y 1.2 resulten iguales para las dos temperaturas en cuanto a la producción acumulada de biogás total.

Al comparar la producción acumulada, de biogás y de CH₄, entre los diferentes tratamientos se observa una tendencia diferente para los dos rangos de temperatura considerados. A 28 °C la producción acumulada de metano fue mayor en los tratamientos más concentrados, mientras que a 35 °C la máxima producción se alcanzó para el tratamiento más diluido, siendo éste diferente a un nivel de significación del 5 % de los otros (Tabla 24).

Al comparar el índice de producción de metano respecto a los sólidos volátiles iniciales se eliminaron las diferencias entre niveles de dilución a 28 °C, demostrando que la menor producción acumulada alcanzada por los más diluidos se produjo por la menor cantidad de materia orgánica disponible para la degradación. En cambio, a 35 °C las diferencias se acrecentaron, pudiéndose distinguir claramente los dos tratamientos más concentrados de los dos más diluidos, existiendo, también, diferencias entre ellos (Tabla 25).

Tabla 25. Valores medios de los índices de producción acumulada de gas respecto al contenido inicial de sólidos volátiles (B), para las variables biogás, CH₄ y CO₂, en el experimento 1.

Trat.	B (mL biogás/g SV)		B (mL CH ₄ /g SV)		B (mL CO ₂ /g SV)	
	28 °C	35 °C	28 °C	35 °C	28 °C	35 °C
1,1	223,16	148,05	150,13	66,13	73,0	81,93
1,2	231,48	226,06	157,05	125,95	74,43	100,10
1,3	231,67	226,15	156,92	125,83	74,75	100,32

CAPITULO III: ANALISIS Y RESULTADOS

Tanto en el rango termofílico, como en el mesofílico, no se detectaron diferencias significativas entre los diferentes niveles de dilución para la variable producción acumulada de CO₂. A 35 °C el índice de producción de CO₂ respecto a SV fue mayor para los tratamientos más diluidos, pudiendo establecerse diferencias significativas con los más concentrados, con una tendencia similar a la del índice de producción de metano.

La evolución de la producción acumulada de CH₄ para todos los tratamientos de este experimento se muestra en la Figura 7. La producción acumulada de metano en el rango mesofílico fue bastante similar entre los diferentes niveles de dilución durante los primeros días, hasta el día 20, momento a partir del cual se comenzaron a diferenciar. Este comportamiento inicial similar implica que la concentración de sustrato no fue limitante del crecimiento bacteriano hasta ese momento.

La evolución de los tratamientos a 35 °C fue también muy similar hasta el día 13, momento en el que el tratamiento más diluido se separó del resto, encontrándose diferencias significativas con nivel de confianza del 99 % a partir del 15.

La mayor producción de CH₄ alcanzada en el rango mesofílico, y la mayor producción de los tratamientos más diluidos en el rango termofílico, indica la presencia de un tóxico en el rango termofílico.

Los valores obtenidos de producción de CH₄ respecto a sólidos volátiles a 35 °C son del mismo orden de magnitud que los obtenidos al digerir purín de cerdo en un sistema de mezcla completa por Hansen et al. (1998), 67 ml de CH₄/d·g SV, sin embargo en mesofílico los valores obtenidos fueron algo menores que los obtenidos por el citado autor.

En el rango mesofílico se observa en la curva de evolución de CO₂ (Figura 8) un salto cualitativo en la producción acumulada en el rango mesofílico alrededor del día 13. La causa fue la acumulación de una gran presión de biogás en el espacio de cabeza de 140 ml de CH₄, que unido al volumen inicial se convirtió en una presión de más de 3 atm, lo que probablemente desplazó el equilibrio líquido-gas del CO₂ hacia la fase líquida. El día 13 se procedió al vaciado del espacio de cabeza de los viales, por lo que disminuyó la presión

CAPITULO III: ANALISIS Y RESULTADOS

parcial del CO₂ y se desplazó el equilibrio líquido-gas hacia la fase gas, dada la alta concentración presente en ese momento en el volumen de líquido.

A partir de ese momento no se permitió que aumentara tanto la presión en el vial, de forma que no se obtuvieron saltos tan importantes.

A partir del día 13 hubo un aumento de la pendiente en el tratamiento 1.2 (33 % de purín) a 35 °C. Este cambio de pendiente coincide con el cambio de pendiente en la producción acumulada de CO₂ y un cambio de tendencia en la evolución de los ácidos grasos, en especial del acético. A partir de este momento comienza a disminuir de forma apreciable la concentración de ácidos grasos, por lo que se puede considerar que la metanogénesis a partir del acético se empieza a producir a un ritmo adecuado. El residual en sus distintas variantes de tratamiento fue sometido a un proceso de digestión anaerobia en mini digestores anaerobios que simulan las condiciones de tratamiento, los resultados de laboratorio obtenidos se expresan en la Tabla 26.

Tabla 26. Caracterización a nivel de laboratorio del residual luego de sometido el residual a un proceso de digestión anaerobia en minidigestores anaerobios.

No.	Muestra:	Temp (°C)	pH	SS (ml/L)	SF (ml/L)	DQO (mg/l)	% de Rem
1	Purín de Cerdo crudo	28	6,30	700	5	1 242,85	18,0
2	Mezcla cerdo/agua 1:1	28	6,54	700	5	777,77	70,4

CAPITULO III: ANALISIS Y RESULTADOS

3	Mezcla cerdo/agua 1:2	28	6,76	700	5	450	82,9
4	Mezcla cerdo/agua 1:3	28	6,73	700	5	486	73,6

Durante el proceso de digestión anaerobia en Reactores experimentales del Residual Porcino, se monitoreo de forma sistemática la producción de biogás y el aumento de presión en el interior de los reactores, para las distintas variantes de aplicación, por un período de aproximadamente un mes, con el propósito de determinar en cuales de los casos se obtenían mayores rendimientos en la producción de gas, el tiempo en el cual se obtenían estos valores y los mejores niveles de remoción de la Carga Orgánica.

Se obtiene que la variante de tratamiento No.1 alcanzó el potencial máximo de producción de biogás entre los 12 y 16 días de tratamiento, es decir antes de las restantes variantes, pero al mismo tiempo se observa una caída brusca en la producción en el día 20 de tratamiento, lo cual pudiera indicar una inhibición del proceso, motivado por la detención del régimen metanogénico y el consumo brusco de la materia orgánica; en cambio la variante No.2 de tratamiento (Residual Dilución 1:1) alcanza su nivel optimo de producción de biogás a partir del día 25, observándose una tendencia a la producción más estable y una mayor concordancia con el tiempo de retención hidráulica (TRH) estimado para reactores de primera generación, en el caso de la reducción de la carga orgánica se pudo observar una remoción del 70 %, por encima de la variante de tratamiento No. 1 en un 18 %. La variante de tratamiento No.3 (Dilución 1:2) tuvo un comportamiento similar a la No. 2 en cuanto a su potencial de producción de biogás, no así en la remoción de la carga orgánica, la cual fue de 82,9 %, dado fundamentalmente por un comienzo del experimento con una menor carga orgánica debido a la dilución empleada. La variante de tratamiento No.4 (Dilución 1:3) tuvo un comportamiento similar a la No. 3 en cuanto a su potencial de producción de biogás, no así en la remoción de la carga orgánica, la cual fue de 73,6 %.

CAPITULO III: ANALISIS Y RESULTADOS

El comportamiento del pH y la temperatura durante el proceso se comporto de manera normal, observándose una reducción del pH mayor a nivel de laboratorio que el expresado en el proceso real, dado en lo fundamental por la reducción del volumen de operación en los mini digestores y la posible influencia del CO₂ y el H₂S, no obstante los pH observados experimentan un decrecimiento, en concordancia con lo que ocurre en el proceso a nivel de planta.

Conclusiones Parciales:

1. Los Potenciales Biológicos y los niveles de remoción de materia orgánica observados a nivel de laboratorio coinciden plenamente con los expresados en la planta de biogás de la Empresa Genético Porcina, por lo que se puede afirmar que la simulación del proceso en mini digestores anaerobios alcanza un alto grado de acercamiento al proceso real.
2. La variante No. 3 de tratamiento alcanza una mayor estabilidad en la producción de biogás y un alto nivel de remoción de la materia orgánica, comparable con la establecida para esta tecnología a nivel mundial, al mismo tiempo que se acoge a los TRH de digestores de primera generación.
3. La aplicación de la variante de tratamiento No.4, podría conllevar a altos consumos de agua, lo cual en las condiciones de pequeñas fincas pecuarias ocasionaría serios problemas a los productores, al no poder contar con fuentes abundantes de este vital recurso.

Recomendaciones:

1. Recomendamos como mejor variante la utilización del residual porcino con una dilución de una parte de residual por dos parte de agua una relación excreta / agua de 1:2, con lo cual se alcanzaría una mayor remoción de la materia orgánica que la que hoy se expresa, se obtendría un rendimiento en la producción de biogás más estable y no se afectaría considerablemente el consumo de agua en la finca, al poder recircularse parte del agua destinada al fertirriego proveniente del propio proceso.

2. Continuar estudiando las distintas variantes de aplicación del residual al digestor anaerobio, en cuanto a otros parámetros, como el pH, buscando extremos en el proceso que pudieran influir positiva o negativamente en el mismo.

3.2 Experimento 2. Codigestión de purín de cerdo con residuos de Guayaba.

Se desarrolló un estudio de viabilidad de la mezcla de purín de cerdo con residuo de elaboración de pulpa residuo de guayaba. Se estudió la variación en la composición inicial y final de una serie de parámetros, así como la evolución durante la digestión de la producción de gas y de la concentración de AGV.

