

**Universidad Central “Marta Abreu” de Las Villas
Facultad de Química-Farmacía
Departamento de Ingeniería Química**

**DIGESTIÓN ANAEROBIA DE RESIDUOS DE LA
AGROINDUSTRIA ARROCERA CUBANA PARA LA
PRODUCCIÓN DE BIOGÁS**

Tesis en opción al grado científico de Doctor
en Ciencias Técnicas.

Luz María Contreras Velázquez

Santa Clara
2013

**Universidad Central “Marta Abreu” de Las Villas
Facultad de Química-Farmacía
Departamento de Ingeniería Química**



Universidad de Sancti Spiritus “José Martí Pérez”

**DIGESTIÓN ANAEROBIA DE RESIDUOS DE LA
AGROINDUSTRIA ARROCERA CUBANA PARA LA
PRODUCCIÓN DE BIOGÁS**

Tesis en opción al grado científico de Doctor en
Ciencias Técnicas.

Autora: Prof. Aux. Ing. Luz María Contreras Velázquez, MSc.

Tutores: Prof. Aux. Ing. Ileana Pereda Reyes, Dr.C.

Prof. Tit. Ing. Osvaldo Romero Romero, Dr.C.

Santa Clara
2013

AGRADECIMIENTOS

Cuando me detengo a pensar en las personas que de una u otra forma, aportaron con algún granito de arena, para que pudiera construir esta obra, serian quizás innumerables. Para ello necesité de la colaboración, ayuda, apoyo, paciencia, estímulo y hasta de la exigencia de muchos.

En primer lugar mis más sinceros agradecimientos a los colegas del Instituto Agrario de Bornim-Potsdam en Alemania, por el aseguramiento material y financiero para el desarrollo experimental del trabajo, en especial a Prof. Dr. Linke, Dr. Mumme y Dr. Plöchl por la asesoría brindada y a Frau Schelle por su colaboración en el trabajo de laboratorio.

A mis tutores Dr.C. Ileana Pereda y Dr.C. Osvaldo Romero, por la paciencia con que supieron realizar esa tarea “desde sus perspectivas algo antagónicas”, pero que de esa forma contribuyeron a mi crecimiento profesional y al desarrollo de este trabajo. Por ayudarme a creer que yo sí podía, por la amistad que creció en este tiempo y a la Ily por las veces que me acogió en su casa como un miembro más de la familia.

Las gracias especiales a mis amigos alemanes: Barbara, Vhöri, Karo, Uta, Stephan, Christoph, Petra, Leo y Lola por el gran apoyo emocional y espiritual que me brindaron en momentos muy difíciles y porque supieron hacer más agradable y pasajera la lejanía de mi tierra y de los míos.

A mis padres y hermanos, por el apoyo incondicional y constante durante toda mi vida y la confianza en que algún día yo iba a llegar a la meta.

A Hortensia y Elbis por el cuidado y amor con que supieron llenar el espacio, cuando no estuve al lado de Gaby.

A mis compañeros del CEEPI que asumieron parte de mis tareas en este tiempo, convirtiéndolos en mi mayor compromiso para lograr este objetivo.

A todos los amigos que con sus palabras de aliento me ayudaron a vencer los momentos de desánimo y desesperanza.

Por último, no menos importantes, a mis profesores de Ingeniería Química de la UCLV que con su enseñanza contribuyeron al amor por mi profesión, porque aún sigo soñando en ser algún día como algunos de ustedes.

En fin, desde lo más profundo de mi, gracias a todos los que me acompañaron en hacer de este sueño una realidad.

DEDICATORIA

A mis padres, por el regalo de la vida.

A mi hija Gaby, que es mi mayor tesoro, por quien puse todo el empeño.

A mis hermanos, sobrinos, amigos y el resto de la familia, por ser la otra parte de mí.

A quien, desde su silencio y omnipresencia, me protege, fortalece y restaura cada día.

SÍNTESIS

La presente investigación se fundamenta en la búsqueda de alternativas de tratamiento a los residuos de la producción de arroz en Cuba. En este sentido la digestión anaerobia resulta una variante biotecnológica sencilla que posibilita disminuir la carga contaminante del residuo y generar productos valiosos. El objetivo del trabajo fue definir los parámetros fundamentales del proceso de digestión anaerobia de residuos agroindustriales del arroz cubano, como única fuente de carbono, necesarios para identificar potencialidades de plantas de biogás como una alternativa de tratamiento de estos desechos.

La caracterización físico-química de los residuos de arroz cubano y la determinación del potencial de biogás bajo condiciones de temperatura mesofílica y termofílica, a través de ensayos en discontinuo, acreditan que de los tres residuos estudiados, la paja y el residuo de secado pueden ser tratados por vía anaerobia, como única fuente de carbono, con rendimientos similares a otros materiales reportados en la literatura. El estudio cinético del proceso posibilitó estimar los rendimientos máximos esperados y las constantes cinéticas en cada caso y demostró, conjuntamente con el análisis de biodegradabilidad última, que la temperatura termofílica favorece el proceso de degradación anaerobia de estos residuos.

Con los criterios que emergieron del trabajo experimental en régimen de alimentación continua en las dos configuraciones de reactores evaluadas: tanque completamente mezclado CSTR y de flujo ascendente en estado sólido UASS, se estimaron las potencialidades energéticas y ambientales del tratamiento anaerobio de la paja de arroz para un caso de estudio. Además se demuestra mediante la estimación de indicadores económicos que puede ser factible una inversión para el tratamiento anaerobio de este residuo, que se justifica plenamente por las importaciones de combustible fósil que se evitaría el país al generar electricidad a partir de una fuente renovable.

ABSTRACT

This investigation is based on the search for alternatives to treat wastes from rice production in Cuba. In this sense the anaerobic digestion has proved to be a simple biotechnological variant making possible to diminish the waste contaminant load and to generate valuable products. The objective of the work was to define the fundamental process parameters of the anaerobic digestion of Cuban rice agroindustrial wastes, as only carbon source, needed to identify potentialities of biogas plants as a treatment alternative for these wastes.

The physicochemical characterization of the Cuban rice wastes and the determination of the biogas potential under mesophylic and thermophylic temperature conditions by means of discontinuous tests, substantiate that out of the three wastes studied, rice straw and wastes from the drying process can be anaerobically treated, as only carbon source, with yields similar to other materials reported in literature. The kinetic study of the process made possible to estimate the prospective maximum yields and the kinetic constants in each case and proved, together with the ultimate biodegradability analysis, that the thermophylic temperature favors the anaerobic degradation process of these wastes.

With the criteria that emerged from the experimental work in continuous feeding regime in both reactors' configurations assessed: completely stirred tank reactor (CSTR) and upflow anaerobic solid-state reactor (UASS), the energetic and environmental potentialities of the rice straw anaerobic treatment for a case of study were estimated. In addition, by means of the estimation of economic indicators, it is proved that an investment for the anaerobic treatment of this waste can be feasible, what is fully substantiated by the fossil combustible imports that Cuba would avoid by generating electricity from a renewable source.

PRODUCCIÓN CIENTÍFICA DE LA AUTORA

Sobre el tema la autora ha publicado o presentado en eventos científicos los siguientes artículos:

1. Producción de biogás con fines energéticos. De lo histórico a lo estratégico. **Revista Futuros** No. 16, 2006 Vol. IV. ISSN 1913-6196
2. Incremento de la eficiencia de la empresa arrocera por aprovechamiento energético de residuos. **Revista Infociencia** Vol.14, No.3, 2010
3. Methane potential and biodegradability of rice straw, rice husk and rice residues from the drying process. **Water Science and Technology** 65 (6), 2012. Pág. 1142-1149.
4. Aprovechamiento energético de residuos arroceros por bioconversión. **Revista Dyna: Energía y Sostenibilidad**. Vol. 1, Enero 2012, ISSN: 2254-2833
5. Tratamiento de la paja de arroz mediante fermentación anaerobio en estado seco. **Revista Ingeniería Química de Uruguay** N° 41 Junio 2012, ISSN: 0797-4930
6. Estimación de la producción de biogás con fines energéticos en la provincia de Sancti Spíritus. **III Convención “Entrono Agrario 2005”**. Octubre 2005. Sancti Spíritus, Cuba.
7. Diagnóstico y perspectiva para la producción de biogás con fines energéticos en la provincia de Sancti Spíritus. **V Conferencia internacional de energía renovable, ahorro de energía y educación energética**. CIER 2007. Mayo 2007. La Habana, Cuba.
8. Estimación del potencial de biogás a partir de los residuos de la producción de arroz en la provincia de Sancti Spíritus. **Encuentro del Grupo Nacional de Biogás**. Noviembre 2009 Ciego de Ávila, Cuba.
9. Obtención de biogás mediante tratamiento anaerobio de la paja de arroz por fermentación en estado seco. **XXXII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, AIDIS**. 7-11 Noviembre 2010. República Dominicana.
10. Biogas from rice crops residues in batch reactors. A kinetic approach. **10th Symposium on Anaerobic Digestion in Latin America (X DAAL)** October 23-27, 2011, Brazil.

11. Characterization of rice crop residues as feedstock for anaerobic digestion). **1ra Conferencia Científica de la UNISS, YAYABOCIENCIA 2011**. Sancti Spíritus, Cuba. ISBN: 978-959-250-703-6
12. Evaluation of two reactors' configuration for the anaerobic degradation of rice straw. **13 World Congress of Anaerobic Digestion**. Junio 2013. Santiago de Compostela, España.
13. Potencialidades del tratamiento anaerobio de los residuos de arroz cubano. **II Jornada científica de producción de alimentos en armonía con el medio ambiente**. Junio 2013. Filial Universitaria La Sierpe, UNISS. Sancti Spíritus, Cuba.

ÍNDICE

	Pág.
INTRODUCCIÓN.	1
CAPÍTULO 1. MARCO TEÓRICO Y REFERENCIAL.	
1.1 Introducción.	9
1.2 Situación energética mundial.	9
1.3 Situación energética en Cuba.	10
1.4 Situación internacional y nacional de los residuos de la producción de arroz.	11
1.5 Generalidades del proceso de digestión anaerobia.	13
1.5.1 Factores que influyen en el proceso de digestión anaerobia.....	15
1.5.2 Modelos cinéticos que describen el comportamiento de la digestión anaerobia.	19
1.6 Biomazas para la producción de biogás.	22
1.7 Caracterización de los residuos del arroz para la producción de biogás.	24
1.8 Estudios de digestión anaerobia con paja y cáscara de arroz.	26
1.9 Tecnologías para el tratamiento anaerobio de residuos.	32
1.10 Desarrollo del biogás en Cuba.	36
1.10.1 Consideraciones económicas relacionadas con la producción de biogás en Cuba.	37
1.11 Efecto ambiental de la producción de biogás.	38
1.12 Conclusiones parciales.	39
CAPÍTULO 2. ESTUDIO EN SISTEMA DISCONTINUO	
2.1 Introducción.	41
2.2. Materiales y métodos.	41
2.2.1 Caracterización de los residuos del arroz como sustratos.	41
2.2.2 Descripción del ensayo para la determinación del potencial de biogás.	42
2.2.3 Potencial de biogás de los residuos del arroz.	45
2.2.4 Análisis cinético.	46
2.2.5 Eficiencia de la bioconversión.	47
2.2.6 Biodegradabilidad.	47

2.3 Resultados y discusión.	48
2.3.1 Caracterización de los residuos del arroz.	48
2.3.2 Potencial de biogás de los residuos de arroz cubano.	49
2.3.3 Cinética del proceso.	54
2.3.4 Eficiencia de la bioconversión.	57
2.3.5 Biodegradabilidad de los residuos de cosecha y producción de arroz.	58
2.4 Conclusiones parciales.	61
CAPÍTULO 3. POTENCIALIDADES DEL TRATAMIENTO ANAEROBIO DE LA PAJA DE ARROZ EN SISTEMAS CONTINUOS. CASO DE ESTUDIO: EMPRESA AGROINDUSTRIAL DE GRANOS “SUR DEL JÍBARO”.	
3.1 Introducción.	62
3.2 Materiales y métodos.	62
3.2.1 Digestión en régimen continuo de la paja de arroz en el reactor UASS (Upflow anaerobic solid-state reactor).	62
3.2.1.1 Descripción y operación del reactor UASS.	62
3.2.1.2 Evaluación de la digestión anaerobia de la paja de arroz en el reactor UASS.	64
3.2.1.3 Cálculo de los parámetros cinéticos y de eficiencia del proceso.	66
3.2.2 Digestión anaerobia de la paja de arroz en el reactor de tanque completamente mezclado CSTR.	67
3.2.2.1 Descripción y operación del reactor CSTR.	67
3.2.2.2 Evaluación del proceso de digestión anaerobia de la paja de arroz en el reactor CSTR.	68
3.2.3 Estimación de las potencialidades energéticas del tratamiento anaerobio de la paja de arroz para el caso de estudio: Empresa Agroindustrial de Granos “Sur del Jíbaro” de Sancti Spíritus.	69
3.2.4 Valoración ambiental del tratamiento anaerobio de la paja de arroz.	70
3.3 Resultados y discusión.	74
3.3.1 Operación del reactor UASS durante la digestión anaerobia de la paja de arroz.	74
3.3.1.1 Evaluación del proceso de digestión anaerobia en el reactor UASS	

(26,5 L).	75
3.3.2 Evaluación de la digestión anaerobia de la paja de arroz en el reactor CSTR.	80
3.3.2.1 Operación del reactor CSTR de forma simultánea con reactor UASS.	80
3.3.2.2 Evaluación del proceso de digestión en el reactor CSTR y en el UASS.	81
3.4 Potencialidades energéticas, ambientales y económicas del tratamiento anaerobio de la paja de arroz, para el caso de estudio de la Empresa Agroindustrial de Granos “Sur del Jíbaro”.	88
3.4.1 Caracterización de la Empresa Agroindustrial de Granos “Sur del Jíbaro”. ..	88
3.4.2 Potencialidades energéticas del tratamiento anaerobio de la paja de arroz para el caso de estudio	90
3.4.3 Valoración ambiental del tratamiento anaerobio de la paja de arroz.....	91
3.4.4 Análisis de prefactibilidad económica del tratamiento anaerobio de la paja de arroz para el caso de estudio empresa “Sur del Jíbaro”.	93
3.5 Conclusiones parciales.	97
Conclusiones.	99
Recomendaciones.	100
Bibliografía.	101
Anexos.	