Se realizó el seguimiento de este tratamiento, exactamente igual que de los otros, no fue en absoluto viable, con una producción de CH₄ nula, debido a la baja alcalinidad de este sustrato, que provocó un pH tan bajo que no permitió la supervivencia de los microorganismos metanogénicos. La inclusión de resultados nulos, y con muy baja variabilidad, podría provocar errores en el estudio estadístico por lo que se decidió no considerarlos.

Todos los valores expuestos en las tablas corresponden a los valores medios. Los valores finales de los parámetros físico-químicos fueron corregidos con la concentración correspondiente del blanco (digestión del inoculó con agua).

Evolución de la materia orgánica

El principal efecto observado al añadir residuo de guayaba como cosustrato fue el importante aumento observado en la concentración de materia orgánica, tanto en unidades de sólidos totales y volátiles, como de DQO (Tabla 27, Tabla 28 y Tabla 29). Este aumento de la materia orgánica hizo aumentar la relación C/N o sólidos volátiles/Nitrógeno total de 11,10 g SV/g N para el control a 23 g SV/g N para la mezcla con un 50 % de residuo de guayaba. Los contenidos iniciales de materia orgánica fueron diferentes para todos los tratamientos. El cosustrato residuo de guayaba aportó hasta un 60 % del total de los sólidos volátiles iniciales.

CAPITULO III: ANALISIS Y RESULTADOS

Para todos los tratamientos, la concentración de sólidos totales al final del proceso fue significativamente menor que al inicio, fruto de la descomposición de materia orgánica operada por microorganismos anaerobios, pero los porcentajes de eliminación variaron en función del tratamiento y de la temperatura. Tanto en el rango mesofílico como en el termofílico la eliminación de sólidos totales fue mayor para los tratamientos 2,2 y 2,3 de residuo de guayaba, que para el control.

Las diferencias entre los valores de sólidos volátiles siguieron un patrón similar a los sólidos totales (Tabla 27), encontrando valores finales mayores para el rango mesofílico que para el termofílico.

Los valores de eliminación fueron mayores también en el rango termofílico, para cada uno de los niveles de mezcla. La relación SV/ST fue mayor al final del tratamiento mesofílico que al final del termofílico.

La mayor eliminación de SV y ST a 35 °C no se corresponde con los valores de eliminación de DQO obtenidos (Tabla 27), ni con los valores de producción de CH₄, que fueron mayores, excepto para el tratamiento 2,4, en el rango mesofílico.

Tabla 27. Concentraciones medias y eliminación de sólidos totales en el experimento 2

Trat.	% Residuo de guayaba	Sólidos Totales (ST) g/kg			Eliminación ST (%)	
		Inicial	Final 28 °C	Final 35 °C	28 °C	35 °C
2,1	0	78	76	72	4	8
2,2	10	92	85	81	9	13
2,3	25	112	105	99	5	11
2,4	50	136	130	125	6	9

Tabla 28. Concentraciones medias y eliminación de sólidos volátiles en el experimento 2.

CAPITULO III: ANALISIS Y RESULTADOS

Trat.	% Residuo de guayaba	Sólidos Volátiles (SV) g/kg			Eliminación SV (%)	
		Inicial	Final 28 °C	Final 35 °C	28 °C	35 °C
2,1	0	58	50	45	12	17
2,2	10	72	60	51	16	29
2,3	25	93	79	68	24	27
2,4	50	118	103	80	11	36

Tabla 29. Concentraciones medias y eliminación de DQO en el experimento 2.

Trat.	% Residuo de guayaba	DQO (g O ₂ /kg)			Eliminación DQO (%)	
		Inicial	Final 28 °C	Final 35 °C	28 °C	35 °C
2,1	0	80	62	69	23	13
2,2	10	98	78	76	21	23
2,3	25	127	94	102	25	19
2,4	50	157	137	120	11	22

En los valores de eliminación de DQO no se pudieron observar diferencias significativas, debido a la gran variabilidad de los resultados obtenidos para este parámetro.

La mezcla de purín con residuo de guayaba provocó un aumento del contenido en fibra total, pero, sobre todo, un aumento en la concentración del contenido de celulosa.

El aumento del pH al final de la digestión, se atribuye al consumo de ácidos grasos por parte de los microorganismos acetogénicos y metanogénicos. En general, el aumento del pH fue mayor en el rango termofílico que en el mesofílico.

CAPITULO III: ANALISIS Y RESULTADOS

Tabla 30. Valores medios de pH al inicio y al final de la digestión en el experimento 2.

Trat.	% Residuo de guayaba	Inicial	Final 28 °C	Final-35 °C
2,1	0	8,06	7,86	7,70
2,2	10	7,55	7,58	7,69
2,3	25	7,25	7,36	7,58
2,4	50	6,88	6,94	7,11

Evolución de la producción de biogás.

La evolución de la producción acumulada de CH₄ y CO₂ siguió una tendencia diferente en función de la cantidad de co-substrato añadido y de la temperatura del ensayo. En general la producción de metano aumentó, sobre todo en el rango termofílico, pero en algún tratamiento resultó un fracaso con producciones de metano muy bajas.

Tabla 31. Valores medios de producción acumulada de gas (M) al final del proceso, para las variables biogás, CH₄ y CO₂, en el experimento 2

Trat.	M(mL Biogás)		M (mL de CH ₄)		M (mL de CO ₂)	
	28 °C	35 °C	28 °C	35 °C	28 °C	35 °C
2,1	658	450	443	215	215	235
2,2	853	795	540	462	313	333
2,3	1 373	1 225	870	592	503	633
2,4	625	763	253	402	372	361

La digestión del residuo de guayaba sin adición de purín no fue viable debido a la baja alcalinidad y el bajo pH del residuo. Para su digestión se debería modificar artificialmente el pH. Al comparar los índices de producción de CH₄ sobre sólidos volátiles las diferencias entre los tratamientos se atenuaron, ya que el principal efecto del aporte de cosustrato sobre las características del sustrato fue el aumento de materia orgánica.

Conclusiones Parciales.

1. La producción acumulada de metano aumentó al añadir como cosubstrato residuo de guayaba, tanto en el rango termofílico como en el mesofílico. Las producciones máximas se obtuvieron en el rango mesofílico.
2. Los mejores resultados, dentro del rango mesofílico, se obtuvieron para el tratamiento (2,3) con un 25 % en peso de residuo de guayaba, aumentando no sólo la producción acumulada de metano respecto a la del purín, sino también el índice de producción de CH₄ respecto a sólidos volátiles.
3. La codigestión de purín con otros substratos es una buena opción para aumentar la producción de CH₄.
4. El principal efecto de la adición de residuo de guayaba fue el mayor aporte de materia orgánica, mientras que el índice de producción respecto a sólidos volátiles mostró sólo una pequeña mejora.
5. La producción de CH₄ fue mas alta en el rango mesofílico lográndose la mejor mezcla al 10 % del cosubstrato residuo de guayaba.

Recomendaciones:

1. Continuar estos experimentos para residuos de fruta bomba, tomate, mango entre otros.
2. Evaluar pH y lograr una mezcla optima, con aumento de cantidad de biogás, CH₄ y remoción.

3.3 Experimento 3. Codigestión de purín con mezclas de residuos agrícolas.

Cultivos energéticos

Desde que se enmendó por primera vez en 2 004 la Ley de Fuentes de Energía Renovable (EEG), se ha asignado especial importancia a los cultivos energéticos (materias primas

CAPITULO III: ANALISIS Y RESULTADOS

renovables) para la generación de electricidad a partir de biogás. Los cultivos energéticos se utilizan en la mayoría de nuevas plantas de biogás que han sido construidas desde entonces. A continuación se describe en más detalle una selección de los cultivos energéticos de uso más común con información adicional sobre las propiedades importantes de los cultivos y sus rendimientos de biogás.

El maíz es el sustrato más utilizado en las plantas agrícolas de biogás. Es particularmente conveniente debido a sus altos rendimientos de energía por hectárea y a la facilidad con la que se puede utilizar para la digestión en plantas de biogás.

Ensilaje del cultivo íntegro de cereales (WCC).

Casi todos los tipos de cereales, así como las mezclas de cereales, son convenientes para producir ensilaje de cultivos íntegros de cereales, siempre y cuando los cereales maduren al mismo tiempo.

Granos de cereales.

Los granos de cereales son particularmente buenos para usarlos en plantas de biogás como suplemento del sustrato disponible. Gracias a sus rendimientos muy altos de biogás y a su rápida degradabilidad, los granos de cereales son especialmente útiles para el control fino de la producción de biogás.

Substratos de la industria de procesamiento agrícola.

Los sustratos seleccionados de la industria de procesamiento agrícola. Son todos sustratos o co-productos que surgen del procesamiento de plantas o partes de plantas. Sus propiedades principales las hacen particularmente convenientes para la producción de biogás, cuando las condiciones locales son apropiadas.

Se desarrolló un estudio de la mezcla de purín de cerdo con residuo de elaboración agrícola. Se estudió la variación en la composición inicial y final de una serie de parámetros, así como la evolución durante la digestión de la producción de gas.

Evolución de la materia orgánica.