INTRODUCCIÓN

Los debates recientes sobre medio ambiente y desarrollo coinciden con el agravamiento de la situación socioeconómica mundial, debido al impacto de la crisis económica global con particular crudeza en las dimensiones financiera, comercial, energética, social, alimentaria y ambiental (Pichs, 2012). El sector energético se considera una de las vías a través de las cuales la actividad humana ejerce mayor impacto sobre el medio ambiente y los recursos naturales. Los irracionales patrones de funcionamiento de este sector a nivel mundial, así como sus implicaciones socioeconómicas y ambientales, revelan la necesidad de una reestructuración energética global, basada en un paradigma energético sostenible. Por ello, el desarrollo de tecnologías que permitan un mejor aprovechamiento de las fuentes renovables de energía, de bajos costos y que propicien la obtención de subproductos aprovechables, constituye un reto que la comunidad científica debe enfrentar con urgencia.

Por otra parte, se estima que a escala mundial el sector agrícola tiene gran incidencia en las emisiones de gases de efecto invernadero GEI, responsable del 14% de las emisiones globales de estos gases (EEA, 2006), sin incluir las emisiones indirectas del sector como la energía empleada en la fabricación de fertilizantes, la producción y utilización de maquinaria agrícola y el transporte (de insumos y cosechas), entre otras. La enorme cantidad de residuos que se generan en las cosechas de cultivos, la cría de ganado y su inadecuada disposición final en muchos casos, son las principales fuentes con mayor incidencia en la calidad del medio ambiente.

Una de las actividades más importantes en el sector agrícola es el cultivo de arroz, que aporta de igual forma a las emisiones de GEI a nivel mundial (Gadde *et al.*, 2009). El manejo o la disposición de sus residuos de cosecha y de beneficio industrial, es una problemática aún por resolver en países grandes productores de arroz. En el caso de los restos de la cosecha (paja de arroz) pese a que existen métodos disponibles para su uso como alimento animal, combustible para la cocina y fibras para pulpas de papel, entre otros (He *et al.*, 2008), existen cantidades significativas inutilizadas que contribuyen a un impacto negativo sobre el medio ambiente.

Una de las prácticas más frecuentes por los agricultores es quemar la paja en el campo, lo que genera gran concentración de emisiones al aire de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) y

otros en trazas como: óxido nitroso (N₂O), monóxido de carbono (CO), hidrocarburos (HC), óxidos de nitrógeno (NO_x) y óxidos de azufre (SO_x), que provocan la contaminación del lugar y zonas aledañas, con las partículas y los gases resultantes de la combustión (Abril *et al.*, 2009). Otra práctica común es la incorporación de la paja de arroz al suelo. Debido al proceso de degradación natural que ocurre bajo esas condiciones, existen emisiones, entre otros, de gas metano a la atmósfera (Watanabe *et al.*, 1995). Además, esta práctica con el tiempo puede causar el deterioro de las condiciones del suelo en detrimento del rendimiento de la cosecha e incidir en el incremento de las enfermedades foliares (Zhang R. y Zhang Z., 1999). Por su parte, la cáscara tiene como uso más común la combustión para generar energía entre otros tratamientos termoquímicos (Gadde *et al.*, 2009) y ha sido poco estudiada en procesos de conversión biológica.

Ante esta problemática energética y ambiental, la tecnología del biogás emerge y se ha consolidado con impacto internacional. A través de ella, además de facilitarse la depuración o el tratamiento de residuales orgánicos biodegradables mediante un proceso biológico, se obtiene un gas con valor combustible, que adquiere altos niveles de utilización como recurso energético (Speece, 1985; Montalvo y Guerrero, 2003; Chandra *et al.*, 2012). El biogás se considera una fuente renovable de energía versátil ya que puede reemplazar combustibles fósiles en la producción de energía y calor, y más recientemente como combustible alternativo para vehículos (Weiland, 2010).

Varios países europeos como Alemania, Dinamarca, Bélgica, Suecia y Holanda, desde principios de la década de los ochenta, han desarrollado la tecnología del biogás de forma descentralizada para generar energía, con experiencias muy positivas transmitidas debidamente a la comunidad científica. Lograr establecer un esquema tecnológico obliga a estudios desde reactores discontinuos hasta operación continua a largo plazo. Debido a la complejidad del proceso biológico que implica la degradación de estos sustratos, en cada una de estas etapas es necesario determinar la capacidad de generación de metano, la presencia de posibles compuestos tóxicos o acumulación de intermediarios que obstaculizan el funcionamiento del proceso y la compensación de nutrientes en el mismo, para su adecuado desempeño desde los propios aportes del sustrato bajo análisis. Los países que han logrado establecerse en el mercado mundial como

líderes de esta tecnología, se han destacado por la integración de especialistas desde instituciones de investigación hasta universitarias, mediante acertadas políticas de estimulación en la promoción del pago de energía producida a partir de fuentes renovables.

Según estudios recientes, las tendencias actuales desde el año 2005 hasta la fecha, comprende la búsqueda sistemática de nuevos sustratos para lograr mayores rendimientos de metano y tecnologías más eficientes que impliquen una mejor degradación de la materia orgánica con un menor volumen de reactor. La aplicación de técnicas biotecnológicas ha facilitado importantes cambios en las configuraciones de los reactores y en el mejor aprovechamiento de las fuentes de carbono (Angelidaki *et al.*, 2003).

Un importante crecimiento en los últimos años en la producción de biogás ha ocurrido a partir del empleo de cultivos energéticos. El potencial de metano de una gran gama de estos cultivos ha sido evaluado, con valores significativos que varían desde $0,120 \text{ m}^3\text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$ hasta $0,658 \text{ m}^3\text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$ (Lehtomäki, 2006; Braun *et al.*, 2010), dependiendo de numerosas condiciones. Estos constituyen en su mayoría materiales lignocelulósicos que presentan limitaciones durante el proceso de degradación anaerobia, lo que conlleva a cambios tecnológicos y marcan una propensión a profundizar en el desarrollo de la etapa de hidrólisis y a la consolidación de la separación de fases en la tecnología anaerobia.

Sin embargo, la producción de biogás a partir de cultivos energéticos no se considera éticamente apropiada, ya que la demanda de alimentos no permite pensar en utilizar grandes extensiones de tierra para producir energía. Una opción loable puede ser el aprovechamiento energético por la ruta del biogás de los residuos que se generan durante la actividad agropecuaria, con un marcado impacto ambiental. Estos residuos son también materiales lignocelulósicos por lo que se mantiene la problemática científica a resolver. La energía obtenida a partir de éstos evitaría las emisiones de gases de efecto invernadero debido a una adecuada disposición al medio ambiente de los mismos y a la reducción de las emisiones de CO_2 equivalente por sustitución de combustibles fósiles. Adicionalmente, se obtiene del proceso un residuo digerido con propiedades como fertilizante orgánico que permite mantener la productividad del suelo lo más cercano posible a su potencial, devolviendo los nutrientes de forma más asimilable por las plantas (Weiland, 2010;

Garfí *et al.*; 2011). Es por estas razones, entre otras, que el uso de los residuos agroindustriales como fuente de carbono constituye un campo de estudio novedoso en la biotecnología anaerobia.

Cuba no presenta una situación energética y ambiental diferente al resto del mundo. La producción de energía eléctrica ha estado afectada principalmente por los elevados costos que implican las importaciones de combustible fósil. Considerado un país en vías de desarrollo, ha tenido un incremento en los últimos años, aún insuficiente, del uso energético de la biomasa, la energía eólica, la energía solar y, en menor medida, de la producción de biogás, a pesar de que los residuos contribuyen con el 8% de las emisiones de CO₂e (Pérez *et al.*, 2013). Se reconoce que el desarrollo de las energías renovables produce varios beneficios debido a una mayor estabilidad del suministro de energía y la minimización de efectos ambientales. Lograr el cambio de la matriz energética para alcanzar una mayor autonomía es de interés gubernamental lo que queda plasmado en los lineamientos 37, 113, 131, 133, 218 y 247, que regulan la política económica y social del país, para potenciar el aprovechamiento de las distintas fuentes renovables de energía, priorizando las de mayor efecto económico.

En Cuba el empleo de la tecnología del biogás se inició en la década de los 80, dirigido fundamentalmente al tratamiento de excretas de producciones pecuarias y residuales de algunas industrias, con el fin de disminuir la carga contaminante de los mismos. Actualmente el potencial de biogás se estima en más de 152 000 toneladas de petróleo equivalente (TEP) (Guardado, 2012) a partir de diversos tipos de vertimientos y residuos con que cuenta el país y su impacto ha estado dirigido al sector rural y a los pequeños agricultores. Las tecnologías empleadas son básicamente las de tipo chino e hindú con varias innovaciones cubanas. El biogás producido se destina a cubrir bajas demandas energéticas, como la cocción de alimentos y alumbrado (Contreras, López *et. al.*, 2006). Con esta concepción se reporta la construcción en el sector rural de más de 4 000 digestores en una primera etapa (Guardado, 2006). La mayoría de éstos fueron desactivados con el paso del tiempo debido a la disponibilidad de otras fuentes energéticas, errores de diseño y de operación de las instalaciones y en algunos casos por escasez de materia prima, entre otras causas.

En el caso de la provincia de Sancti Spíritus existen trabajos realizados y publicados por el Grupo Provincial de Biogás que estiman que en el año 2009, el potencial de biogás de acuerdo a la

biomasa disponible en la provincia podría cubrir más del 50% de la demanda eléctrica. Se identifican como potenciales más significativos por su cantidad, los residuos que se originan de la producción porcina, de la industria azucarera y los residuos agroindustriales del arroz (Knaebel, 2006; Oria, 2010).

Sobre la digestión anaerobia de los residuos agroindustriales del arroz, específicamente la paja y la cáscara, existen pocos estudios reportados que muestran el potencial de producción de biogás de estas biomásas, bajo diferentes condiciones experimentales. Algunos reportes analizan estos residuos como sustratos complementarios (codigestión) en el tratamiento anaerobio de las excretas de animales, para ajustar la relación carbono/nitrógeno (C/N) y de esa forma mejorar la eficiencia del proceso degradativo (Hills y Robert, 1981; Kalra *et al.*, 1986; Somayaji y Khanna, 1994). En estos trabajos el rendimiento máximo de biogás reportado fue de $0,33 \text{ m}^3\text{kg}_{\text{ST}}^{-1}$, al adicionar paja de arroz durante la digestión de excretas vacunas.

Investigaciones más recientes han analizado la influencia de diferentes alternativas de pretratamiento a la biomasa: físicos, químicos, enzimáticos y sus combinaciones (He *et al.*, 2008; Lei *et al.*, 2010; Yang, D. *et al.*, 2009 y Zhao *et al.*, 2010), en la producción de biogás con rendimientos máximos entre $0,47\text{-}0,52 \text{ m}^3\text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$, sin lograrse establecer como pretratamientos efectivos debido al alto costo que implicaría su aplicación industrial. Por su parte Komatsu *et al.*, (2010) analizó ambos efectos al adicionar paja de arroz como cosustrato durante la digestión de lodos de depuradora de agua después de ser pretratada física y enzimáticamente, con un máximo en la producción de metano de $0,33 \text{ m}^3\text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$.

Si bien existen avances en los estudios con algunos residuos agroindustriales del arroz, aún quedan aspectos por dilucidar sobre el comportamiento del proceso de degradación anaerobia cuando estas biomásas se emplean como única fuente de carbono, que justifiquen la posibilidad de implementación de esta tecnología como alternativa de tratamiento para estos desechos, a escala industrial. En muchos casos, las empresas arroceras están localizadas lejos de otras fuentes de residuos y la posibilidad del mezclado de éstos es impracticable. Es necesario entonces un análisis de parámetros importantes que describan el comportamiento del proceso, cuando los residuos de la cosecha y la producción del arroz son utilizados como única fuente de carbono, como son la biodegradabilidad última y la cinética, que incluya además el efecto de la

temperatura en condiciones termofílicas. Estos aspectos aún no han sido abordados en la literatura hasta la actualidad. La biodegradabilidad se considera uno de los indicadores más importantes en el diseño de plantas de biogás a escala industrial, para lograr un máximo potencial de producción de metano (Angelidaki y Sanders, 2004), en tanto la velocidad de degradación influye en el diseño y el tamaño del reactor a utilizar (Pavlostathis y Giraldo-Gómez, 1991).

Adicionalmente, no se encontraron reportes que caractericen a los residuos agroindustriales del arroz cubano (paja y cáscara), como sustratos para producir biogás y que evalúen el potencial de éstos, como única fuente de carbono en el tratamiento anaerobio. De igual forma, no aparece reportado hasta la fecha el potencial de metano proveniente de la degradación anaerobia de los residuos del proceso industrial de secado del arroz (residuos de secado).

Consecuentemente con los aspectos antes mencionados, cobra significación científica y práctica, el siguiente **problema científico**: la falta de estudios de biodegradabilidad y cinética de la digestión anaerobia de residuos agroindustriales del arroz cubano como monosustrato, limita definir parámetros fundamentales del proceso para identificar potencialidades de plantas de biogás como una alternativa de tratamiento de estos desechos.

Se plantea como **objetivo general**: definir los parámetros fundamentales del proceso de digestión anaerobia de residuos agroindustriales del arroz cubano, como única fuente de carbono, necesarios para identificar potencialidades de plantas de biogás como una alternativa de tratamiento de estos desechos.

Para dar cumplimiento al objetivo general es necesario alcanzar los siguientes **objetivos específicos**:

1. Determinar el potencial de producción de biogás de los residuos del arroz cubano como monosustratos.
2. Analizar el comportamiento cinético y la biodegradabilidad última de los residuos del arroz cubano durante el proceso de digestión anaerobia como única fuente de sustrato, bajo diferentes condiciones de temperatura.
3. Evaluar el proceso de digestión anaerobia de la paja de arroz, como único sustrato, en reactores en régimen continuo.

4. Identificar las potencialidades energéticas, ambientales y de prefactibilidad económica del tratamiento anaerobio de la paja de arroz para un caso de estudio.

El objeto de estudio se centró en el proceso de digestión anaerobia de los residuos agroindustriales del arroz cubano y como **campo de acción** los parámetros fundamentales del proceso para identificar potencialidades de plantas de biogás como una alternativa de tratamiento de estos desechos.

En correspondencia con los elementos señalados, se plantea como **hipótesis de la investigación**: si se realizan estudios de biodegradabilidad y cinética de la digestión anaerobia de residuos agroindustriales del arroz cubano como monosustrato, es posible definir parámetros fundamentales del proceso para identificar potencialidades de plantas de biogás como una alternativa de tratamiento de estos desechos.

En virtud de lo anteriormente planteado y de acuerdo con el marco teórico, se declaran las siguientes **novedades científicas**:

1. Estudio integral del potencial de biogás de los residuos del arroz cubano utilizados como monosustrato, en condiciones de temperatura mesofílica y termofílica.
2. Estudio cinético comparado en régimen mesofílico y termofílico del proceso de biodigestión anaerobia de los residuos del arroz cubano como monosustrato.
3. Análisis de la biodegradabilidad última de los tres residuos principales que se obtienen de la producción de arroz cubano.
4. Evaluación del proceso de producción de biogás a partir de la paja de arroz como monosustrato empleando reactores en continuo UASS y CSTR.