El principal efecto observado al añadir residuo proveniente de la agricultura como cosubstrato a diferentes proporciones fue el importante aumento observado en la concentración de materia orgánica, tanto en unidades de sólidos totales y volátiles, como de DQO (Tabla 32, Tabla 33y Tabla 34). Este aumento de la materia orgánica hizo aumentar la relación C/N o sólidos volátiles/Nitrógeno total de 11,10 g SV/g N para el control a 25 g SV/g Nk para la mezcla con un 50 % de residuo agrícola. Los contenidos iniciales de materia orgánica fueron diferentes para todos los tratamientos. El cosubstrato residuo agrícola aportó hasta un 62 % del total de los sólidos volátiles iniciales.

Para todos los tratamientos, la concentración de sólidos totales al final del proceso fue significativamente menor que al inicio, fruto de la descomposición de materia orgánica operada por microorganismos anaerobios, pero los porcentajes de eliminación variaron en función del tratamiento y de la temperatura. Tanto en el rango mesofílico como en el termofílico la eliminación de sólidos totales fue mayor para los tratamientos 3,3 y 3,4 de residuo agrícola, que para el control.

Las diferencias entre los valores de sólidos volátiles siguieron un patrón similar a los sólidos totales (Tabla 33), encontrando valores finales mayores para el rango mesofílico que para el termofílico.

Tabla 32. Concentraciones medias y eliminación de sólidos totales en el experimento 3

Trat.	% Residuo agrícola.	Sólidos Totales (ST) g/kg			Eliminación ST (%)	
		Inicial	Final 28 °C	Final 35 °C	28 °C	35 °C
3,1	0	82	80	78	2	5
3,2	10	93	89	83	4	11
3,3	25	118	109	98	8	17
3,4	50	140	135	123	4	12

CAPITULO III: ANALISIS Y RESULTADOS

Tabla 33. Concentraciones medias y eliminación de sólidos volátiles en el experimento 3.

Trat.	% Residuo agrícola.	DQO g O ₂ /kg			Eliminación DQO (%)	
		Inicial	Final 28 °C	Final 35 °C	28 °C	35 °C
3,1	0	85	72	77	15	9
3,2	10	98	88	85	10	13
3,3	25	129	104	106	19	18
3,4	50	160	141	124	12	23

Tabla 34. Concentraciones medias y eliminación de DQO en el experimento 3

Trat.	% Residuo agrícola.	DQO g O ₂ /kg			Eliminación DQO (%)	
		Inicial	Final 28 °C	Final 35 °C	28 °C	35 °C
3,1	0	80	62	69	23	14
3,2	10	100	88	86	12	14
3,3	25	134	99	108	26	19
3,4	50	160	139	126	13	21

En los valores de eliminación de DQO no se pudieron observar diferencias significativas, debido a la gran variabilidad de los resultados obtenidos para este parámetro.

La mezcla de purín con residuo agrícola provocó un aumento del contenido en fibra total, pero, sobre todo, un aumento en la concentración del contenido de celulosa.

El aumento del pH al final de la digestión, se atribuye al consumo de ácidos grasos por parte de los microorganismos acetogénicos y metanogénicos. En general, el aumento del pH fue mayor en el rango termofílico que en el mesofílico.

Tabla 35. Valores medios de pH al inicio y al final de la digestión en el experimento 3.

CAPITULO III: ANALISIS Y RESULTADOS

Trat.	% Residuo agrícola	Inicial	Final 28 °C	Final-35 °C
3,1	0	8,04	7,81	7,72
3,2	10	7,59	7,62	7,73
3,3	25	7,35	7,42	7,67
3,4	50	6,78	6,90	7,10

La evolución de la producción acumulada de CH₄ y CO₂ siguió una tendencia diferente en función de la cantidad de co-substrato añadido y de la temperatura del ensayo. En general la producción de metano aumentó, sobre todo en el rango mesofílico, pero en algún tratamiento resultó por debajo la producción de metano muy baja.

Tabla 36. Valores medios de producción acumulada de gas (M) al final del proceso, para las variables biogás, CH₄ y CO₂, en el experimento 3

Trat.	M(mL Biogás)		M (mL de CH ₄)		M (mL de CO ₂)	
	28 °C	35 °C	28 °C	35 °C	28 °C	35 °C
3,1	660	456	449	216	211	240
3,2	858	799	542	464	316	335
3,3	1 380	1 229	879	595	501	634
3,4	635	770	261	409	374	361

La digestión del residuo agrícola sin adición de purín fue viable debido a la alta caloría del mismo. Al comparar los índices de producción de metano sobre sólidos volátiles las diferencias entre los tratamientos se atenuaron, ya que el principal efecto del aporte de cosubstrato sobre las características del substrato fue el aumento de materia orgánica.

Conclusiones Parciales.

1. La mayor producción de metano es en el rango mesofílico donde se alcanza 63 al 68 % en el termofílico oscila 47 al 58 %, existiendo tratamiento con mayor valores.

3.4 Experimento 4. Residuos agrícolas.

Se desarrolló un estudio de la mezcla de residuo de elaboración agrícola. Se estudió la variación en la composición inicial y final de una serie de parámetros, así como la evolución durante la digestión de la producción de gas.

Evolución de la materia orgánica

El principal efecto observado en la mezcla residuo proveniente de la agricultura como cosustrato a diferentes proporciones a dos proporciones de relación de agua, fue el importante aumento observado en la concentración de materia orgánica, tanto en unidades de sólidos totales y volátiles, como de DQO (Tabla 37, Tabla 38 y Tabla 39). Este aumento de la materia orgánica hizo aumentar la relación C/N o sólidos volátiles/Nitrógeno total de 12,0 g SV/g N para el control a 27 g SV/g Nk para la mezcla de residuo agrícola. Los contenidos iniciales de materia orgánica fueron diferentes para todos los tratamientos. El cosustrato residuo agrícola aportó hasta un 66 % del total de los sólidos volátiles iniciales.

Para todos los tratamientos, la concentración de sólidos totales al final del proceso fue significativamente menor que al inicio, fruto de la descomposición de materia orgánica operada por microorganismos anaerobios, pero los porcentajes de eliminación variaron en función del tratamiento y de la temperatura.

Tanto en el rango mesofílico como en el termofílico la eliminación de sólidos totales fue mayor para los tratamientos 4,1 y 4,2 de residuo agrícola, que para el control.

Las diferencias entre los valores de sólidos volátiles siguieron un patrón similar a los sólidos totales (Tabla 37).

Tabla 37. Concentraciones medias y eliminación de sólidos totales en el experimento 4.

Trat.	% Residuo agrícola.	Sólidos Totales (ST) g/kg			Eliminación ST (%)	
		Inicial	Final 28 °C	Final 35 °C	28 °C	35 °C

CAPITULO III: ANALISIS Y RESULTADOS

4,1	100 (1:1)	95	90	86	5	9
4,2	100 (1:3)	86	65	57	2	34

Tabla 38. Concentraciones medias y eliminación de sólidos volátiles en el experimento 4.

Trat.	% Residuo agrícola.	DQO g O ₂ /kg			Eliminación DQO (%)	
		Inicial	Final 28 °C	Final 35 °C	28 °C	35 °C
4,1	100 (1:1)	90	82	87	9	3
4,2	100 (1:3)	98	85	88	13	10

Tabla 39. Concentraciones medias y eliminación de DQO en el experimento 4.

Trat.	% Residuo agrícola.	DQO g O ₂ /kg			Eliminación DQO (%)	
		Inicial	Final 28 °C	Final 35 °C	28 °C	35 °C
4,1	100 (1:1)	96	75	79	22	18
4,2	100 (1:3)	98	78	86	20	12

En los valores de eliminación de DQO no se pudieron observar diferencias significativas, debido a la gran variabilidad de los resultados obtenidos para este parámetro.

CAPITULO III: ANALISIS Y RESULTADOS

La mezcla de residuo agrícola provocó un aumento del contenido en fibra total, pero, sobre todo, un aumento en la concentración del contenido de celulosa.

El aumento del pH al final de la digestión, se atribuye al consumo de ácidos grasos por parte de los microorganismos acetogénicos y metanogénicos. En general, el aumento del pH fue mayor en el rango termofílico que en el mesofílico.

Tabla 40. Valores medios de pH al inicio y al final de la digestión en el experimento 4.

Trat.	% Residuo agrícola	Inicial	Final 28 °C	Final-35 °C
4,1	100 (1:1)	7,60	7,71	7,75
4,2	100 (1:3)	7,89	8,00	8,23

Evolución de la producción de biogás.

La evolución de la producción acumulada de CH₄ y CO₂ siguió una tendencia diferente en función de la cantidad de co-substrato añadido y de la temperatura del ensayo. En general la producción de metano aumentó, sobre todo en el rango mesofílico en la proporción 1:1, pero en algún tratamiento resultó por debajo la producción de metano muy baja.

Tabla 41. Valores medios de producción acumulada de gas (M) al final del proceso, para las variables biogás, CH₄ y CO₂, en el experimento 4

Trat.	M(mL Biogás)		M (mL de CH ₄)		M (mL de CO ₂)	
	28 °C	35 °C	28 °C	35 °C	28 °C	35 °C
4,1	760	470	549	346	211	124
4,2	860	823	532	424	328	399

CAPITULO III: ANALISIS Y RESULTADOS

La digestión del residuo agrícola sin adición de purín fue viable debido a la alta caloría del mismo. Al comparar los índices de producción de CH_4 sobre sólidos volátiles las diferencias entre los tratamientos se notaron tanto en mesofílico como en termofílico a favor de la relación 1:1, ya que el principal efecto del aporte de cosubstrato sobre las características del substrato fue el aumento de materia orgánica.

Conclusiones Parciales.

1. La mayor producción de metano es en el rango mesofílico y termofílico en la relación 1:1 donde se alcanza mas del 72 % mientras que para la relación 1:3 oscila en el orden de 52 %, existiendo tratamiento con menor valores.

3.5 Experimento 5: Codigestión de purín de cerdo y mezclas de residuos agroindustrial.

Se desarrolló un estudio de la mezcla de purín de cerdo y mezclas de residuos agroindustrial. Se estudió la variación en la composición inicial y final de una serie de parámetros, así como la evolución durante la digestión de la producción de gas.

Evolución de la materia orgánica

El principal efecto observado en la mezcla de purín de cerdo y mezclas de residuos agroindustrial como cosubstrato a diferentes proporciones a dos relaciones de agua, fue el importante aumento observado en la concentración de materia orgánica, tanto en unidades de sólidos totales y volátiles, como de DQO (Tabla 42, Tabla 43 y Tabla 44). Este aumento de la materia orgánica hizo aumentar la relación C/N o sólidos volátiles/Nitrógeno total de 12,0 g SV/g N para el control a 29 g SV/g Nk para la mezcla. Los contenidos iniciales de materia orgánica fueron diferentes para todos los tratamientos. Cada cosubstrato de los diferentes residuos aportaron por separado una mejora que favorece tanto en cantidad como calidad del metano.

Para todos los tratamientos, la concentración de sólidos totales al final del proceso fue significativamente menor que al inicio, fruto de la descomposición de materia orgánica

CAPITULO III: ANALISIS Y RESULTADOS

operada por microorganismos anaerobios, pero los porcentajes de eliminación variaron en función del tratamiento, la relación carga orgánica / agua y de la temperatura.

Tanto en el rango mesofílico como en el termofílico la eliminación de sólidos totales fue mayor para los tratamientos 5,1 y 5,2. Las diferencias entre los valores de sólidos volátiles siguieron un patrón similar a los sólidos totales (Tabla 45), encontrando valores finales mayores para el rango mesofílico que para el termofílico.

Tabla 42. Concentraciones medias y eliminación de sólidos totales en el experimento 5.

Trat.	% Residuo	Sólidos Totales (ST) g/kg			Eliminación ST (%)	
		Inicial	Final 28 °C	Final 35 °C	28 °C	35 °C
5,1	25 (1:1)	95	93	88	2	7
5,2	25 (1:3)	123	119	110	4	13
5,3	50 (1:3)	150	145	136	5	14

Tabla 43. Concentraciones medias y eliminación de sólidos volátiles en el experimento 5

Trat.	% Residuo	DQO g O ₂ /kg			Eliminación DQO (%)	
		Inicial	Final 28 °C	Final 35 °C	28 °C	35 °C
5,1	25 (1:1)	98	90	92	8	6
5,2	50 (1:1)	105	99	96	6	9

CAPITULO III: ANALISIS Y RESULTADOS

5,3	25 (1:3)	139	127	124	12	15
5,4	50 (1:3)	170	160	152	10	18

Tabla 44. Concentraciones medias y eliminación de DQO en el experimento 5

Trat.	% Residuo	DQO g O ₂ /kg			Eliminación DQO (%)	
		Inicial	Final 28 °C	Final 35 °C	28 °C	35 °C
5,1	25 (1:1)	90	82	80	8	10
5,2	50 (1:1)	100	94	90	6	10
5,3	25 (1:3)	134	122	119	12	15
5,4	50 (1:3)	160	147	142	13	18

La mezcla de purín de cerdo con residuo agrícola e industrial provocó un aumento del contenido en fibra total, pero, sobre todo, un aumento en la concentración del contenido de celulosa.

El aumento del pH al final de la digestión, se atribuye al consumo de ácidos grasos por parte de los microorganismos acetogénicos y metanogénicos. En general, el aumento del pH fue mayor en el rango termofílico que en el mesofílico.

CAPITULO III: ANALISIS Y RESULTADOS

Tabla 45. Valores medios de pH al inicio y al final de la digestión en el experimento 5.

Trat.	% Residuo Mezcla	Inicial	Final 28 °C	Final-35 °C
5,1	25 (1:1)	7,54	7,63	7,70
5,2	50 (1:1)	7,49	7,56	7,69
5,3	25 (1:3)	7,55	7,62	7,67
5,4	50 (1:3)	6,88	6,95	7,06

Evolución de la producción de biogás.

La evolución de la producción acumulada de CH₄ y CO₂ siguió una tendencia diferente en función de la cantidad de co-substrato añadido, de la relación carga / agua y de la temperatura del ensayo. En general la producción de metano aumentó, sobre todo en el rango mesofílico, pero en los tratamientos que se incrementa la relación carga/agua resultó por debajo la producción de metano.

Tabla 46. Valores medios de producción acumulada de gas (M) al final del proceso, para las variables biogás, CH₄ y CO₂, en el experimento 5

Trat.	M(mL Biogás)		M (mL de CH ₄)		M (mL de CO ₂)	
	28 °C	35 °C	28 °C	35 °C	28 °C	35 °C
5,1	860	656	645	459	215	197
5,2	898	819	647	573	251	246
5,3	1 370	1220	891	769	479	451
5,4	735	770	463	469	272	301

CAPITULO III: ANALISIS Y RESULTADOS

La digestión del residuo agro-industrial con la adición de purín de cerdo fue viable debido a la alta caloría del mismo. Al comparar los índices de producción de metano sobre sólidos volátiles las diferencias entre los tratamientos se atenuaron, ya que el principal efecto del aporte de cosustrato sobre las características del sustrato fue el aumento de materia orgánica.

Conclusión Parcial.

1. Se logra un aumento en todos los casos del biogás y del % de metano siendo más significativo en los tratamientos 5,1 y 5,2 del 75 %

3.6 Análisis económico del experimento.

Para la planta de 42 m³ producción anual de biogás de 4 139,1 m³

	% CH ₄	Energía eléctrica (mW)	Valor económico (\$)
Experimento base:	67	7,45	2 160,61
Experimento No.2	63	7,01	2 031,61
Experimento No.3	66	7,34	2 128,36
Experimento No.4	72	8,01	2 321,84
Experimento No.5	75	8,34	2 418,59

Impacto ambiental

El uso de los residuales sólidos orgánicos generados por las empresas agropecuarias y la población rural en general para la producción de biogás favorece a la disminución de la carga contaminante que se vierte al Medio Ambiente y al no tener los pobladores y la empresa que depender de la leña y el carbón como fuentes de energía, repercute también en la preservación de la cobertura vegetal al no necesitarse talar los árboles para ser utilizados como combustible.

Efecto económico-ambiental

La utilización de Sistemas de Tratamientos Residuales Efectivos dejaría de emitir metano y CO₂ a la atmósfera. Ambos contribuyen decisivamente al denominado calentamiento global del planeta y al efecto invernadero. Ya que el excesivo dióxido de carbono está acidificando los océanos y reduciendo el fitoplancton; así como el principal peligro para la salud del metano son las quemaduras que puede provocar si entra en ignición. Es altamente inflamable y puede formar mezclas explosivas con el aire, reacciona violentamente con oxidantes, halógenos y algunos compuestos halogenados.

Si toda la carga contaminante generada, se tratara en un digestor disminuiría la cantidad de residuos que se tiene que confinar o incinerar, en caso afirmativo se puede producir electricidad con un aprovechamiento térmico de la fracción con alto valor calorífico y se evitaría atraer los roedores (moscas, cucarachas, ratas, aves y perros) por la eliminación de la materia orgánica.

Efecto social

La producción de biogás con fines energéticos en el Sector Agropecuario, es de vital importancia para la salud humana debido a la no utilización de combustibles fósiles para cocinar, disminuye enfermedades respiratorias a las que estaban expuestos los cocineros (as), con esta tecnología no es necesario empezar a cocinar desde temprano y no afecta las lluvias en este proceso.

Conclusiones



Conclusiones

1. Los Potenciales Biológicos y los niveles de remoción de materia orgánica observados a nivel de laboratorio coinciden plenamente con los expresados en la planta de biogás de la Empresa Genético Porcina, por lo que se puede afirmar que la simulación del proceso en mini digestores anaerobios alcanza un alto grado de acercamiento al proceso real.
2. El experimento No. 1 se toma como base en el análisis de los resultados de todos los experimentos, ya que en la empresa Genético Porcino de Cienfuegos, se alimenta el digestor con excreta húmeda de cerdo en proporción 1:3 kg de masa por kg de agua.
3. En el experimento No. 1 la variante 3 (excreta / agua 1:2) alcanza una mayor estabilidad en la producción de biogás y un alto nivel de remoción de la materia orgánica, comparable con la establecida para esta tecnología a nivel mundial, al mismo tiempo que se acoge a los TRH de digestores de primera generación.
4. El principal efecto de la adición de residuo de guayaba fue el mayor aporte de materia orgánica, mientras que el índice de producción respecto a sólidos volátiles mostró sólo una pequeña mejora. No se alcanza aumento en la producción de metano, respecto al experimento base.
5. En el experimento No. 3 Codigestión de purín con mezclas de residuos agrícolas, la mayor producción de metano es en el rango mesofílico donde se alcanza 63 al 67 % en el termofílico oscila 47 al 58 %, en comparación con el experimento base no incrementa los valores de metanos, aunque el resultado de la mezcla reporta alto contenido de metano.
6. En el experimento No. 4 mezclas de residuos agrícolas, se obtiene la mayor producción de metano en el rango mesofílico y termofílico en la relación 1:1 donde se alcanza mas del 72% mientras que para la relación 1:3 oscila en el orden de 61 /

Conclusiones



- 52 %, existiendo tratamiento con menor valores. Siendo superior al experimento base.
7. En el Experimento 5: Codigestión de purín de cerdo y mezclas de residuos agroindustrial, se logra un aumento en todos los casos del biogás y del % de metano siendo más significativo en los tratamientos 5,1 y 5,2 del 75 %, superior al experimento base.
 8. La experiencia nos indica que en todos los casos las mezclas evaluadas en los diferentes experimentos logran un valor de metano superior al 60 %, al comparar con el experimento base existieron mezclas superior en contenido de metano lo que influye en los resultados económicos y de eficiencia de los reactores de biogás.
 9. Económicamente existe un aumento anual llevada a energía eléctrica y a valores superior en 890 kW y \$ 257,98 respectivamente, el efluente alcanza un valor superior al aportar nutrientes de más calidad, lo que representa la recuperación de 20 hectáreas de tierras y producciones con rendimientos superiores al 20 %.