Se considera además que el **aporte científico** del trabajo consiste en la determinación de parámetros que son fundamentales para identificar potencialidades de plantas de biogás como una alternativa de tratamiento de los residuos del arroz cubano, los que se relacionan con los siguientes aspectos:

- Potencial de metano/biogás a esperar de cada uno de los residuos del arroz cubano como monosustrato en condiciones mesofílicas y termofílicas.

- Mayor potencialidad para producir biogás a partir de paja de arroz y residuos de secaderos en condiciones de temperatura termofílica y no factibilidad del uso de la cáscara de arroz no tratada para la digestión anaerobia.
- Biodegradabilidad de cada residuo de arroz utilizado como monosustrato en la biodigestión anaerobia.
- Cinética del proceso de biodigestión anaerobia de residuos del arroz cubano como monosustrato en régimen mesofílico y termofílico.
- Caracterización del proceso de digestión de la paja de arroz como monosustrato en reactores continuos UASS y CSTR, que define a los reactores CSTR como de elección en comparación con los UASS para la producción de biogás, según los resultados experimentales.

CAPÍTULO 1. MARCO TEÓRICO Y REFERENCIAL

1.1 Introducción.

En el presente capítulo se exponen las bases conceptuales y se identifican las brechas epistemológicas sobre la utilización de los residuos del arroz para la producción de energía por conversión a biogás. Un esbozo de la situación energética mundial y cubana, además de la situación actual que presentan los residuos de la producción de arroz, son argumentos como punto de partida para este análisis. Se abordan aspectos esenciales sobre el proceso de digestión anaerobia como la cinética, los modelos cinéticos más utilizados, así como los parámetros más significativos que influyen en el proceso. Se precisan las principales tecnologías que se emplean en el tratamiento anaerobio a nivel mundial, particularmente para residuos sólidos y el desarrollo que ha tenido esta tecnología en Cuba. Un análisis exhaustivo de los trabajos realizados sobre las biomásas utilizadas para la producción de biogás, con énfasis en los residuos de la producción de arroz, revela las principales insuficiencias en este campo y permiten orientar la presente investigación.

1.2 Situación energética mundial.

Desde la década del 70 del pasado siglo se habla de crisis de los combustibles, con su manifestación más directa en el precio de éstos (Houtart, 2009). Situación que se agudiza con el crecimiento acelerado de la demanda de energía global basada en un 88% sobre combustibles fósiles (Weiland, 2010). A pesar de los cambios que ya se observan hacia el uso de las fuentes renovables de energía, en las estadísticas mundiales prácticamente no se visualiza el aporte de la energía obtenida por la conversión energética del biogás. No obstante, en regiones como Europa la potencia instalada a partir del biogás aportó en el 2007 cerca de 6 millones de TEP, con un crecimiento anual del 20% (Braun *et al.*, 2010).

Es impostergable la necesidad de transformar la matriz energética mundial en busca de un mayor aporte de las fuentes renovables de energía. De esa forma se podría minimizar el agravado peligro de agotamiento de los combustibles fósiles y las consecuencias ambientales de su utilización en la generación de energía, responsable en gran medida del calentamiento global y el consecuente cambio climático. La cantidad de residuos generados a nivel mundial que pueden ser tratados por vía anaerobia, constituyen una fuente importante de obtención de energía por lo que

los trabajos encaminados a desarrollar la producción de biogás con fines energéticos, a partir de residuos, tienen gran importancia en la perspectiva internacional y para países en desarrollo.

1.3 Situación energética en Cuba.

En Cuba donde la potencia de generación de electricidad pasó de 397 MW en 1959, cobertura del 56% de la población, a más de 3 500 MW y cobertura superior al 95% de la población, persisten insuficientes fuentes para el suministro de combustible, que unido a los precios del mercado mundial y a los conflictos bélicos en países exportadores de petróleo, la hacen vulnerable a cambios externos. Lo anterior ha llevado al país a la búsqueda de alternativas para una mayor independencia energética desde 1993, con medidas dirigidas a aumentar la eficiencia energética y promover las fuentes renovables de energía. Estas quedaron incluidas en el “Programa de la Revolución Energética” en el año 2005, lo que impulsó la generación distribuida de electricidad con motores *diesel* y *fuel oil* (Pichs, 2008). En ese sentido se firma en diciembre del 2012 un decreto presidencial para impulsar el desarrollo e implementación de las fuentes renovables de energía hasta el 2030 (López A., 2013)

Los combustibles fósiles aportan el 81% de la producción de energía primaria en Cuba y el 95% de la energía eléctrica (Vázquez *et al.*, 2013). Existen cerca de 34 600 instalaciones que utilizan fuentes renovables de energía; entre estas los molinos de viento, calentadores solares y sistemas fotovoltaicos, aportando un 3,8% de la energía eléctrica (Arrastía, 2012). Específicamente el biogás solamente significa un 0,25% en el consumo de energía primaria, a pesar de que se reportan más de 500 biodigestores en el país (López A., 2013).

Similar al escenario mundial, la matriz energética cubana se basa fundamentalmente en los combustibles fósiles y en el caso del uso de las fuentes renovables de energía, el biogás tiene un aporte poco representativo. Por lo tanto adquieren gran significación, las investigaciones encaminadas a definir los potenciales reales de generación de energía por la ruta de bioconversión de biomasa residual con que cuenta el país y cuya disposición final actualmente contribuye al deterioro del medioambiente. Estas investigaciones deben profundizar en los elementos que rigen el proceso así como la complejidad de los residuos a estudiar.

1.4 Situación internacional y nacional de los residuos de la producción de arroz.

El cultivo del arroz se lleva a cabo en 113 países y constituye el alimento básico para más de la mitad de la población mundial. Entre los principales productores se encuentran la India, China, Indonesia, Bangladesh, Tailandia, Viet Nam y Japón, con 161 420 millones de hectáreas cultivadas en el 2009 (Chandra *et al.*, 2012). Se considera el tercer cultivo agrícola de importancia mundial en términos de área total cultivada y de producción. Según la FAO, se estima que la producción mundial de arroz será de 760 millones de toneladas de arroz cáscara para el año 2025 (Gadde *et al.*, 2009), lo cual generaría aproximadamente 1 140 millones de toneladas de residuos de cosecha. Estos están compuestos fundamentalmente por los tallos y las hojas de las plantas, conocido comúnmente como paja de arroz. Otro residuo de esta producción es la cáscara de arroz, proveniente del proceso de molinado y se generan en el mundo en un entorno de 113 millones de toneladas métricas cada año (Yu *et al.*, 2009). Por lo anteriormente expuesto se puede decir que tanto los restos de cosecha, como la cáscara de arroz pueden constituir una fuente importante de energía en países grandes productores de arroz.

En Cuba la producción de arroz gana cada vez más importancia, ya que es un alimento básico para la población con una producción estimada para el 2015 de 1 086 000 t. Específicamente en la región central de Cuba existe una elevada producción de arroz concentrada en la Empresa Agroindustrial de Granos “Sur del Jíbaro” del municipio La Sierpe. La empresa cuenta con un total de 83 875 ha de tierra, de éstas 27 217 ha dedicadas al cultivo del arroz y 23 000 ha aproximadamente a la ganadería. En el año 2011 la producción fue de 112 592 t de arroz y se estima un crecimiento prospectivo de 5 000 t anuales hasta el 2016 (Linares y Meneses, 2011).

Durante este proceso productivo, típico en otros polos arroceros del país, se generan varios residuos, de ellos el salvado o polvo de arroz y la cabecilla, se consideran subproductos al utilizarse como alimento animal por el valor nutritivo que poseen. En la figura 1.1 aparece un esquema energético-productivo del cultivo del arroz para la Empresa Agroindustrial de Granos “Sur del Jíbaro”.

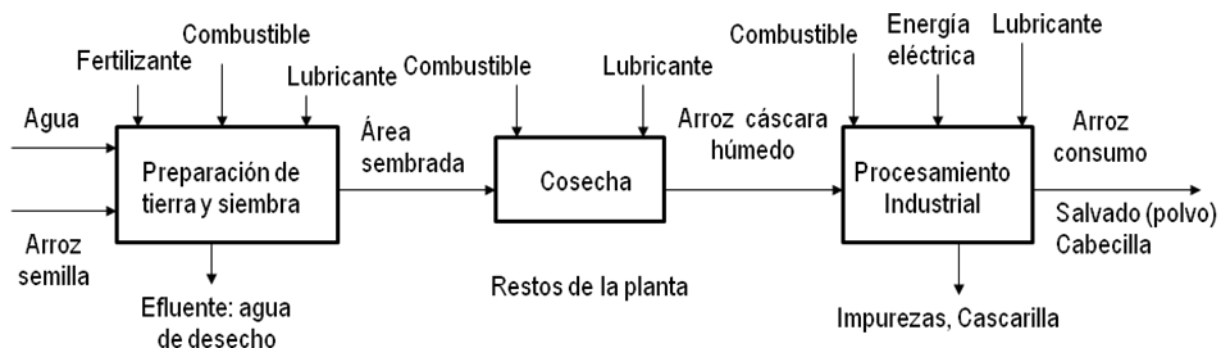


Figura 1.1. Esquema energético-productivo de la Empresa Agroindustrial de Granos “Sur del Jíbaro”, en la provincia de Sancti Spíritus. Fuente: (García, 2010).

Los restos de la cosecha (paja de arroz), la cascarilla o cáscara de arroz y las impurezas o residuos del secado, estos últimos obtenidos durante el procesamiento industrial, se consideran residuos y no cuentan actualmente con una disposición final ambientalmente adecuada (García, 2010). Se generan en cantidades apreciables durante la producción con valores aproximados de 1,3 t de paja; 0,04 t de residuos del proceso de secado y 0,22 t de cáscara de arroz por tonelada de arroz húmedo que se produce (Linares y Meneses, 2011).

En el caso de la paja de arroz pequeñas cantidades no contabilizadas se emplean como alimento para el ganado en épocas de sequía, el resto queda depositada en el suelo y son posteriormente quemadas a cielo abierto cuando se va a preparar la tierra para la nueva cosecha (García, 2010; Linares y Meneses, 2011).

Aunque en diferentes regiones del mundo la paja de arroz tiene uso como combustible para la cocina y fibras para pulpas de papel, entre otros (He *et al.*, 2008), la práctica más común en países grandes productores de arroz es la combustión a cielo abierto, lo que provoca serios daños ambientales (Lei *et al.*, 2010), por la emisión a la atmósfera de grandes concentraciones de gases de efecto invernadero, impulsoras del cambio climático (Abril *et al.*, 2009) y de otros contaminantes en forma de partículas: COx, hidrocarburos, NOx, SO2, compuestos orgánicos volátiles (VOCs) e hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs), compuestos policlorados y dioxinas y furanos. Otras investigaciones afirman que también se emiten dibenzodioxinas policloradas y dibenzofuranos (PCDDs/Fs), sustancias que son altamente cancerígenas y quedan en parte formando las cenizas (Korenaga *et al.*, 2001).

La incorporación de la paja de arroz al suelo, con el tiempo, puede reducir el rendimiento de la cosecha por el deterioro de sus condiciones e influir en el incremento de las enfermedades foliares (Zhang R. y Zhang Z., 1999), además de las emisiones de metano que se emiten a la atmósfera debido a la degradación natural (Watanable *et al.*, 1995).

De la cáscara de arroz, residuo del proceso de molinado, solamente se emplea aproximadamente un 22% como combustible en los secaderos de arroz de la empresa. A nivel mundial se reporta el uso energético mediante procesos termoquímicos (Gadde *et al.*, 2009), por su alto contenido en componentes inorgánicos, así como aditivo en forma de cenizas en materiales de construcción (González, 2004) y ha sido poco estudiada como fuente de carbono en la fermentación anaerobia.

En cuanto a los residuos del proceso de secado, éstos se depositan en las áreas exteriores de la industria formando grandes acumulaciones que provoca contaminación en el propio proceso o también en ocasiones es quemada al aire libre (García, 2010; Linares y Meneses, 2011). En la literatura consultada no se encontraron valores de producción de energía a partir de los mismos, ni por métodos biológicos ni por procesos de conversión termoquímica.

Estos argumentos ponen de manifiesto la posibilidad de evaluar la digestión anaerobia de estos residuos como alternativa de tratamiento, para lo cual es necesario hacerles una caracterización bioquímica, que incluya la determinación del potencial real de biogás.

1.5 Generalidades del proceso de digestión anaerobia.

La digestión anaerobia es un proceso biológico natural donde una comunidad de bacterias cooperan para formar una fermentación estable y autorregulada. Durante el proceso se convierte la materia orgánica, en ausencia de oxígeno molecular como aceptor de electrones, en una mezcla de gases (biogás) y un efluente estabilizado o lodo con propiedades biofertilizantes (Montalvo y Guerrero, 2003). El biogás está formado principalmente por metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) y pequeñas proporciones de otros gases como H_2 , H_2S , NH_3 , N_2 y vapor de agua. La composición o riqueza del biogás depende del material digerido y del funcionamiento del proceso. Cuando se emplean residuos agrícolas como fuente de carbono, la composición puede variar en los siguientes intervalos: metano (50-80%), dióxido de carbono (30-50%), hidrógeno (0-2%), monóxido de carbono, nitrógeno y oxígeno (0-1%), sulfuro de hidrógeno 100-700 ppm, además de amoníaco en forma de trazas (Bu'Lock y Christiansen, 2000).

Desde un punto de vista bioquímico y microbiológico el proceso de degradación anaerobia de la materia orgánica se describe en cuatro etapas metabólicas fundamentales: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis, a partir de reacciones multietapas en serie y en paralelo (Zehnder, 1978). En los digestores industriales como en la naturaleza, los sustratos a degradarse están formados por diferentes tipos de polímeros complejos, que deben ser metabolizados por microorganismos para su uso como fuente de energía y biosintetizar todos los componentes celulares.

La primera etapa es la hidrólisis de partículas y moléculas complejas: carbohidratos, grasas y proteínas, por enzimas extracelulares producidas por los microorganismos fermentativos y como resultado se producen compuestos solubles, que serán metabolizados por las bacterias anaerobias en el interior de las células. En esta etapa en el caso de los polisacáridos, son convertidos en azúcares simples, como la glucosa, galactosa, arabinosa, manosa y otros. Posteriormente, 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 dióxido de carbono por la acción de los microorganismos acetogénicos y ocurre finalmente la metanogénesis, que produce metano, principalmente, a partir de acético, de hidrógeno y de dióxido de carbono (Campos, 2001; Stams *et al.*, 2003; Zehnder, 1978).