Recomendaciones

Recomendaciones



Recomendaciones

1. Continuar estudiando las distintas variantes de aplicación de las mezclas en busca de un patrón óptimo, evaluando la producción de biogás y el incremento del contenido de metano.
2. Continuar estos experimentos para residuos de fruta bomba, tomate, mango entre otros. Residuos agrícolas con mayor variedad y de los procesos industriales, ejemplo el lácteo.
3. Realizar la caracterización de las mezclas y su evaluación en reactores experimentales.
4. Realizar una caracterización del efluente y comparar su aporte en nutriente, evaluando como alimento animal y biofertilizante orgánico.



Bibliografía

- Ahring, B.K., García, H., Mathrani, I., Angelidaki, I. (1996). Codigestion of manure with organic toxic waste in biogas reactors. *en: management of urban biodegradable waste.*
- Angelidaki, I., Ellegaard, L., Ahring, B.K. (n.d.). (2001). Modelling anaerobic codigestion of manure with olive oil mill effluent. *Water science and technology. En, Vol. 36.*
- Arabo, F. (2000). *Fundamentos de tecnología ambiental, S.A.P.T. Publicaciones técnicas. Madrid.*
- Banks, C.J., Humphreys, P.N. The anaerobic treatment of a ligno-cellulosic substrate offering little natural ph buffering capacity. *Water science and technology. Vol. 38.*
- Brinkman, J. (1999). Anaerobic digestion of mixed waste slurries from kitchens, slaughterhouses and meat processing industries. *Proceedings of the ii international symposium on anaerobic digestion of solid waste.*
- Campos Pozuelo E. (2001). Optimización de la digestión anaerobia de purines de cerdo mediante codigestión con residuos orgánicos de la industria agroalimentaria. *Universitat de Lleida.*
- D.C. Cristina. . (2004). *Situación de los residuos sólidos en México.*
- Eckenfelder. (1970). *Water pollution control.*
- El reciclaje una alternativa económica y ambiental. (1999). *Palacio de las convenciones de Cuba.*
- Fernández V. G. (2003). *Inhibidores del proceso anaerobio: compuestos utilizados en porcicultura. México.*
- Flotats, X., Bonmatí, A., Campos, E., Antúnez, M. (1999). Ensayos en discontinuo de codigestión anaerobia termofílica de purines de cerdo y lodos residuales. *Información tecnológica.*
- Flotats, X., Bonmatí, A., Campos, E., Teira, R. (2000). El proceso de secado de purines en el marco de gestión integral de residuos ganaderos. *Vol. 53.*

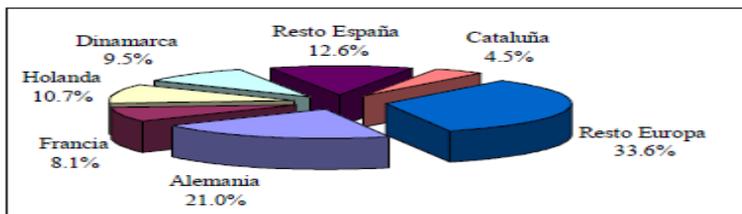
Bibliografía



- Focer. (2002). Manuales sobre energía renovable. Costa Rica.
- Frioni Lillian. (1999). Procesos microbianos. De la fundación Universidad Nacional de Rio.
- López Mendosa Claudia., López Solís Omar. (2009). Diseño, construcción y puesta en operación de un biodigestores anaerobio continuo para el laboratorio de ingeniería química de la faculta de ciencias químicas de la universidad veracruzana.
- Mandujano Sánchez P. (2001). Digestión anaerobia de sólidos en alta concentración. . España.
- Manuel Guzmán Chinae Jesús. (2013). Optimización de la digestión anaerobia en reactores. Académica española.
- Medina Roos J. (2001). Guía para la gestión integral de los residuos sólidos municipales. . México, D.F.
- Pavlostathis, S.G., Giraldo-Gómez, E. (1991). Kinetics of anaerobic treatment: a critical review.critical reviews in environmental control. Vol. 21.
- Sánchez P. (2006). La biomasa y la energía. México.
- Scenna J. Modelao. (1999). Simulación y optimización de procesos químicos. Madrid. Segovia. (2002). Usos de la basura, in el sol de México. México, D, F.
- Wehenpohl Gunter. (2002). Consultoría de la gtz, sermanat, guía para la elaboración de programas municipales para la prevención y gestión integral de los residuos sólidos urbanos. México, D, F.
- Wilson R. (2004). Lastet trends in anaerobic digestion in North America. Biocycle energy. España.

Anexos

Anexo 1: Fig. 1: Distribución de los cerdos de engorde en Europa.



Anexo 2: Tabla 1: Síntesis de operaciones aplicables al tratamiento de residuos ganaderos, en especial a purines de cerdo.

Proceso	Aplicado a fracción S, L, o T	Objetivo
1. Balsas homogeneización, estercoleros	T, S, L	Regular la producción continua al consumo estacional de cultivos. Regular entradas discontinuas a plantas de tratamiento. Reducir patógenos
2. Separación de fases	T	Separar para propiciar líneas específicas de tratamiento, transporte o aplicación a fracción S o L resultante
3. Aplicación de encimas y bacterias a balsas	T	Aumentar concentración de sólidos. Transformar N amoniacal a orgánico
4. Nitrificación	L	Transformar N amoniacal a nítrico
5. Desnitrificación	L	Transformar N nítrico a N ₂ . Eliminar materia orgánica fácilmente degradable
6. Descomposición aeróbica heterótrofa	L, T	Eliminar materia orgánica
7. Digestión anaerobia	T, L, S	Producir CH ₄ (energía). Eliminar materia orgánica. Higienizar
8. Compostaje	S	Eliminar/estabilizar materia orgánica. Higienizar. Obtener abono orgánico de calidad
9. Reducción biológica de fósforo	L	Transferir P soluble a fase biológica sedimentable. Eliminar materia orgánica fácilmente degradable.
10. Precipitación química	L	Transferir algunos componentes a fase sedimentable. Separar P (apatitas, estruvita)
11. Secado/peletización	S	Separar agua. Reducir volumen
12. Evaporación/concentración	L	Separar agua. Reducir volumen
13. Stripping/absorción	L	Recuperar N amoniacal
14. Higienización térmica	T	Eliminar/inactivar patógenos. Hidrólisis térmica
15. Dosificación de aditivos	T, S, L	Modificar composición para adecuarla a cultivos o posibilitar otros procesos
16. Ozonización	L	Oxidación compuestos orgánicos recalcitrantes
17. Filtración en membrana/osmosis inversa	L	Separar sales. Reducir conductividad



Anexo 3: Tabla 2: Ventajas del proceso de digestión anaerobia.

FACTOR	VENTAJAS DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA
Variabilidad en la composición	Homogeneización de la composición, más intensa cuanto mayor es el tiempo de retención.
Malos olores y compuestos orgánicos volátiles	Eliminación de ácidos grasos volátiles (AGV) y otros compuestos fácilmente degradables. La materia orgánica resultante es lentamente o difícilmente degradable; los purines digeridos no presentan olor desagradable y son un producto más estable. En procesos térmicos posteriores se evitan problemas por volatilización de compuestos orgánicos. La reducción o eliminación de AGV disminuye la fitotoxicidad a los cultivos por estos compuestos.
Reducción de materia orgánica y total. Mineralización	Reducción de sólidos totales y volátiles. Reducción de materia orgánica degradable y mantenimiento de las concentraciones de nutrientes. Transformación de nitrógeno orgánico a amoniacal. En caso de separar la fase acuosa, el producto resultante presentará menor volumen, manteniendo la misma riqueza fertilizante
Distribución de partículas y de fracción soluble	Homogeneización en la distribución de partículas, lo cual favorece el diseño y aplicación de procesos posteriores de secado. Hidrólisis de partículas de pequeño tamaño y coloidales, y reducción de orgánicos solubles, con lo cual se facilita la separación entre fases solubles y en suspensión.
Consistencia	Consistencia pastosa de la fracción sólida de los purines digeridos, lo cual favorece su manipulación y peletización
Alcalinidad	Disminución muy significativa de la relación de alcalinidad. Aporte de alcalinidad para favorecer un proceso posterior de nitrificación, total o parcial. A su vez, y debido a la reducción de materia orgánica, el consumo energético en este proceso será inferior al de la nitrificación de la fracción líquida de purines frescos.
Balance energético	Balance energético positivo y proceso productor neto de energía renovable. Contribuye a disminuir las necesidades externas de energía para procesos térmicos posteriores. Permite el tratamiento de mezclas con otros residuos para optimizar la producción energética (codigestión), y facilitar la gestión integral de residuos orgánicos en la zona de aplicación del plan (cogestión).
Emisiones de gases de efecto invernadero	El proceso contribuye a la disminución en la generación de gases de efecto invernadero, si el metano producido sustituye una fuente no renovable de energía.

Anexo 4: Tabla 3: Caracterización relativa para la codigestión de diferentes residuos orgánicos.

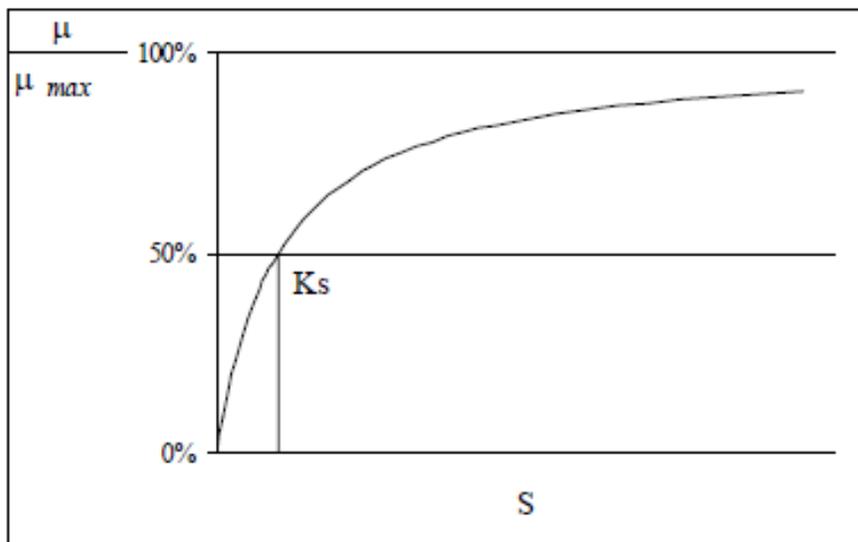
Tabla 6. Caracterización relativa para la codigestión de diferentes residuos orgánicos

	Residuos ganaderos	Lodos EDAR	FORSU	Residuos industria alimentaria
Micro y macronutrientes	↑	↑	↓	↓
Relación C/N	↓	↑↓	↑	↑
Capacidad tampón (alcalinidad)	↑		↓	↓
Materia orgánica biodegradable	↓	↑↓	↑	↑

Anexo 5: Tabla 4: Componentes del biogás en función del sustrato utilizado.

Componente	Residuos agrícolas	Lodos de depuradora	Residuos industriales	Gas de vertedero
Metano	50-80%	50-80%	50-70%	45-65%
Dióxido de carbono	30-50%	20-50%	30-50%	34-55%
Agua	Saturado	Saturado	Saturado	Saturado
Hidrógeno	0-2%	0-5%	0-2%	0-1%
Sulfuro de hidrógeno	100-700 ppm	0-1%	0-8%	0.5-100 ppm
Amoníaco	Trazas	Trazas	Trazas	Trazas
Monóxido de carbono	0-1%	0-1%	0-1%	Trazas
Nitrógeno	0-1%	0-3%	0-1%	0-20%
Oxígeno	0-1%	0-1%	0-1%	0-5%
Compuestos orgánicos	Trazas	Trazas	Trazas	5 ppm (terpenos, esteres,...)

Anexo 6: Fig. 2: Ilustración de la cinética de crecimiento de Monod.



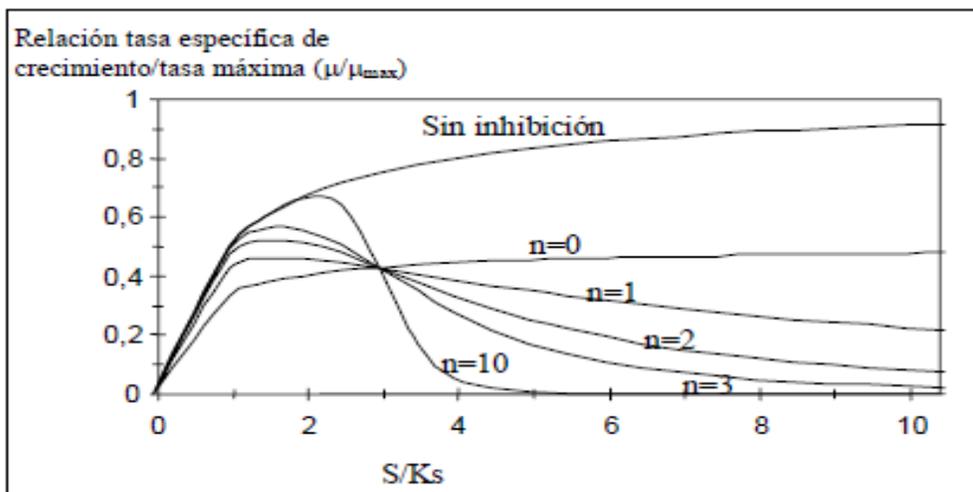
Anexo 7: Tabla 5: Diferentes cinéticas de crecimiento de microorganismos usadas.

Tipo de cinética	$-dS/dt$	μ
Primer orden	$K \cdot S$	$\frac{kS}{S_0 - S}$ (2.8)
Grau <i>et al.</i> (1975)	$\frac{\bar{\mu} \cdot S}{Y S_0} X$	$\bar{\mu} \frac{S}{S_0}$ (2.9)
Monod (1950)	$\frac{\bar{\mu}}{Y} \frac{S}{K_S + S} X$	$\bar{\mu} \frac{S}{K_S + S}$ (2.10)
Contois (1959)	$\frac{\mu_m}{Y} \frac{S}{BX + S} X$	$\mu_m \frac{S}{BX + S}$ (2.11)
Chen y Hashimoto (1978)	$\bar{\mu} \frac{S}{K \cdot X + Y \cdot S} X$	$\bar{\mu} \frac{S}{K \cdot S_0 + (1 - K)S}$ (2.12)

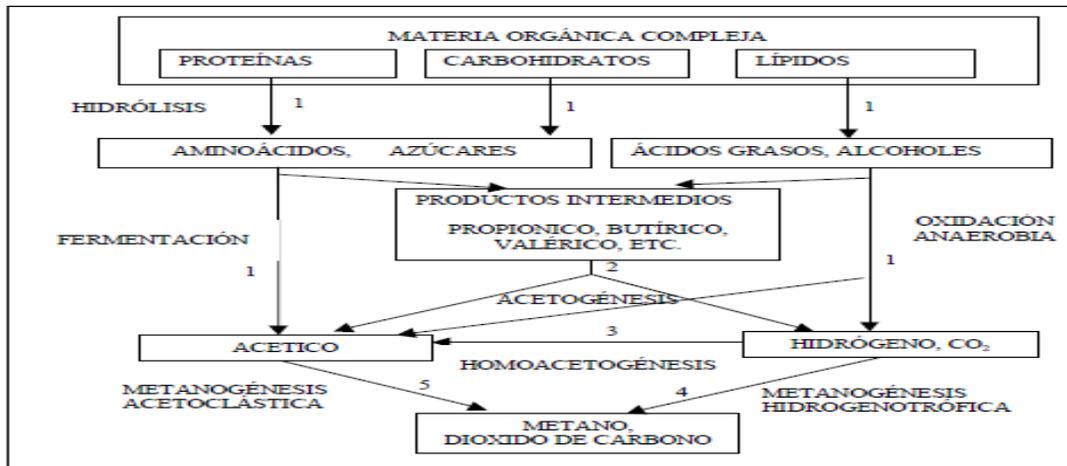
Anexo 8: Tabla 6: Tipos de inhibición y expresión matemática de la cinética.

	Parámetro afectado	Expresión de la cinética
Inhibición no competitiva	Tasa máxima de crecimiento	$\mu = \mu_{max} \frac{S}{K_s + S} * \frac{K_I}{K_I + I}$
Inhibición Competitiva	Constante de saturación	$\mu = \frac{\mu_{max} S}{K_s \left(1 + \frac{I}{K_I} \right) + S}$
Inhibición Acompetitiva	Tasa máxima y constante de saturación.	$\mu = \frac{\mu_{max}}{1 + \frac{K_s}{S} + \frac{I}{K_I}}$

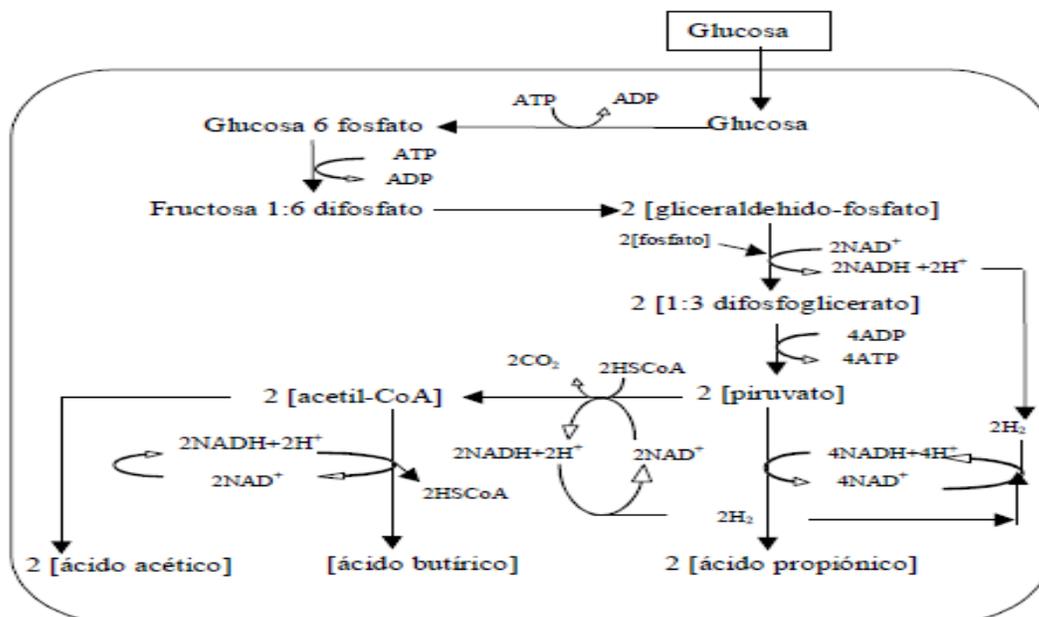
Anexo 9: Fig. 3: Efecto de la concentración de sustrato sobre la relación tasa específica de crecimiento/tasa máxima, para diferentes valores de n, considerando que la constante de inhibición es KI=3 KS



Anexo 10: Fig. 4: Esquema de reacciones de la digestión anaerobia de materiales poliméricos.