Estas poblaciones de microorganismos se caracterizan por diferentes velocidades de crecimiento y sensibilidad a cada compuesto intermedio como inhibidor, por ejemplo: hidrógeno, ácido acético o amoníaco. Esto implica que cada etapa presentará diferentes velocidades de reacción según la composición del sustrato y que el desarrollo estable del proceso global requerirá de un equilibrio que evite la acumulación de compuestos intermedios inhibidores o la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV), que podría producir una disminución del pH.

La velocidad del proceso está limitada por la etapa más lenta, la cual depende de la composición de cada residuo (Vavilin *et al.*, 2008). Para sustratos solubles, la fase limitante acostumbra a ser la metanogénesis y para aumentar la velocidad se siguen estrategias en el diseño de los reactores que permitan una elevada concentración de microorganismos acetogénicos y metanogénicos en el mismo. En el caso de sustratos particulados, se considera que la fase limitante es generalmente la

hidrólisis (Eastman y Ferguson, 1981; Pavlostathis y Giraldo-Gómez, 1991), proceso enzimático cuya velocidad depende entre otros factores, de la superficie de las partículas.

Específicamente en el caso de materiales lignocelulósicos, la presencia de lignina, compuesto altamente refractario a la degradación anaerobia, afecta la biodegradabilidad de la celulosa y hemicelulosa, así como la de otros polímeros, convirtiéndose su degradación en el paso limitante de la velocidad de hidrólisis (Vavilin *et al.*, 2008).

El grado de hidrólisis y la velocidad del proceso depende de muchos factores, como el pH, la temperatura, la concentración de biomasa hidrolítica, el tipo de materia orgánica particulada (Pavlostathis y Giraldo-Gómez, 1991) y el tamaño de partícula (Hills y Nakano, 1984), entre otros. En el caso de la temperatura se ha demostrado que un aumento puede mejorar la tasa de hidrólisis, independientemente del tipo de compuesto (Pavlostathis y Giraldo-Gómez, 1991). Por ello resulta importante analizar la influencia de la temperatura en la cinética de la degradación de los residuos de la producción de arroz, cuando se utilizan como única fuente de carbono en el proceso.

1.5.1 Factores que influyen en el proceso de digestión anaerobia.

Existen diferentes parámetros que influyen en el proceso de digestión anaerobia, aunque solo algunos de ellos son definidos como variables del proceso y controlados desde etapas tempranas como los estudios a escala de laboratorio en discontinuo hasta la escala industrial. Entre estos se encuentran: temperatura, contenido de nutrientes (formas de nitrógeno), velocidad de carga orgánica y tiempo de retención hidráulico (TRH), el pH, la alcalinidad y los ácidos grasos volátiles (AGV).

Temperatura

Los procesos anaeróbicos, al igual que muchos otros sistemas biológicos, son fuertemente dependientes de la temperatura. La gama de temperaturas para este proceso varía entre 10°C y 60°C y de forma general, a altas temperaturas las tasas de reacción química y biológica son más rápidas que a bajas temperaturas. Las especies de bacterias que están presentes en el digestor dependen del valor de la temperatura, por lo que es necesario mantener estable este parámetro para que las bacterias crezcan de forma óptima (Campos, 2001; Pind *et al.*, 2003).

Existen tres intervalos de temperatura: psicrófilico de 10 a 25°C, mesófilico de 30 a 40°C y termófilico de 45 a 60°C. La mayoría de los digestores industriales funcionan en los límites de temperaturas mesofílicas, ya que cerca de este valor se combinan las mejores condiciones para el crecimiento de las bacterias. Existen estudios que fundamentan en forma general, que la temperatura termofílica es más conveniente que la mesofílica, entre otras ventajas se obtiene mayor producción de biogás, períodos de arrancada más cortos (Li *et al.*, 2011) y mayor velocidad de hidrólisis (Borja *et al.*, 1992; Ahring, 2003); pero se requiere de un mayor control del proceso, debido a que las bacterias termofílicas son menos tolerantes a las fluctuaciones de la temperatura que las mesofílicas (Weiland, 2010).

Contenido de nutrientes: formas de nitrógeno.

El proceso se caracteriza por los bajos contenidos de nutrientes, si se compara con otros procesos biológicos como los aerobios, debido fundamentalmente a los bajos índices de producción de biomasa microbiana. Esta biomasa microbiana necesita para su desarrollo de algunos macronutrientes: nitrógeno, fósforo, potasio, azufre, sodio, calcio y magnesio, además de micronutrientes: hierro, níquel, cobalto, molibdeno, zinc, manganeso y cobre (Bryant *et al.*, 1971; Montalvo y Guerrero, 2003).

Pereda (2007), confirma en su estudio la necesidad de los micronutrientes para el buen desempeño de las bacterias metanogénicas y la estimulación del proceso de digestión anaerobia, aspecto que corrobora Demirel y Scherer (2011) cuando emplean como sustratos cultivos energéticos, excreta animal y residuos de cosechas. La cantidad requerida de nutrientes es variable según las especies de microorganismos existentes, el tipo de sustrato, así como la tecnología anaerobia empleada entre otros factores (Speece, 1985). Específicamente, sobre la relación carbono/nitrógeno C/N, varios autores coinciden que debe oscilar entre 15-30:1 (Speece, 1985; Montalvo y Guerrero, 2003; Weiland 2010), aunque Van Groen-Estijn *et al.* (2008) en su estudio sobre el proceso producción de biogás específicamente de materiales lignocelulósicos, concluye que la relación debe ser menor de 43, para estos tipos de residuos. Esta variedad de criterios se fundamenta principalmente en la biodisponibilidad real de la fuente de carbono según el sustrato bajo estudio.

El nitrógeno orgánico presente en el residual, se hidroliza durante el proceso anaerobio a forma amoniacal, importante nutriente para el crecimiento de los microorganismos (Bryant *et al.*, 1971),

cuya carencia puede provocar el fracaso en la producción de biogás, aunque una concentración excesivamente alta, en forma de amoníaco libre NH_3 , puede limitar el crecimiento de éstos.

Existen diversos criterios en la literatura (Bhattacharya y Parkin, 1989; Angelidaki y Ahring, 1993) sobre la concentración de amonio inhibitoria del proceso anaerobio. Mähnert (2007) resume en su estudio que a concentraciones de amoníaco entre 1,5-3 g N/kg y valores de pH entre 7,4-7,6 puede ocurrir una inhibición de la producción de biogás y concentraciones superiores puede ser letal para algunas metanobacterias.

Velocidad de carga orgánica y tiempo de retención

La velocidad de carga orgánica unido al tiempo de retención, principales parámetros de diseño que definen el volumen de un digestor de acuerdo al tipo de sustrato (Eder y Schulz, 2007; Montalvo y Guerrero, 2003; Weiland, 2010), son aspectos necesarios a comparar en la evaluación de diferentes configuraciones durante el tratamiento anaerobio y producción de biogás de cualquier residuo biodegradable.

La carga orgánica relaciona la cantidad de materia orgánica expresada en unidades de demanda química de oxígeno DQO o de sólidos volátiles SV, por unidad de reactor y unidad de tiempo. En este estudio se expresa en unidades de sólidos volátiles, al tratarse de un sustrato sólido y se conoce que la medición de la DQO es poco fiable en estos casos (Mumme *et al.*, 2010). Este parámetro es directamente dependiente de la concentración del sustrato y del tiempo de retención. Altas cargas orgánicas pueden reducir el tamaño del digestor y consecuentemente los costos, aunque también puede inhibir el proceso de digestión al provocar acumulación de compuestos intermediarios.

El tiempo de retención, sólo puede ser claramente definido en los “sistemas discontinuos o *batch*” donde coincide con el tiempo de permanencia del sustrato dentro del digestor. En los digestores continuos y semicontinuos, el tiempo de retención se define como el valor en días del cociente entre el volumen del digestor y el volumen de carga diaria. Se asume como el tiempo necesario para renovar todo el contenido del reactor en un proceso continuo y depende del tipo de reactor, del tipo de sustrato y de la temperatura. Una mayor temperatura puede implicar una disminución en el tiempo de retención requerido y consecuentemente menor el volumen de reactor para digerir un determinado volumen de material. La relación costo-beneficio es el factor que finalmente determinará la optimización entre la temperatura y el tiempo de retención.

pH

En un digestor el pH es una medida de la cantidad de ácido o álcali presente en el sistema y es controlado por una serie de equilibrios físico-químicos de varios compuestos, donde se encuentra el sistema alcalino de bicarbonato e ion bicarbonato. Para que el proceso se desarrolle de forma satisfactoria, el pH debe estar en torno a la neutralidad. Aunque su control es fácil, se considera que es difícil la interpretación de los cambios en el mismo. Este ayuda a valorar la eficiencia en los sistemas de altas cargas que tratan residuos industriales con baja capacidad buffer. También su valor depende del CO₂ gaseoso y soluble; del ion amonio (NH₄⁺) y de la concentración de ácidos grasos volátiles (acético y propiónico) (Mähnert 2007).

Cada grupo microbiano vinculado al proceso de digestión anaerobia tiene su propio valor de pH óptimo (Angelidaki *et al.*, 2003), ocurriendo un desbalance si el pH es menor que 6, o mayor que 8,5, en función de la alcalinidad del medio (Angelidaki *et al.*, 2003; Mähnert, 2007).

De aquí que el seguimiento del pH no siempre asegura el control del proceso y se considere como mejor variante la relación ácidos grasos volátiles/alcalinidad (Weiland y Rieger, 2006).

Ácidos grasos volátiles. Relación ácidos grasos volátiles/alcalinidad.

Los ácidos grasos volátiles se consideran los intermediarios más importantes del proceso anaerobio, por lo que es fundamental conocer su evolución. Estos juegan un papel importante en el monitoreo y control de reactores anaerobios, ya que muestran una rápida respuesta a las variaciones en el sistema, por ejemplo en el caso de sobrecargas orgánicas, o en el caso de la introducción de tóxicos (Pind *et al.*, 2003). Pueden llegar a inhibir algunos de los procesos que tienen lugar en un reactor anaerobio, aunque hay cierta dispersión en la bibliografía al respecto. La acumulación de propiónico en el reactor, especialmente en forma no ionizada, puede inhibir la acetogénesis y la metanogénesis acetoclástica, mientras que la acumulación de acético, puede inhibir la acetogénesis. En el caso del acético son necesarias concentraciones muy altas por encima de 4 000 mg/L para que afecte la producción de metano (Ahring *et al.*, 1995).

Un criterio general para decidir el aumento del flujo másico en un reactor es su capacidad de generar alcalinidad. Uno de los problemas más comunes durante la etapa de arranque es la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV), lo cual puede llevar a una total acidificación si no se procede con cuidado. La relación ácidos grasos volátiles/alcalinidad indica la capacidad de

tamponamiento del sistema (Montalvo y Guerrero, 2003). 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 y se recomienda que la relación entre la alcalinidad debida a los AGV y la debida al bicarbonato no debe pasar de 0,3-0,4 para evitar que el reactor se acidifique (Campos, 2001, Pind *et al.*, 2003, Weiland y Rieger, 2006).

Otros términos empleados para esta relación son alfa (α) (Jenkins *et al.*, 1983) y FOS/TAC (por sus siglas en alemán). En los últimos años en Alemania se ha establecido como un parámetro sencillo de determinar y según la experiencia práctica durante el monitoreo de plantas de biogás, su valor no debe ser mayor que 0,8 (Leitfaden Biogas, 2010).

Para la evaluación del desempeño del proceso, además de estos parámetros de control es esencial conocer las características y limitaciones de los diseños de reactores, a fin de poder hacer una comparación apropiada entre los diferentes sistemas.

En ese sentido, la velocidad de producción de biogás puede utilizarse no sólo como parámetro de control, sino como variable para establecer la estabilidad del reactor. En un reactor estable como consecuencia del desarrollo equilibrado de los diferentes grupos microbianos presentes, la materia orgánica se transforma en CH_4 y CO_2 y sus cantidades producidas pueden ser drásticamente afectadas, cuando el sistema se desestabilizada.

En la búsqueda de una expresión matemática que posibilite describir el comportamiento del proceso de digestión anaerobia de los residuos de arroz y que permita hacer una comparación apropiada de los resultados, se decide realizar un análisis de los modelos cinéticos más empleados que se reportan en la literatura.

1.5.2 Modelos cinéticos que describen el comportamiento de la digestión anaerobia.

Dentro de los distintos modelos que se pueden desarrollar en la digestión anaerobia son de interés los de tipo cinético, ya que están fundamentados en la cinética celular que se desarrolla en el proceso y en las relaciones celulares que establezcan las poblaciones involucradas, dándole a los modelos una sólida base teórica (López M., 2000).

El conocimiento de los parámetros cinéticos del proceso facilita su optimización, una operación más estable y un mejor control del mismo. Permite profundizar en el desempeño del digester,

predecir el diseño apropiado y posibilita un mejor entendimiento de los mecanismos inhibitorios de la biodegradación (Rao y Singh, 2004).

La cinética del crecimiento biológico está basada en dos relaciones fundamentales: la velocidad de crecimiento de los microorganismos (dX/dt) y la velocidad de utilización del sustrato (dS/dt). El producto de ambas relaciones se describe por varios autores, (Pavlostasthis y Gosset, 1986; Borja *et al.*, 1991; Jih-Gaw *et al.*, 1998), donde se define a partir de esta relación el coeficiente de rendimiento celular o biomasa ($Y_{x/s}$).

Varios modelos cinéticos se han empleado para describir el proceso de digestión anaerobia (Monod, 1949; Grau, 1975; Chen y Hashimoto, 1980 y Vavilin *et al.*, 2008). El modelo de *Monod* se considera un modelo que simula adecuadamente las diferentes etapas de proceso, a excepción del paso de hidrólisis. Se ha empleado para describir la cinética de la degradación de sólidos suspendidos (lodos domésticos y excreta animal), a pesar de la limitante que no considera la concentración de sustrato en el efluente independiente de la del afluente. Una de las ventajas de este modelo es la connotación determinística que tienen los parámetros cinéticos (μ_{max} y K_S) que describen el proceso microbiológico, aunque no de forma adecuada en el caso de sustratos complejos (López M., 2000).

El modelo de *Contois* incluye el crecimiento de la biomasa hidrolítica/acidogénica y se considera más apropiado en el diseño óptimo de sistemas de tratamiento de residuos complejos, en dos fases. Su aplicabilidad para la descripción de procesos de degradación anaerobia de la materia orgánica particulada es demostrada por Vavilin *et al.* (2008).

Sin embargo, ambos modelos fueron desarrollados para sustratos disueltos y es válido que se critique su uso en la modelación de sustratos particulados, con la consecuente asimilación de nuevos modelos que describan dicho proceso.