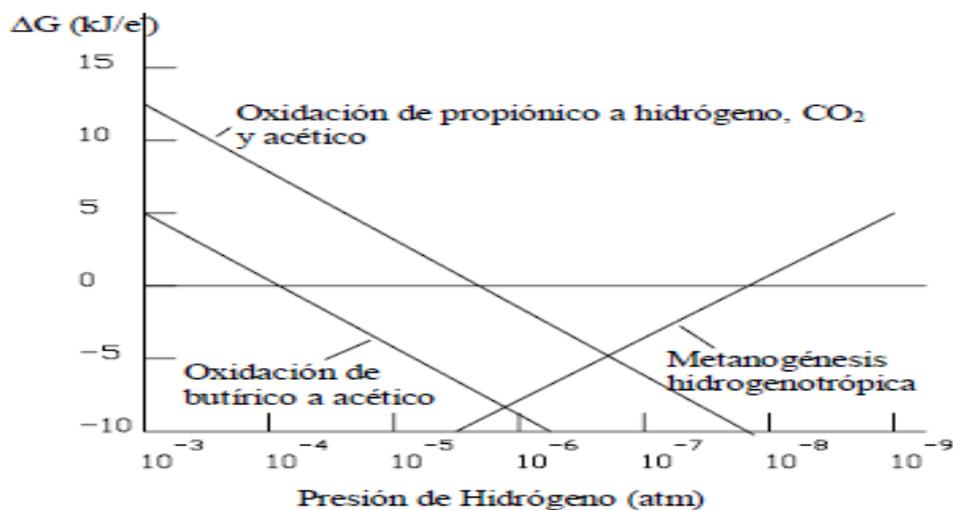
Anexo 11: Fig. 5: Simplificación de las rutas metabólicas de degradación de la glucosa por las bacterias acidogénicas.



Anexo 12: Tabla 7: Reacciones acetogénicas que ocurren en los sistemas anaerobios.

<i>Reacciones acetogénicas</i>	$\Delta G^{\circ'}$ (KJ)
<i>Etanol y láctico</i>	
$Etanol + H_2O \rightarrow Acetato + H^+ + 2H_2$	+9,6
$Lactato^{-1} + 2H_2O \rightarrow Acetato^{-1} + H^+ + 2H_2 + HCO_3^{-}$	-4,2
<i>Ácidos Grasos</i>	
$Acetato^{-1} + 4H_2O \rightarrow H^+ + 4H_2 + 2HCO_3^{-}$	+104,6
$Pr opionato^{-1} + 3H_2O \rightarrow Acetato^{-1} + HCO_3^{-} + H^+ + 3H_2$	+76,1
$Butirato^{-1} + 2H_2O \rightarrow 2Acetato^{-1} + H^+ + 2H_2$	+48,1
$Valerato^{-1} + 3H_2O \rightarrow 3Acetato^{-1} + 2H^+ + 4H_2$	+96,2
<i>Aminoácidos</i>	
$Alanina + 3H_2O \rightarrow Acetato^{-1} + HCO_3^{-} + NH_4^+ + H^+ + 2H_2$	+7,5
$Aspartato^{-1} + 4H_2O \rightarrow Acetato^{-1} + 2HCO_3^{-} + NH_4^+ + H^+ + 2H_2$	-14,0
$Leucina + 3H_2O \rightarrow isovalerato^{-1} + HCO_3^{-} + NH_4^+ + H^+ + 2H_2$	+4,2
$Glutamato^{-1} + 4H_2O \rightarrow propionato^{-1} + 2HCO_3^{-} + NH_4^+ + H^+ + 2H_2$	-5,8
$Glutamato^{-1} + 7H_2O \rightarrow acetato^{-1} + 3HCO_3^{-} + NH_4^+ + 3H^+ + 5H_2$	+70,3

Anexo 13: Fig. 6: Relación entre la energía libre de la reacción y la presión parcial de hidrógeno.



Anexo 14: Tabla 8: Principales reacciones metanogénicas y otras consumidoras de hidrógeno.

<i>Reacciones hidrogenotróficas</i>	ΔG° (KJ)
$4H_2 + H^+ + 2HCO_3^- \rightarrow$ Acetato + $4H_2O$	-104.6
$4H_2 + 4S^\circ \rightarrow 4HS^- + 4H^+$	-112
$4H_2 + 2HCO_3^- + H^+ \rightarrow CH_4 + 3H_2O$	-135.6
$4H_2 + 4SO_4^{2-} + H^+ \rightarrow HS^- + 4H_2O$	-151.9
$4H_2 + 4$ fumarato $\rightarrow 4$ succinato	-344.6
$4H_2 + NO_3^- + 2H^+ \rightarrow NH_4^+ + 3H_2O$	-599.6
Interconversión formato-hidrógeno	
$H_2 + HCO_3^- \rightarrow$ formato + H_2O	-1.3
Metanogénesis acetoclástica	
Acetato + $H_2O \rightarrow HCO_3^- + CH_4$	-31.0
Metanogénesis a partir de otros substratos	
<i>Fórmico</i>	
$4HCOOH \rightarrow CH_4 + 3CO_2 + 2H_2O$	
<i>Metanol</i>	
$4CH_3OH \rightarrow 3CH_4 + CO_2 + 2H_2O$	
<i>Trimetil-amina</i>	
$4(CH_3)_3N + 6H_2O \rightarrow 9CH_4 + 3CO_2 + 4NH_3$	
<i>Dimetil-amina</i>	
$2(CH_3)_2NH + 2H_2O \rightarrow 3CH_4 + CO_2 + 2NH_3$	
<i>Monometil-amina</i>	
$4(CH_3)NH_2 + 2H_2O \rightarrow 3CH_4 + CO_2 + 4NH_3$	

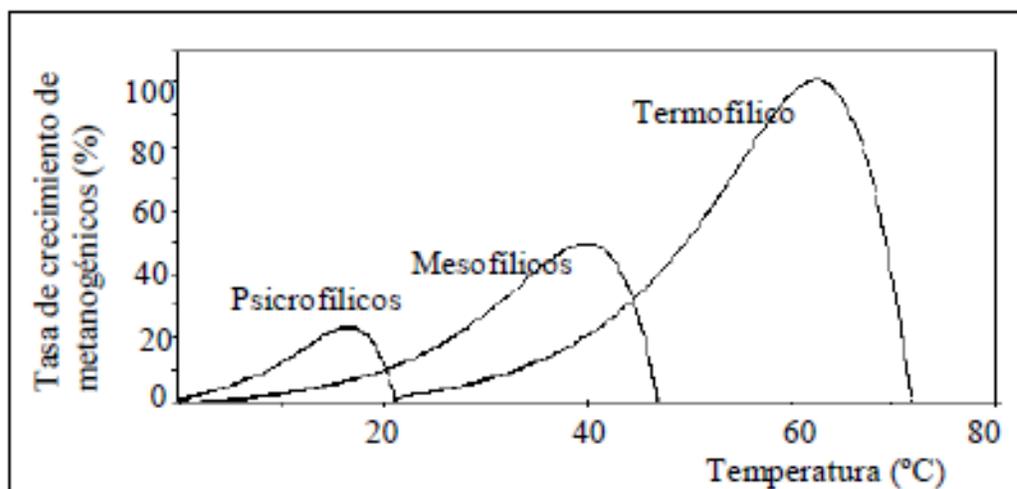
Anexo 15: Tabla 9: Resumen de parámetros cinéticos de la fase metanogénica.