Otro modelo que se emplea para la descripción de procesos de digestión anaerobia y en particular en la aplicación a residuos sólidos ha sido desarrollado por Chen y Hashimoto (1980), se basa en la velocidad específica de crecimiento máxima de los microorganismos e incluye bajos tiempos de retención hidráulico.

A fin de superar las desventajas inherentes a estos modelos, se desarrollaron otras formas de modelos cinéticos. Los modelos de primer orden que describen la evolución del metabolito

principal, se consideran los más sencillos aplicados a la digestión en una o dos etapas de sustratos complejos. Se han utilizado con éxito para cuantificar la extensión de procesos inhibitorios, en la evaluación de la disponibilidad de sustratos y en investigaciones sobre la etapa limitante del proceso (Campos, 2001; Jiménez *et al.*, 2004; Lei *et al.*, 2010; López M., 2000; Mähner, 2007; Milán *et al.*, 2003; Mumme, 2008; Pagés *et al.*, 2011 y Pereda, 2007) siguiendo la expresión:

$$\frac{dM}{dt} = -k \cdot (M_0 - M) \quad \text{Ec. (1.1)}$$

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:

$$M = M_0(1 - e^{-k \cdot t}) \quad \text{Ec. (1.2)}$$

La misma ecuación podría aplicarse al índice de producción acumulada respecto al volumen de sustrato inicial o al contenido de sólidos volátiles iniciales (G y G_0).

Este modelo coincide con el propuesto por Roediger, cuando se emplea la producción de biogás o metano como parámetro indicador de la cinética y refleja el efecto acumulativo de varias etapas del proceso (Eastman y Ferguson, 1981). Permite cuantificar el comportamiento del reactor a través de la medida directa del producto final de la reacción (CH_4) en un proceso discontinuo. Su relación directa con el consumo de sustrato y la facilidad en la medición lo hace uno de los más empleados en la actualidad. Este modelo puede ajustarse suficientemente bien a los datos experimentales de ensayos en discontinuos de sustratos complejos, si no existe desfase inicial en la producción de biogás (fase de latencia) (Veeken y Hamelers, 1999).

En los estudios reportados por Mähner (2007) y Mumme (2008) se encontraron mejores correlaciones a través de un modelo de primer orden modificado, modelo Chapman, durante la degradación anaerobia de cultivos energéticos ensilados como maíz, centeno y restos de remolacha.

Específicamente, la cinética de la degradación anaerobia de residuos de la producción de arroz no es ampliamente abordada en la literatura, encontrándose solo tres informes sobre la cinética del proceso con paja de arroz como sustrato. Lequerica *et al.* (1984) estudiaron la cinética de este residuo a temperatura mesofílica a través del modelo de Contois, para predecir la concentración

de sustrato en el efluente, el rendimiento y la producción volumétrica de metano, a pesar de que este modelo tiene sus limitaciones ya que fue desarrollado para describir la degradación de sustratos disueltos (Vavilin *et al.*, 1996).

Jash y Ghosh (1996) emplearon un modelo de primer orden para estudiar la cinética de la etapa de solubilización pero en función de la concentración de los sólidos suspendidos biodegradables. Obtuvieron que la constante de velocidad en el caso de la paja de arroz aumentó de $0,082 \text{ d}^{-1}$ a $0,101 \text{ d}^{-1}$ cuando se aplicó agitación al sistema y disminuyeron el tamaño de partícula, lo que es indicativo del efecto de estos parámetros en el proceso, pero solo lo analizaron a temperatura mesofílica.

Por su parte Lei *et al.* (2010) evaluaron el comportamiento de reactores alimentados con paja de arroz, cuando adicionaron diferentes dosis de fosfato al proceso y como inóculos lodos aclimatados o adaptados pero solo a temperatura ambiente (22°C). Estudiaron la cinética de la digestión anaerobia a través del modelo de primer orden de Roediger, dividiendo el proceso en dos fases separadas de acuerdo con el tiempo de aparición de dos picos de producción de biogás y de variaciones observadas en los ácidos grasos volátiles. Los valores promedios de la constante de velocidad de producción de biogás fueron de $0,027\text{-}0,031 \text{ d}^{-1}$ y de $0,028\text{-}0,033 \text{ d}^{-1}$ para el caso de metano durante 120 días de operación.

Para el propósito que se persigue con el análisis cinético en el presente estudio, el modelo cinético de primer orden descrito en el epígrafe, que coincide con el modelo de Roediger, puede ser adecuado ya que permite de una forma sencilla seguir el comportamiento del reactor a través del metabolito principal o producto final de la reacción (CH_4). Es notable señalar que en la literatura consultada no se encontraron estudios sobre la cinética del proceso en régimen termofílico de temperatura, con residuos de cosecha y producción de arroz, que permitan hacer una valoración del efecto de este importante parámetro en el proceso, determinante en el diseño de digestores por su gran incidencia en la velocidad global del proceso.

1.6 Biomásas para la producción de biogás.

Las fuentes de biomásas para la producción de biogás son muy diversas y pueden clasificarse en:

- ✓ restos de origen animal: residuos de establos (estiércol, orina, paja de camas), camas de ponedoras, desperdicios de matadero (sangre, vísceras), desperdicios de pesca, restos de lana y cuero.
- ✓ residuos de origen humano: basura, heces y orina.
- ✓ residuos agroindustriales: tortas de oleaginosas, bagazo, salvado de arroz, desperdicios del procesamiento de hortalizas y frutas, entre otros.
- ✓ residuos de cosechas: maloja de caña, malezas, paja, rastrojo de maíz y otros cultivos.
- ✓ restos forestales: ramitas, hojas, cortezas y ramas.
- ✓ restos de plantas acuáticas: algas marinas y camalotes.

Aunque en la actualidad millones de toneladas de residuos sólidos orgánicos municipales, industriales y de diferentes fuentes agrícolas son anaeróbicamente degradados para producir biogás, se considera que existe un potencial de energía aún inutilizada en los residuos agrícolas (Parawira *et al.*, 2008).

En el caso de las excretas de animales los potenciales de producción de biogás son relativamente bajos comparados con otros tipos de residuos y en la búsqueda de un mejor balance nutricional, se introduce la codigestión (mezcla de diferentes fuentes de carbono) con residuos orgánicos en sistemas de tanque completamente mezclados CSTR (por sus siglas en inglés) en mesofílico o termofílico, con la ventaja de aprovechar la sinergia de las mezclas. De aquí el uso de restos de cosecha en la producción de biogás, tecnología con la que además se garantiza el retorno de nutrientes al suelo.

En ese sentido los llamados “cultivos energéticos” son de gran aplicación práctica en varios países de Europa (Braun *et al.*, 2010), donde la mayoría de las plantas de biogás digieren excretas con la adición de cultivos energéticos como cosustratos y se reporta el maíz como el cultivo más empleado por su alto rendimiento en cosecha (Lübken *et al.*, 2010). La producción de biogás de diferentes variedades de cultivos energéticos (*Jerusalem artichoke*, *Timothy-clover* y *Reed canary grass*) en ensayos de laboratorio se reporta por Lehtomäki (2006), con valores de rendimientos de metano entre 0,17 y 0,49 m³CH₄kg_{SV}⁻¹ y de 25 a 260 m³CH₄t_{MF}⁻¹.

Trabajos recientes muestran la importancia creciente del uso de materiales lignocelulósicos como sustratos en la producción de biogás (Demirel, 2009; Lübken *et al.*, 2010; Peterson *et al.*, 2007 y Ward *et al.*, 2008), debido fundamentalmente a que es el material orgánico más abundante en la tierra y por las ventajas ambientales de la tecnología del biogás sobre otras tecnologías renovables que pueden utilizar esta biomasa (Lübken *et al.*, 2010; Weiland, 2010).

Yang S. *et al.* (2009) estudiaron una variedad de hierba de césped, *Spartina alterniflora*, y concluyen que contiene los nutrientes requeridos para los microorganismos anaerobios y que puede ser transformada en energía con una eficiencia de la degradación del 45% para un rendimiento de biogás en mesofílico de $0,358 \text{ m}^3\text{CH}_4\text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$.

El potencial bioquímico de metano de la *Jatropha curcus* es reportado por Gunaseelan (2009) con valores de rendimiento de metano último que varían entre $0,08\text{-}0,97 \text{ m}^3\text{CH}_4\text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$ dependiendo de la parte empleada de la planta y una cinética de primer orden entre $0,07\text{-}0,14 \text{ d}^{-1}$ a 35°C de temperatura.

Sin embargo, esta conducta sobre el uso de cultivos energéticos para la producción de biogás no puede ser una solución para países en desarrollo como Cuba, donde la producción de alimentos no se corresponde con la demanda de la población. En correspondencia con el actual debate sobre la competencia entre los cultivos energéticos y la producción de alimentos, los esfuerzos en las investigaciones sobre el tema del biogás deben centrarse en el uso y aprovechamiento de residuos agroindustriales y de cosechas. Tal es el caso de los residuos de la cosecha y la producción de arroz, objeto de estudio de la presente investigación.

1.7 Caracterización de los residuos del arroz para la producción de biogás.

Los parámetros más usados en la caracterización de un sustrato para la producción de biogás son: la demanda química de oxígeno, el contenido en agua o sólidos totales (ST) y el contenido en materia orgánica seca o sólidos volátiles (SV) que es teóricamente la porción fermentable. En el caso de los residuos sólidos es importante conocer la cantidad de diferentes componentes como: carbohidratos, proteínas, lípidos y fibras (Lesteur *et al.*, 2010). A través de la composición elemental: C, H, N, S, es posible estimar el rendimiento máximo estequiométrico de biogás y de metano según la ecuación empírica propuesta por Buswell y Muller y modificada posteriormente por Boyle (VDI-4630, 2006).

Los residuos del arroz, como biomasa lignocelulósica, están constituidos por un complejo polimérico de lignina, celulosa y hemicelulosa, por lo que se clasifican como materia orgánica no fácilmente biodegradable (Lesteur *et al.*, 2010; Chandra *et al.*, 2012). La celulosa y hemicelulosa son relativamente fáciles de descomponer microbiológicamente, pero si se encuentran enlazadas dentro del complejo lignocelulósico, la lignina circundante actúa como protectora del ataque de los microorganismos. El contenido de estas sustancias y la disponibilidad de las mismas durante el proceso de degradación influyen en la calidad de la biomasa vegetal para producir metano por esta vía, lo que puede depender de la variedad, la forma de cultivo y estado o grado de maduración a la hora de la cosecha (Amon *et al.*, 2007).

En la tabla 1.2 se resumen las principales características químicas de la paja de arroz y la cáscara, provenientes de variedades cultivadas en países como la India (Kalra y Panwar, 1986), China (He *et al.*, 2008) y California en Estados Unidos (Zhang R. y Zhang Z., 1999), así como de diferentes regiones del mundo que reporta Valverde *et al.* (2007), respectivamente.

Tabla 1.2 Características químicas de la paja y la cáscara de arroz de diferentes regiones (% base seca).

Parámetro	India		China	California	Diferentes
	Cáscara	Paja	Paja	Paja	Cáscara
Sólidos totales (ST)			94	92,1	
Sólidos volátiles (SV)	–	–	87,2	79,5	51,9-67,0
Celulosa	29,4	26,7	33,4	–	29,2-35,5
Hemicelulosa	17,7	19,4	28,2	–	18,1-21,4
Lignina	13	4,1	7,4	–	18,2-24,3
Nitrógeno total (N)	0,36	0,98	0,8	0,46	0,38-1,88
Carbono (C)	28,6 ^a	30,8 ^a	41,5	34,8	37,6-42,6
Hidrógeno (H)	–	–	–	4,6	4,7-5,78
Fósforo (P)	–	–	–	0,09	–
Potasio (K)	–	–	–	1,6	–
Azufre (S)	–	–	–	0,14	0,01-0,18
C/N	80,6 ^b	31,4 ^b	51,8	75,6	–

^a C-no lignina calculado como suma de celulosa más hemicelulosa,

^b Relación considerando carbono no lignina.

De forma general a pesar del origen de la variedad, estos materiales presentan un contenido de carbono superior al 25% (base seca), pero bajo contenido en nitrógeno, por lo que algunos autores consideran que presentan una relación C/N desbalanceada y sugieren el suministro de una fuente de nitrógeno externa por adición de excretas o de químicos como NH₃ o NH₄Cl (Zhang R.

y Zhang Z., 1999; He *et al.*, 2008). Además presentan un alto contenido de sólidos volátiles, aunque solo una parte de estos intervienen en el proceso de bioconversión.

Otro parámetro importante en la caracterización de un residuo orgánico como sustrato para la producción de biogás, es la biodegradabilidad anaeróbica asociada con la capacidad para producir metano (Forsten, 2005; Lesteur *et al.*, 2010). Es una característica intrínseca del compuesto o material en unas condiciones experimentales específicas. Una alta biodegradabilidad no significa solamente mayor cantidad de metano que se puede generar por unidad de masa alimentada, sino también un residuo resultante menos contaminante para una siguiente disposición (Tong *et al.*, 1990).

Mediante ensayos de biodegradabilidad es posible determinar el contenido de material no biodegradable presente en el vertido, así como caracterizar la capacidad degradativa de la microbiota bacteriana utilizada en el proceso, para una población microbiana y condiciones de operación dadas. De esta forma es posible hacer una valoración más apropiada del rendimiento final así como la necesidad de disponer de sistemas complementarios de tratamiento (Yang S. *et al.*, 2009). En ese sentido el término biodegradabilidad última se relaciona con el potencial de producción de metano máximo, por lo que se considera uno de los parámetros más importantes en el diseño de plantas de biogás a gran escala.

En resumen, los residuos del arroz se consideran materiales orgánicos complejos ya que el carbono presente se encuentra formando la estructura fibrosa, como fracción no soluble y refractaria. Aunque existen referencias sobre las características físico-químicas de residuos agroindustriales del arroz de diferentes regiones del mundo (paja y cáscara), no se encontraron estudios que describan las características de los residuos del arroz cubano, ni su biodegradabilidad, aspecto que aporta a la novedad del trabajo.

1.8 Estudios de digestión anaerobia con paja y cáscara de arroz.

➤ La paja y cáscara de arroz como cosustratos.

Los primeros estudios sobre la degradación anaerobia de la paja y la cáscara de arroz, trataron estos materiales como cosustratos al mezclarlos con excretas (Hill y Robert, 1981; Kalra *et al.*, 1986; Somayaji y Khanna, 1994) o con lodos de plantas depuradoras de aguas residuales (Komatsu *et al.*, 2010), con el fin de variar la relación C/N y aumentar el rendimiento de biogás.

Hill y Robert (1981), estudiaron la codigestión (mezcla) de excreta vacuna con paja de cebada, paja y cáscara de arroz en digestores de laboratorio en forma de tanque agitado, con el fin de obtener una máxima producción de metano al variar las relaciones de C/N. El tamaño de partícula fue de 10 mm para la paja y 3 mm para la cáscara y como inóculo utilizaron una mezcla de excreta porcina con efluente de un digestor para el tratamiento de las aguas residuales de la municipalidad, aunque no se reportaron características del mismo. Evaluaron la estabilidad del proceso en el estado estacionario a través de una caracterización química del efluente, pero no se hace referencia a la carga orgánica volumétrica de trabajo y solo se trabajó a temperatura mesofílica de 35°C. Concluyen que la combinación de pajas de cebada y de arroz con excreta en una relación de C (no-lignina)/N igual a 30, resultó en un incremento en la producción de metano con valores entre 0,28-0,38 m³kg_{DQO}⁻¹.

En su estudio Kalhra y Panwar (1986) evaluaron mezclas de paja y cáscara de arroz con agua, aunque a una relación alta de 1:20. Los residuos se cortaron manualmente a un tamaño entre 25 y 40 mm. La temperatura de trabajo fue variable entre 13,8 y 32,6°C y utilizaron excreta de cerdo fresca como inóculo. Obtuvieron una producción de biogás acumulada que varió de 0,048 m³kg_{ST}⁻¹ cuando alimentaron solo cáscara a 0,218 m³kg_{ST}⁻¹ para la paja de arroz y fue de 0,130 m³kg_{ST}⁻¹ para la mezcla de paja y cáscara, manteniéndose el contenido de metano en el biogás en 65% volumen, aproximadamente. Los propios autores analizaron el rendimiento en biogás al mezclar en una relación 1:1 excreta vacuna con paja de arroz para un valor de 0,203 m³kg_{ST}⁻¹.

En 1994, Somayaji y Khanna analizaron la digestión de excreta con adición de paja de arroz y de trigo, en estudio en semicontinuo a 30, 40 y 50 días de tiempo de retención. El estiércol vacuno fue reemplazado secuencialmente por paja de arroz o de trigo (en forma de polvo) por un período superior a los 40 días. Obtuvieron que al incrementar hasta 100% la paja de arroz en la alimentación, la producción de biogás diaria incrementó de 0,176 a 0,331 m³kg_{ST}⁻¹, para una eliminación de la materia orgánica de 64%. Atribuyen este efecto al aumento en la disponibilidad del carbono proveniente de la adición de paja de arroz, sin embargo no refieren la temperatura de trabajo.

Un estudio sobre la viabilidad de la codigestión de paja de arroz (pretratada) con lodos de alcantarillado y lodos primarios provenientes de una planta de tratamiento de aguas residuales, fue realizado por Komatsu *et al.* (2010) en condiciones mesofílicas (36°C) y termofílicas (55°C).

Emplearon reactores de laboratorio de 2,4 L y 1,8 L de volumen efectivo, operados en régimen semicontinuo y una relación de mezcla lodo:paja de arroz de 1:0,5 sobre la base de los sólidos totales, con una baja concentración de sólidos totales (5,3%) en la alimentación. En los reactores mesofílicos el TRH fue de 20 días y la carga orgánica volumétrica máxima de $2,14 \text{ kg}_{\text{SV}}\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$, mientras que para los termofílicos el TRH fue de 15 días y la carga de $2,73 \text{ kg}_{\text{SV}}\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$.

En Cuba, en las regiones donde se concentran estos residuos ya que provienen de empresas grandes cultivadoras de arroz, existen pocas posibilidades de tener acceso a excretas de animales u otros sustratos básicos por lo que es necesario analizar los estudios sobre los residuos agroindustriales del arroz como única fuente de sustrato.

➤ **Estudios de digestión de paja de arroz con pretratamiento.**

Al consultar la bibliografía, solo se encontraron cinco estudios sobre la paja de arroz como único sustrato para la producción de biogás, donde se enfocan a mejorar la biodegradabilidad y por ende aumentar el rendimiento de metano a través de diferentes pretratamientos de la biomasa o incluso por la adición de suplementos químicos al sistema (He *et al.*, 2008; Komatsu *et al.*, 2010; Lei *et al.*, 2010; Zhang R. y Zhang Z., 1999; Zhao *et al.*, 2010 y Yang D. *et al.*, 2009).

El efecto de varios pretratamientos sobre la bioconversión de la paja de arroz a biogás fue analizado por Zhang R. y Zhang Z. en 1999. Un sistema (APS-digester system) por sus siglas en inglés, formado por uno o dos reactores hidrolíticos en fase sólida y uno para la metanogénesis, con un volumen correspondiente a 5,2 L y 4 L, respectivamente. Pretratamientos físicos de molinado a un tamaño de 10 a 25 mm y cortado o troceado a mano para un tamaño de 25 mm, fue aplicado a la paja de arroz. Estos pretratamientos físicos se combinaron con tres variantes de pretratamiento térmico a 60°C, a 90°C y 110°C, y se adicionó agua en una alta proporción con relación a la paja de 6:1 (agua:paja). También probaron el pretratamiento químico por adición de NH_3 , el cual sirvió además como fuente de nitrógeno para lograr una relación de C/N=25, aproximadamente. El sistema fue alimentado por lotes con un tiempo de retención de 24 días y una concentración de sólidos (paja) de 50-100 $\text{g}_{\text{ST}}\text{L}^{-1}$. Todos los reactores se mantuvieron a una temperatura de 35°C. Obtuvieron como resultado un rendimiento de biogás para la paja sin tratar de $0,38 \text{ m}^3\text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$ el cual incrementó a $0,47 \text{ m}^3\text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$ cuando la paja fue pretratada mediante una combinación de molinado (10 mm), calentamiento a 100°C y adición de amoníaco al 2%, en correspondencia con un aumento en la eliminación de los sólidos volátiles de 42,4% a 71%. Sin

embargo, es cuestionable si la energía que se emplea equivale a la obtenida por la conversión del metano extra que se produce. Además, se considera que en algunos casos el pretratamiento puede conllevar a pérdidas de masa como la evaporación de los compuestos volátiles, lo que disminuiría el potencial de metano y minimizaría las ventajas del pretratamiento (Kaparaju *et al.*, 2009)

He *et al.* (2008) refieren un análisis de la digestión de la paja de arroz con pretratamiento, mediante adición de NaOH al 6%, posterior a una reducción de tamaño (5-10 mm). Luego las muestras fueron puestas en reposo a temperatura ambiente por espacio de 3 semanas. Los experimentos se condujeron a 35°C y las cargas variaron entre de 35 y 80 gL⁻¹. Emplearon como inóculo lodos activados de un digestor mesofílico para el tratamiento de aguas residuales. La relación C/N se ajustó a 25 con la adición de NH₄Cl. Como resultado obtuvieron el mayor rendimiento de 0,52 m³kg_{SV}⁻¹ para la carga de 50 gL⁻¹, mientras que este tuvo un valor de 0,36 m³kg_{SV}⁻¹ para la paja sin tratar.

También el efecto del pretratamiento químico sobre la biodegradación anaerobia de la paja de arroz, es reportado por Yang D. *et al.* (2009). En este caso emplearon tres álcalis Ca(OH)₂, NaOH, KOH por un tiempo de 24 horas y temperatura de pretratamiento de 20, 35 y 50°C. Lodos anaeróbicos de una planta de tratamiento de aguas residuales fueron empleados como inóculo y mezclados con paja en una relación de 0,5 sobre la base de los sólidos volátiles, relación que se considera apropiada para evitar la inhibición del proceso o el fracaso del reactor (Linke y Schelle, 2000; VDI-4630, 2006). El mayor rendimiento de biogás se obtuvo cuando se aplicó pretratamiento con NaOH para un valor de 0,6 m³kg_{SV}⁻¹, que superó en un 50% al rendimiento logrado con paja sin tratar.

La producción de metano, a partir de la paja de arroz, fue analizada más recientemente en un estudio realizado por Zhao *et al.* (2009), mediante un ensayo de fermentación en discontinuo a 35°C. La paja de arroz fue mezclada con una solución de ácido acético y propiónico en relaciones sólido-líquido de 1:10, 1:15 y 1:20, respectivamente. Posteriormente fueron calentadas a 121°C (con 0,1 MPa) a diferentes intervalos de tiempo desde 30 hasta 120 minutos. Se logró una productividad de metano final con la paja sin tratar de 0,25 m³kg_{SV}⁻¹d⁻¹, mientras que con el pretratamiento se logró 0,28 m³kg_{SV}⁻¹d⁻¹, en los doce primeros días.

Por su parte Lei *et al.* (2010) evaluaron el efecto de suplementar diferentes dosis de fosfato KH₂PO₄ (0,05 M) en la digestión de la paja de arroz para lo cual emplearon un inóculo

aclimatado al sustrato. En este caso la paja de arroz fue troceada manualmente a un tamaño de 3-5 mm. El pH se ajustó a 7,1-7,2 y la relación C/N fue de 22, aproximadamente, en cada reactor. Para evaluar el funcionamiento de los reactores operados bajo diferentes niveles de fosfato aplicaron un modelo cinético de primer orden. Valores de la constante de velocidad de producción de biogás de 0,027–0,031 d⁻¹ demostró que en el reactor con 465 mg de fósforo/L se obtuvo una rápida producción de metano, entre un 15-18% mayor comparado con el control. Los valores de producción de biogás promedio alcanzados fueron de 0,33-0,35 m³kg_{SV}⁻¹.

También Komatsu *et al.* (2010) que investigó la codigestión de la paja de arroz, analizaron el efecto del pretratamiento en la producción de metano, al aplicarle molinado (5mm) y humedecimiento en agua o en una solución enzimática. La adición de paja de arroz pretratada incrementó la producción de metano de 66 a 82% en los digestores en mesofílico y de un 37 a 63% en los digestores termofílico. El máximo rendimiento específico de metano se logró en los digestores mesofílico con pretratamiento enzimático de la paja para un valor de 0,311 m³kg_{SV}⁻¹ y una eficiencia de eliminación de sólidos volátiles de 67%.

De estos estudios se puede concluir sobre el avance del uso de la paja de arroz para la producción de biogás, pero enfocado en un primer momento a la codigestión con el fin de optimizar la relación C/N y principalmente a temperaturas mesófilas, aunque en regiones de Cuba donde existen grandes acumulaciones de este residuo y sin posibilidad de otra fuente adicional, el tratamiento de la paja como único sustrato podría ser una solución energética y ambiental adecuada, de aquí la importancia de este estudio. Las investigaciones que se llevan a cabo sobre la paja de arroz hasta el presente, van dirigidas al pretratamiento de la misma. Estos resultados suponen que solo sería posible aumentar el rendimiento de biogás si se aplica pretratamiento a estas biomásas, sin embargo no existe un estudio que evalúe la producción de biogás, así como la cinética y eficiencia del proceso a partir de estas biomásas, cuando se trabaja a temperatura termofílica comparado con los resultados a temperatura mesofílica, aspecto que resulta novedoso a nivel internacional. La cáscara de arroz ha sido escasamente estudiada y solamente como cosustrato, mientras que sobre los residuos de secadero, no se reportan estudios que aborden su uso como sustrato para la producción de biogás.

Se aprecia en la literatura consultada que son diversas las condiciones experimentales en los análisis de potencial de producción de biogás de los residuos agroindustriales del arroz.

Diferencias en el tamaño de partícula, tiempo de retención, temperatura de digestión, concentración del sustrato, así como en las unidades para evaluar la producción de biogás o metano, dificultan hacer un análisis crítico comparativo de los resultados reportados en la bibliografía. Otra limitación de los estudios reportados radica en que no se detallan las condiciones de temperatura y presión a las que se realiza la medición del biogás, lo que influye en una correcta valoración del proceso, por lo que se recomienda siempre corregir las mediciones de volumen de biogás a condiciones normales de presión y temperatura.

La tabla 1.3 muestra de forma resumida el rendimiento de biogás, obtenido en los estudios de digestión según refiere la literatura consultada.

Tabla 1.3 Rendimiento de biogás de paja y cáscara de arroz según la literatura.

Referencia	Sustrato	Temp. (°C)	Sistema	C/N	Reactor	Tamaño partícula (mm)	Carga orgánica ($\text{kgm}^{-3}\text{d}^{-1}$)	Rendimiento de biogás
Hills y Robert, 1981	Codig.excreta-paja excreta-cáscara	35	semicont.	12,3-40	CSTR	paja 10 cáscara 3	N.R.	0,28-0,36 $\text{m}^3\text{kg}_{\text{DQO}}^{-1}$ 0,31-0,36
Lequerica et al., 1984	paja	37	semicont.	N.R.	CSTR	molido	1,5-2,5	N.R.
Kalra y Panwar 1986	Paja100% Cáscara100% mezcla50:50% (1:20 de agua)	13.8- 32.6	discont.	N.R.	Tambor flotante (IARI)	paja25-40	—	0,22 $\text{m}^3\text{kg}_{\text{ST}}^{-1}$ 0,047 0,13
Somayaji y Kahna 1994	Adición paja a lodos vacunos	N.R.	semicont.	N.R.	Mini- digestor	polvo	N.R.	0,33 $\text{m}^3\text{kg}_{\text{ST}}^{-1}$
Zhang R. y Zhang Z.1999	Paja pretrat. físico, químico y térmico	35	discont. dos etapas (APS)	25	—	10-25	—	0,38-0,47 $\text{m}^3\text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$
He et al., 2008	Paja Pretrat. NaOH	35	discont.	25	—	5-10	—	0,36-0,52 $\text{m}^3\text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$
Komatsu et al., 2010	Paja pretrat. Codig. lodos albañales 1:0,5 (ST)	36 55	semicont.	N.R.	CSTR	5	1,4-2,7	0,39-0,51 $\text{m}^3\text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$
Lei et al., 2010	Paja adición de fosfato	18-24	discont.	22,2	—	3-5	—	0,33-0,35 $\text{m}^3\text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$

Como se aprecia son muy variadas las condiciones experimentales en las que se ha estudiado el potencial de biogás de la paja y de la cáscara de arroz y solo aparece un reporte sobre el proceso de digestión en régimen termofílico, para la paja de arroz y en codigestión con lodos albañales (Komatsu *et al.*, 2010). El valor máximo de producción de biogás corresponde a la paja de arroz con un valor de $0,52 \text{ m}^3\text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$. En los estudios que emplearon pretratamientos se logra aumentar la producción de biogás entre 24-44%, que si bien a primera vista tiene un efecto positivo, solo

un análisis costo-beneficio podría justificar una inversión a escala industrial, ya que se trata de pretratamientos térmicos, químicos y enzimático o combinaciones de estos, que implican gastos adicionales en el proceso y en algunos casos problemas ambientales por la disposición de los compuestos químicos empleados.

Por ello resulta de importancia práctica el estudio del potencial de biogás de los residuos de cosecha y producción de arroz, como única fuente de carbono, sin la aplicación de pretratamientos y que incluya el intervalo termofílico de temperatura, aspecto no abordado en la literatura.