Tipo cultivo	T ^a	k $\frac{gDQO}{gSSV \cdot d}$	K _s $\frac{mgDQO}{L}$	μ_{max} d ⁻¹	Y $\frac{gSSV}{gDQO}$	b d ⁻¹
Metanogénesis acetoclástica (substrato acetato en todos los casos)						
Cultivo mezcla	25	5.0	930	0.25	0.050	0.011
Cultivo mezcla	30	5.1	356	0.275	0.054	0.037
Cultivo mezcla	35	8.7	165	0.357	0.041	0.015
Cultivo mezcla	60		26	0.28		
<i>Methanosarcina barkeri</i>	37	8.6	257	0.206	0.024	0.004
<i>Methanobacterium sp.</i>	30	26	11	0.26	0.01	
<i>Methanobrix soebsgenii</i>	37		30	0.11	0.023	
Metanogénesis hidrogenotrófica a partir de H₂ y CO₂						
<i>Methanobrevibacter arborophilicus</i>	33		0.6	1.4	0.04	
<i>Methanobrevibacter smithii</i>	37	90	0.018	4.02	0.045	0.088
<i>Methanobrevibacter smithii</i>	37		0.016			
Bacterias del rumen	37	2-8				
Lodo de digestor	30	11-69	0.07-0.11			
<i>Methanobacterium thermoautotrophicum</i>	60	50-54	0.09-0.14		0.13	
<i>Methanospirillum hungatei</i>	37	1.92	0.09-0.12	0.05	0.017-0.03	
Cultivo mezcla	35	16.5	4.8*10 ⁻⁵			

Anexo 16: Tabla 10: Resumen de constantes cinéticas propuestas para los diferentes procesos.

Substrato	Proceso	k $\frac{gDQO}{gSSV \cdot d}$	K_s $\frac{mgDQO}{L}$	μ_{max} d^{-1}	Y $\frac{gSSV}{gDQO}$	b d^{-1}
Carbohidratos	Acidogénesis	1.33-0.76	22.5-630	7.2-30	0.14-0.17	6.1
AGCL	Oxidación anaerobia	0.77-6.76	105-3180	0.085-0.55	0.04-0.11	0.01-0.015
AGV	Acetogénesis	6.2-17.1	12-500	0.13-1.20	0.025-0.047	0.01-0.027
Acetato	Metanogénesis acetoclástica	2.6-11.6	11-421	0.08-0.7	0.01-0.054	0.004-0.037
H ₂ /CO ₂	Metanogénesis hidrogenotrófica	1.92-90	4.8*10 ⁻³ -0.60	0.05-4.07	0.017-0.045	0.088

Anexo 17: Fig. No. 7: Dependencia de la constante de crecimiento de la temperatura.



Anexo 18: Tabla 11: Temperatura óptima y máxima, parámetros cinéticos de crecimiento para diferentes cultivos metanogénicos acetoclásticos.

Metanogénicos acetoclásticos	T _{opt} (°C)	T _{max} (°C)	μ _{max} (d ⁻¹)	K _s (Ac) mg DQO/L
<i>Methanosarcina barkeri</i>	35-40	-	0.023	320
<i>Methanosarcina thermophila</i>	50	55-60	0.058	288
<i>Methanosarcina CALS-1</i>	55-58	60	0.058	-
<i>Methanosarcina MP</i>	55	60	-	-
<i>Methanosarcina MST.A-1</i>	55	65	0.053	685
<i>Methanosarcina CHT155</i>	57	63	0.085	614
<i>Methanotherox soebgenii</i>	37	45-50	0.0085	45
<i>Methanotherox conciliii</i>	35-40	40-45	0.029	77
<i>Methanosaeta sp. P_T</i>	55	65-70	0.020	-
TAM	60	70	0.012	51
<i>Methanotherox sp. CALS-1</i>	60	65-70	0.028	<64
<i>Methanotherox thermoacetophila</i>	65	70	-	-
Co-cultivo oxidante de acetato	60	-	0.019	-

Anexo 19: Tabla 12: Rangos de concentración de nutrientes, necesarios para el correcto crecimiento de las bacterias anaerobias.

	g/kg SSV	g/kg DQO (B)
Nitrógeno	80-120	55-85
Fósforo	10-25	7-18
Azufre	10-25	7-18
Hierro	5-15	4-11



Anexo 20: Tabla 13: Resumen de ecuaciones de simulación del pH en modelos estructurados de digestión anaerobia.

Autores	Balance de cargas	Calculo de pH resolviendo la ecuación:
Andrews y Graef (1971)	$[HCO_3^-] = [Z^+] - [A_H^-] \quad \text{Ec.20}$	$[H^+] = K_1 \times \left[\frac{CO_{2,D}}{HCO_3^-} \right] \quad \text{Ec. 21}$
Costello et al. (1991)	$[HCO_3^-] + \sum [A_H^-] + [OH^-] = [H^+] + [N_a^+] \quad \text{Ec.}$	$[HCO_3^-] + \sum \frac{[A]}{[H^+]} + \frac{K_w}{[H^+]} = [H^+] + [N_a^+] \quad \text{Ec.23}$
Siegrist et al. (1993)	$\begin{cases} [HCO_3^-] + H^+ \rightleftharpoons CO_2 + H_2O \\ P_{14} = k_{14}[HCO_3^-] \times [H^+] \\ P_{15} = k_{15}[CO_2] \end{cases} \quad \text{Ec.24}$	$\frac{d[H^+]}{dt} = \sum (v_f p_j) = -P_{14} + P_{15} \quad \text{Ec.25}$
Angelidak i et al. (1993)	$Ch(pH) = [HCO_3^-] + 2[CO_3^-] + \sum_i [A_i^-] + [H_2PO_4^-]$	$\begin{cases} [H^+] = \frac{Ch + \sqrt{Ch^2 + 4K_w}}{2} \quad \text{si } Ch(pH) > 0 \\ [H^+] = \frac{2K_w}{-Ch + \sqrt{Ch^2 + 4K_w}} \quad \text{si } Ch(pH) < 0 \end{cases} \quad \text{Ec. 27}$

Anexo 21: Tabla 14: Coeficientes para las expresiones de constantes de disociación.

	pK(0°)	a	b	c
Acet.*	4.78	-0.002	6.00E-05	-2.00E-07
Prop.*	4.806	-0.001	8.00E-05	-4.00E-07
Butir.*	4.895	-0.002	7.00E-05	-3.00E-07
CO2(1)*	6.579	-0.013	0.0002	-8.00E-07
CO2 (2)	10.619	-0.014	0.0001	0
PO3 (1)*	2.0607	0.0025	0	0
PO3 (2)*	7.314	-0.007	0.0001	-6.00E-07
PO3 (3)*	12.658	0	0	0
NH4+*	10.07	-0.036	9.00E-05	4.00E-08
Agua*	14.93	-0.043	0.0002	-6.00E-07

Anexo 22: Tabla 15: Coeficientes para las expresiones de la constante de Henry.

	A	B	C	D
CO ₂	0.0697	-0.002	2.56*10 ⁻⁵	-1.21*10 ⁻⁷
NH ₃	52.9	-1.454	0.021	-1.13*10 ⁻⁴
CH ₄	-60.954	85.8073	23.4487	-

Anexo 23: Tabla 16. Diseño de los experimentos.

Ingredientes	Peso de la materia (kg)	Peso del recipiente (kg)
Cachaza	0.18	2
Cascaron de huevo	0.15	
Pulpa de guayaba	0.17	
Purín de cerdo	0.50	
H ₂ O	0.8	
Total	1.8	

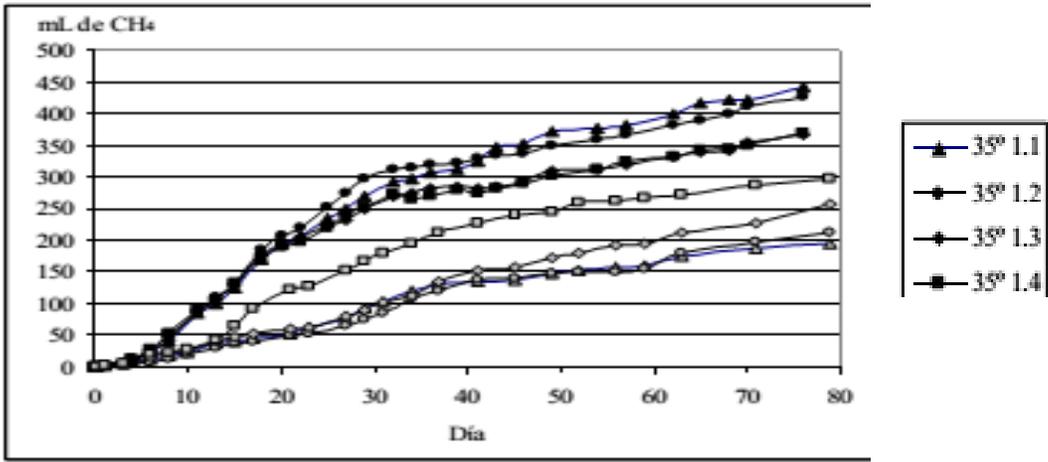
Anexo 24: Tabla 17. Resultado de las pruebas de laboratorio.

M	pH (u), T°C U=±0,5%	CE _{25 °C} μS/cm U=±0,3%	DQO mg/L U=±30%	DBO* ₅ ²⁰ mg/L	S.S mL/L	CTT NMP/100mL
765	7.42 - 22.5	8700	41895	26125	160.0	-
766	7.57- 22.7	4500	45570	4500	110.0	2.8 x 10 ⁷

Anexo 25: Tabla 18. Factores para la conversión de la concentración de AGV a unidades de DQO.

Tipo AGV	mg DQO/mMol	mg DQO/mg
C ₂ (acético)	64	1.07
C ₃ (propiónico)	112	1.51
C ₄ (iso-butírico y n-butírico)	160	1.82
C ₅ (iso-valérico y n-valérico)	208	2.04

Anexo 26: Fig.7: Evolución de la producción de metano acumulado en el experimento 1.



Anexo 27: Fig. 8. Evolución de la producción acumulada de CO₂, en el experimento 1.