1.9 Tecnologías para el tratamiento anaerobio de residuos.

El desarrollo de la tecnología de digestión anaerobia ha estado encaminada, de forma general, al diseño de digestores capaces de cumplir con requerimientos básicos como: altas tasas de carga orgánica continuas, tiempos de retención hidráulicos cortos para minimizar el volumen de reactor y una máxima producción de volumen de metano (Ward *et al.*, 2008).

Las diferencias en las tecnologías se basan fundamentalmente en el diseño del reactor anaerobio y se clasifican de acuerdo a los parámetros operacionales como: el contenido de sólidos en la alimentación (húmeda y en seco), las etapas del proceso (una etapa o multietapas), el régimen de alimentación (discontinuo o continuo) y la temperatura de operación (mesofílico o termofílico) (Angelidaki *et al.*, 2003; Braun *et al.*, 2010; Li *et al.*, 2011). Otras clasificaciones incluyen aspectos como el tamaño de la planta y la aplicación de la tecnología (Heiermann *et al.*, 2011).

Cuando la alimentación se caracteriza por un alto contenido de sólidos (digestión en seco), mayor de un 15%, se considera el proceso de digestión anaerobia en estado seco y cuando está entre 0,5-15% se trata de digestión húmeda o de líquidos. Las ventajas de la digestión en seco radica en los bajos requerimientos de agua para la dilución del residuo, menores requerimientos para la deshidratación del residuo final y mayor producción de biogás por unidad de volumen del reactor, pero necesita de grandes cantidades de inóculo y altos tiempos de retención (Luning *et al.*, 2003). En países de Europa más del 54% del total de los procesos para el tratamiento de sólidos son en digestión en seco (Fonster, 2005).

Varias configuraciones de reactores se han desarrollado para el tratamiento de residuos en general, como el reactor de tanque completamente mezclado CSTR, el reactor anaerobio de

contacto, reactor de cama fluidizada, reactor anaerobio de película fija, reactor anaerobio de flujo ascendente de manto de lodo UASB. Por sus ventajas el reactor CSTR y el UASB han sido los más utilizados pero en el tratamiento de residuales líquidos.

El reactor CSTR es sencillo de operar aunque menos eficaz en cuanto a calidad del efluente en comparación con otras tecnologías y sus limitaciones se enmarcan, en retener las bacterias que catalizan el proceso dentro del reactor y en la pérdida de materia particulada no degradada por corto circuitos (Kaparujó *et al.*, 2009). Ha sido usado en el tratamiento de lodos de depuradoras, excretas de animales, residuos industriales (Chávez-Vázquez y Bagley, 2002) y es actualmente el de mayor aplicación en la degradación de cultivos energéticos como único sustrato o en codigestión (Braun *et al.*, 2010). En tanto el UASB se emplea en el tratamiento de aguas residuales complejas y tiene como ventaja sobre el CSTR que puede operar a tiempos de residencias más cortos.

Existen otras tecnologías desarrolladas y comercializadas principalmente para el tratamiento de residuos sólidos urbanos RSU son: KOMPOGAS, VALORGA, BIOWASTE, DRANCO, BTA y BIOCEL, entre otras. (Chávez-Vázquez y Bangley, 2002; Forster, 2005; Mumme *et al.*, 2007). Se basan por lo general en reactores continuos que han dominado el mercado como sistemas de tratamiento por digestión fundamentalmente en estado seco de residuos sólidos urbanos, sin embargo no se han establecido para el procesamiento de biomasa lignocelulósicas o cultivos energéticos. Otro sistema desarrollado en los últimos 10 años para digerir residuos con un contenido de sólidos totales de 30-40% trata de reactores discontinuos como percolación, en forma de contenedor o garaje (ejemplo Bekon), pero tienen como desventaja el poco control sobre el proceso biológico (Li *et al.*, 2011).

Una novedosa tecnología basada en un reactor anaeróbico UASS (por sus siglas en inglés) de flujo ascendente en fase sólida con recirculación de líquido fue patentada por Mumme *et al.* (2007). Sus características de diseño derivan en algunas ventajas cuando se trata la fermentación de sustratos sólidos (Mumme *et al.*, 2010), ya que puede soportar mayores cargas de trabajo, lo que se traduce en mayores volúmenes de residuo a tratar y supera a los CSTR en cuanto a la demanda de energía que estos últimos requieren para el mezclado. Los resultados obtenidos en la evaluación de este reactor a temperatura termofílica durante la degradación de una mezcla de ensilaje de maíz y paja de cebada, a velocidades de carga orgánica de 7 a 17 $\text{kg}_{\text{svm}}^{-3}\text{d}^{-1}$, que

arrojó rendimientos de metano de 384 a 312 m³kg_{SV}⁻¹, sugieren que esta puede ser una solución prometedora para la degradación de varios materiales orgánicos y resulta una configuración atractiva para el tratamiento de residuos de la producción de arroz.

Para la digestión anaerobia de residuos de arroz, los reactores del tipo CSTR han sido los más empleados, aunque solo a escala de laboratorio con fines investigativos (Hills y Robert, 1981; Lequerica *et al.*, 1984 y Komatsu *et al.*, 2010), y en ningún caso definen la carga orgánica volumétrica posible de operación con estas biomazas en esta configuración, a pesar de ser uno de los parámetros de operación más importante desde el punto de vista técnico-económico por su relación directa con el volumen del digestor.

El tratamiento de paja de arroz se ha estudiado en un sistema anaerobio en dos etapas a escala de laboratorio, APS (por sus siglas en inglés), formado por uno o más reactores hidrolíticos y uno para la biogásificación, donde se evaluó el proceso de producción de biogás en intervalo mesofílico de temperatura, cuando se aplicó diferentes pretratamientos a la paja (Zhang R. y Zhang Z., 1999; Zhang R. y Zhang Z., 2002). Este sistema implica alimentación por lotes lo que trae consigo una producción discontinua de biogás y es necesario emplear dos o tres digestores hidrolíticos escalonados, para solapar las curvas de producción de biogás y obtener una curva integral de producción uniforme de combustible.

La tabla 1.4 muestra en forma resumida algunas de las tecnologías más reconocidas hasta escala industrial, basadas en procesos en una o dos fases según el tipo de sustrato empleado, como principales parámetros de operación se destacan la temperatura, la carga orgánica y el tiempo de retención hidráulico y como parámetros de eficiencia del proceso se tiene la productividad y el rendimiento de metano.

De acuerdo a la literatura consultada existe un número apreciable de tecnologías disponibles a nivel industrial para el tratamiento de residuos sólidos, pero enfocadas a la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales y se consideran aún en desarrollo las tecnologías para el tratamiento de biomazas sólidas lignocelulósicas como son los restos de cosechas y los cultivos energéticos. Se considera que el reactor de tanque completamente mezclado CSTR es el de mayor aplicación y emergen nuevas tecnologías para el tratamiento de residuos sólidos que conllevan la aplicación de cargas de trabajo superiores y menores volúmenes de digestor.

Tabla 1.4 Resumen de tecnologías y parámetros de operación para la digestión de sólidos.

Parámetro	Unidad	Proceso en una fase			Proceso en dos fases					
		DRANCO	KOMPOGAS	CSTR	SEBAC	APS-System	MUSTAC	TNS	UASS-System	
Características del proceso										
Etapas		1	1	1	1	2	2	2	2	
Proceso húmedo/seco		seco	seco	húmedo	seco	seco/húm.	húm./seco	seco/húm.	seco/húm.	
Proceso continuo/ <i>batch</i>		continuo	continuo	continuo	<i>batch</i>	<i>batch</i>	<i>batch</i>	<i>batch</i>	continuo	
Configuración del reactor metanogénico		-	-	-	-	CSTR	UASB	Similar UASB	RALF	
Parámetros de operación										
Sustrato-(codigestión)		F.O.R.U.	F.O.R.U.	maíz	F.O.R.U.	paja de arroz	F.O.R.U.	maíz y residuos de establos	maíz y paja de cebada	
Temperatura	°C	55	55	35/55	55	35	37	40	55	
Carga orgánica volumétrica	kgm ⁻³ d ⁻¹	10-13	7,2-11,1	3	7,2		6,4	4,7	8-10	
Tiempo de retención de sólido	d	18-21	17-40	60-100	32	24	10	21	16-51	
Parámetros de rendimiento										
Productividad de metano	m ³ m ⁻³ d ⁻¹	2,7-4,4	1,7-2,3	1,0-1,3	1,4	-	2,3	1,2	3,0-3,9	
Rendimiento de metano	m ³ kg ⁻¹	0,25	0,20-0,24	0,36-0,39	0,19	0,19-0,235	0,27	0,35	0,35-0,41	
Fuente		Six y De Baere, 1992	Wellinger <i>et al.</i> , 1993	Linke y Mähner, 2005	Chynoweth <i>et al.</i> , 1992	Zhang R. y Zhang Z., 1992	Han <i>et al.</i> , 2002	Linke y Heiermann, 2006	Mumme <i>et al.</i> , 2010	

F.O.R.U.: Fracción orgánica de residuos sólidos urbanos

1.10 Desarrollo del biogás en Cuba.

Aunque la aplicación de tecnologías de producción de biogás en el país data de los años 80, diversos factores incidieron en el fracaso de las primeras plantas de biogás. Entre los más significativos se enumeran: la importación fotográfica de tecnologías, el elevado empirismo en el diseño, construcción y operación, así como falta de infraestructura para desarrollar la tecnología en el país (Contreras, Vera *et al.*, 2006). La aplicación de esta tecnología se ha dirigido al desarrollo local del sector agroganadero, para el tratamiento de excretas porcinas y vacunas fundamentalmente (Barreto, 2006) y en casos aislados al tratamiento de residuales en fábricas de azúcar y de derivados de la caña de azúcar (González *et al.*, 1995).

Los digestores más difundidos son del tipo chino e hindú, a pequeña y mediana escala, los cuales presentan como desventajas comunes largos tiempos de retención hidráulico y baja eficiencia de conversión del sustrato, lo que trae como consecuencia una baja velocidad de producción volumétrica de biogás (López M., 2000). El uso fundamental del biogás ha sido la cocción de alimentos e iluminación a viviendas, vaquerías y comedores (Guardado, 2006).

A mayor escala existen solo dos ejemplares de plantas de biogás en el país. La primera se trata de un reactor UASB (por sus siglas en inglés) de origen holandés para el tratamiento de residuales azucareros y vinazas de destilería de la Empresa Heriberto Duquesne en la provincia de Villa Clara. Tiene una capacidad de 3 000 m³ lo que permitiría obtener 16 000 m³ de biogás, para utilizar en las calderas de la destilería y la cocción de alimentos en la empresa (Obaya *et al.*, 2004; Obaya *et al.*, 2005). La segunda ubicada en La Habana en áreas del vertedero de la calle 100 y considerada única de su tipo en el país para el tratamiento de residuos sólidos. Recibe unas 15 toneladas diarias de residuos provenientes de agromercados y podas de árboles fundamentalmente, con posibilidades de entregar 60 kWh de energía eléctrica.

Un análisis de los resultados alcanzados en el país en la temática evidencia que el desarrollo de la tecnología del biogás en Cuba, a pequeña escala, ha estado más dirigido al otorgamiento de licencias ambientales, que a la producción de biogás para la generación de energía (Guardado, 2006). En tanto en el mundo ya se construyen plantas más eficientes enfocadas a la generación de energía eléctrica y el aprovechamiento del calor residual.

Este tema constituye un reto para los científicos, técnicos y empresarios del país, por lo que se precisa de estudios encaminados a optimizar el proceso de digestión anaerobia y por ende la

producción de biogás, a partir de las diferentes fuentes de residuos disponibles en el país, que fundamenten la viabilidad de implementar esta tecnología a gran escala.

1.10.1 Consideraciones económicas relacionadas con la producción de biogás en Cuba.

Dada la sensibilidad ante la situación macroeconómica y las limitaciones financieras de Cuba, un proyecto energético debe pasar por un minucioso análisis y evaluación de la inversión (Menéndez, 2012), que incluya el análisis de las incertidumbres financieras (Romero 2005). En el caso de los proyectos de biogás es importante al realizar el análisis de factibilidad económica, contar con la oferta precisa de un proveedor que establece los parámetros técnicos y costos reales de la inversión a realizar.

Por lo anterior y teniendo en cuenta la opinión de autores como Pardo (2013) y Rocha (2013) se recomienda que en la fase de estudios de potencialidades y utilización de residuales para generar energía a partir de biogás, lo más conveniente es centrarse en un estudio de prefactibilidad que busca acercarse a las características y potencialidades generales del proyecto, así como determinar los elementos relativos a los costos de inversión y el efecto económico de la posible instalación. En este sentido se recomienda trabajar con índices de la literatura, expresados generalmente en unidad monetaria por unidad de potencia eléctrica a instalar, para la determinación de los costos de inversión y operación, que permitan obtener un acercamiento a los mismos y estimar la posible recuperación o no de una inversión, como reportan Pérez *et al.* (2009), Grubert (2010), y Botero (2011) para inversiones en energías renovables.

Con los resultados del análisis de prefactibilidad, que sustentan generalmente los resultados de investigaciones, los tomadores de decisiones pueden decidir si se trabaja o no en la profundización del proyecto en cuestión. En este análisis se utilizarán los índices de costo de las energías dados por (Cuba. Ministerio de Energía y Minas, 2012), así como precios de portadores energéticos y otros elementos, que ayudan a realizar la evaluación con valores establecidos en el país, aunque al hacer referencia al precio de la electricidad obtenida por cogeneración, solo considera a la industria azucarera. Se asumirá que el precio que se paga por la electricidad cogenerada a la industria azucarera puede ser similar en proyectos referidos a otras esferas productivas que igualmente entregan electricidad a la red pública.

Para realizar un análisis económico conclusivo sobre una inversión energética y específicamente en el tema de biogás, es necesario disponer de información de los proveedores acerca de las

características tecnológicas y precios de la tecnología, pues en ocasiones los índices de cálculo no coinciden con los precios disponibles en el mercado, que a su vez varían rápidamente. En adición, la tecnología asociada a este tipo de inversión es adquirida en el extranjero a través de proyectos “llave en mano”. En este sentido, en el presente trabajo se utilizarán para el análisis de prefactibilidad económica los índices de costos reportados en la literatura (Leitfaden Biogas, 2010; Leitfaden für Landwirte im Land Brandenburg, 2011) y los indicadores dinámicos de rentabilidad aplicados por (López M., 2000; Romero, 2005; Pereda 2007).

1.11 Efecto ambiental de la producción de biogás.

La producción de biogás como una fuente renovable ha emergido rápidamente en varios países, principalmente europeos, con la expectativa de mitigar sustancialmente los gases de efecto invernadero (GEI) y reducir la energía a partir de combustibles fósiles. Para ello han creado diferentes regulaciones o incentivos a favor de la energía renovable (Meyer-Ulrich *et al.*, 2012). Los beneficios ambientales de la tecnología del biogás se deben principalmente a la sustitución de energía fósil por la del biogás y a la mitigación de las emisiones que ocurren en el sistema de referencia. Tal es el caso de las plantas de biogás que tratan estiércol de animal que mitigan emisiones debido al almacenamiento de ese estiércol, sin embargo cuando se emplea como sustrato cultivos energéticos como el maíz, se producen grandes emisiones asociadas a la cosecha, que pueden llegar incluso a contrarrestar o hacer neutral el efecto de mitigación por el uso del biogás (Berg *et al.*, 2006).

En tal sentido se desarrollan estudios que fundamentan la sostenibilidad de esta tecnología. Recientemente Meyer-Ulrich *et al.* (2012) demuestra el potencial de mitigación de gases de efecto invernadero de la generación de energía eléctrica y térmica, a partir de biogás obtenido de recursos agrícolas (excretas vacuna y ensilaje de maíz). Para ello comparan las emisiones de GEI debido a la producción de biogás en seis escenarios seleccionados con un sistema de referencia, según describen las normas para Análisis de Ciclo de Vida. Especial atención dedicaron al análisis de la variabilidad del potencial de mitigación debido a las incertidumbres asociadas a los procesos tecnológicos y medioambientales, los cuales son difíciles de controlar.

Berglund y Borjesson, (2006) analizaron el balance energético en sistemas de producción de biogás desde la perspectiva de ciclo de vida. Refieren una amplia gama de sustratos e incluyen pajas de cultivos, pero sin especificar a qué cultivo correspondieron. Los resultados mostraron

que la energía de entrada en un sistema de biogás (ejemplo: plantas de biogás a gran escala) corresponde en un 20 al 40% al contenido de energía del biogás producido, y plantean que es difícil dar una conclusión general sobre el balance de energía en la producción de biogás, ya que los resultados dependen significativamente del diseño del sistema, del tipo de material a digerir y de los métodos de asignación seleccionados.

Específicamente, el potencial de mitigación de gases de efecto invernadero por el uso de la paja de arroz como una fuente renovable de energía, en países como la India, Tailandia y Filipinas, fue analizado por Gadde *et al.* (2009), aunque el estudio solo se enmarca a la generación de electricidad por combustión directa de la paja de arroz.

En resumen, existen investigaciones que fundamentan las bondades medioambientales de la tecnología de producción de biogás para los diferentes sistemas estudiados, no obstante sería importante demostrar qué implicación ambiental tendría para la producción de arroz cubana, el uso de sus residuos para este fin, como una alternativa de tratamiento. Se considera que el análisis de ciclo de vida es una herramienta apropiada para este propósito, ya que permite evaluar los impactos ambientales y materiales asociados a todo ciclo de vida del producto.

1.12 Conclusiones parciales.

1. Se confirma la necesidad de modificar la matriz energética mundial y específicamente la de Cuba hacia un protagonismo de las fuentes renovables, dada la situación energética actual que presentan ambos escenarios.
2. La tecnología del biogás, aunque con bajo aporte energético hasta hoy, es una tecnología de elección por su significación en el aporte energético y en la mitigación de gases de efecto invernadero, en Cuba ha estado dirigida hacia soluciones ambientales sin evaluar sus amplias posibilidades energéticas.
3. A nivel mundial y en Cuba, son cada vez mayores los niveles de producción de arroz, sector considerado gran emisor de gases de efecto invernadero, por lo que el tratamiento anaerobio de sus residuos podría ser una vía apropiada, que responde tanto a demandas energéticas como ambientales de este sector agrícola.

4. No se encontraron reportes bibliográficos que caractericen y evalúen de forma integral el tratamiento anaerobio de los residuos de arroz cubano con fines energéticos y ambientales.
5. No se encontraron estudios de biodigestión de residuos del arroz como única fuente de carbono, que incluyan el intervalo termofílico de temperatura, el comportamiento cinético del proceso a diferentes temperaturas y la biodegradabilidad última de estas biomásas.
6. De los modelos cinéticos existentes, los que evalúan el comportamiento del proceso a través del metabolito principal (CH_4) son más utilizados y el de Roediger se reconoce como uno de los más sencillos y apropiados para la descripción de la cinética de residuos sólidos.
7. No se encontraron estudios que evalúen el comportamiento del proceso de digestión anaerobia de los residuos de arroz como único sustrato, en reactores en régimen de alimentación continuo como el CSTR y el UASS, ambos recomendables para el tratamiento de residuos sólidos.

CAPÍTULO 2. ESTUDIO EN SISTEMA DISCONTINUO

2.1 Introducción.

El presente capítulo trata el estudio experimental del proceso de digestión anaerobia en discontinuo de los residuos agroindustriales del arroz: paja, cáscara y residuos del proceso de limpieza y secado (residuos de secado) bajo diferentes condiciones de temperatura. Se inicia con la caracterización físico-química de estos residuos a partir de la cual se calculó el rendimiento teórico de metano y de biogás. Se determina mediante ensayos de fermentación en discontinuo a temperatura de 35°C y 55°C, el rendimiento de biogás de cada residuo a partir de curvas acumulativas de producción de biogás. Se realiza un estudio de la cinética del proceso a través de modelos de primer orden, que unido al análisis de la biodegradabilidad última de estos materiales a temperatura mesofílica y termofílica, permiten hacer una valoración sobre sus potencialidades para la producción de biogás, a la vez que se demuestra como influye la temperatura en el proceso.

2.2 Materiales y métodos.

2.2.1 Caracterización de los residuos del arroz como sustratos.

Los residuos del arroz objeto de estudio: paja de arroz, cáscara de arroz y residuos del proceso de secado, fueron recolectados en julio de 2008 y procedían de la empresa “Sur del Jíbaro” de la provincia de Sancti Spíritus. Estos fueron transportados al Instituto Agrario de Bornim-Potsdam (ATB) en Alemania, donde se llevó a cabo todo el trabajo experimental, en bolsas de nylon para asegurar la conservación de las muestras. La transportación se realizó bajo estricto cumplimiento de las regulaciones internacionales para el traslado de material de origen biológico. Se le realizó a todas las muestras una caracterización microbiológica que aseguró la ausencia de plagas peligrosas, en el tráfico, a través de fronteras internacionales, lo que fue certificado por las autoridades fitosanitarias cubanas.

La caracterización físico-química de estos materiales consintió en el análisis de sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (SV) por método gravimétrico de acuerdo a las normas establecidas por los métodos estandarizados (APHA, 1998), mientras que la ceniza se calculó como la resta de los sólidos totales menos volátiles. La composición elemental: carbono (C), nitrógeno (N) y azufre (S), e hidrógeno (H), se determinó por el método estandarizado del Instituto Agrario de Bornim

(DIN, 2006) con el empleo del equipo Elementar vario EL III (Elementar Analysensysteme, Hanau) cuyo principio de operación se basa en la combustión catalítica de la muestra del material seco a 60°C, con suministro de oxígeno a altas temperaturas. El contenido de fibra (CF) y de lignina (L) se determinó a través del analizador de fibra ANAKOM A2000 de acuerdo al método de análisis estándar descrito en Anakom technology (2000). La determinación del pH y la conductividad se realizó con un pH-metro *Multilab 540*, previa preparación de la muestra por adición de agua a cada residuo arrocerero, en una relación 10:1 y agitación de 20 min.

2.2.2 Descripción del ensayo para la determinación del potencial de biogás.

La experimentación se realizó en reactores de polietileno de 2 L de capacidad, a temperatura constante de $37\pm 1^\circ\text{C}$ para el estudio en mesofílico y $55\pm 1^\circ\text{C}$ para el termofílico, controlada a través de un baño de agua con termostato. En la figura 2.1 y 2.2, se muestran el esquema y una foto de la instalación experimental, respectivamente.

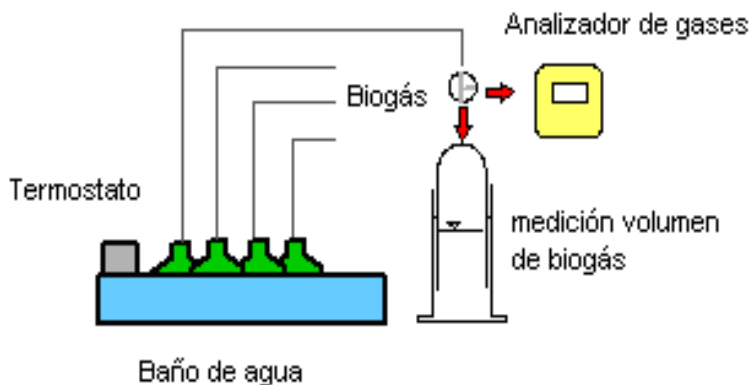


Figura 2.1. Esquema de la instalación experimental para ensayos en discontinuo.



Figura 2.2. Montaje experimental y analizador empleado.

Con el fin de agotar la materia orgánica aún presente en el inóculo, cuando se adicionó a cada reactor 1,5 L de inóculo ($m_i=1,5$ kg), aproximadamente, se cerraron con tapón de goma conectados con mangueras a los medidores de volumen de gas en forma cilíndrica y se mantuvieron bajo estas condiciones por espacio de 3 o 4 días, sin adición de sustrato.

En los medidores cilíndricos de volumen de gas, se empleó como líquido de desplazamiento una solución saturada de NaCl al 26%, lo que evita la disolución de CO_2 en agua y de esta forma se asegura la medición de la composición del biogás (CH_4 y CO_2).

Posteriormente, se le adicionó a cada frasco la masa de sustrato: paja, cáscara o residuo de secado m_s , según el caso, calculada a partir de la ecuación 2.1. Se fijó una relación inóculo/sustrato p_i igual a 2, recomendada en la literatura (Angelidaki *et al.*, 2009; Linke y Schelle, 2000; VDI-4630, 2006) en el caso de digestión a altas cargas de sólidos, con el fin de reducir la duración de la fase de latencia (*lag phase*) o prevenir la inhibición del proceso.

$$p_i = \frac{m_i \cdot c_i}{m_s \cdot c_s} \quad \text{Ec. (2.1)}$$

Donde:

m_i : masa de inóculo (kg)

m_s : masa de sustrato (kg)

c_i : concentración de sólidos volátiles del inóculo (gkg^{-1})

c_s : concentración de sólidos volátiles del sustrato (gkg^{-1})

Los inóculos empleados mesofílico y termofílico, fueron tomados de los respectivos tanques donde se almacenan a esas condiciones de temperatura en el laboratorio y han sido utilizados previamente en experimentos de digestión con cultivos energéticos como maíz, centeno y restos de remolacha, entre otras biomásas vegetales. Los valores de los principales parámetros químicos analizados a estos inóculos se muestran en la tabla 2.1.

Tabla 2.1 Parámetros químicos analizados a los inóculos para ensayos en discontinuos.

Inóculo	pH	ST (%)	SV(%ST)
mesofílico	7,63	3,56	2,22
termofílico	8,72	3,07	1,76

Para lograr una mejor disponibilidad del sustrato a los microorganismos, los residuos fueron físicamente pretratados mediante molinado, con el empleo de un molino de laboratorio modelo *Robot Coupe* ® *Marca R10* a una velocidad de 3 000 U/min. Posteriormente se tamizaron y se obtuvo un tamaño de partícula de 1-3 mm para la cáscara de arroz y el residuo del proceso de secado y de 3-5 mm en el caso de la paja de arroz (figura 2.3).



Figura 2.3. Residuos de arroz pretratados físicamente.

En cada corrida experimental correspondiente a la variante de temperatura mesofílica o termofílica, se utilizó un reactor de control (frasco con inóculo sin sustrato), con el objetivo de restar en la determinación del rendimiento de biogás del sustrato, el biogás formado a partir de la materia orgánica aportada por el inóculo. Todos los frascos fueron agitados manualmente una vez al día para favorecer el contacto entre el sustrato y los microorganismos.

La cantidad de gas producido se midió diariamente durante 36 días y se registró la temperatura y la presión ambiental. Cuando se almacenó en el cilindro recolector una cantidad suficiente de biogás (más de 300 mL) se midió su composición (CH_4 y CO_2) a través de un analizador de gases modelo *Ansyco* (ver figura 2.2).

Para referir el volumen de gas producido V_1 , medido a temperatura y presión ambiental T_1 y P_1 , a condiciones estándar T_0 y P_0 como volumen normalizado V_0 , se aplicó la expresión 2.2 según el manual VDI-4630 (2006). Antes de normalizar el volumen de biogás se le restó el volumen producido en el reactor de control (inóculo sin sustrato).

$$V_0 = V_1 \cdot \frac{(P_1 - P_w) \cdot T_0}{P_0 \cdot T_1} \quad \text{Ec. (2.2)}$$

Donde:

V_0 : Volumen de biogás normalizado (Nm^3)

V_1 : Volumen de biogás medido a temperatura T_1 y presión p_1 (m^3)

P_1 : Presión a la que se midió el biogás (mbar)

P_w : Presión de vapor del agua a la temperatura T_1 (mbar)

T_1 : Temperatura a la que se midió el biogás (K)

P_0 : Presión normal (1013,25 mbar)

T_0 : Temperatura normal (273,15 K)

Para cada sustrato (paja, cáscara y residuo de secado) los experimentos se realizaron en triplicado, reportándose los resultados como valores promedio de cada experiencia.

2.2.3 Potencial de biogás de los residuos del arroz.

El potencial de biogás, definido como la cantidad de biogás generado por cantidad de sustrato se determinó según la ecuación 2.3 (VDI-4630, 2006), durante un tiempo de digestión de 36 días.

Los valores obtenidos son representados en una curva acumulativa de rendimiento de biogás y_B ($\text{Nm}^3\text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$) en el tiempo.

$$y_B = \frac{\sum_{t=0}^{t=36} V_B}{m_s} \quad \text{Ec. (2.3)}$$

Donde:

V_B : Volumen de biogás acumulado durante el tiempo de digestión t (Nm^3)

m_s : Masa de sustrato adicionada al reactor en términos de sólidos volátiles (kg_{SV})

De forma similar se puede calcular el potencial de metano y_{CH_4} ($\text{Nm}^3\text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$), al multiplicar el volumen de biogás producido por la composición de metano en el biogás (% volumétrico).

Con el fin de analizar estadísticamente la influencia de la temperatura en el rendimiento de biogás de estos residuos, se realizó una comparación de los resultados a temperatura mesofílica y termofílica, mediante la prueba estadística no paramétrica U de Mann-Whitney, para dos muestras independientes, con ayuda del paquete estadístico SPSS versión 5.0.

2.2.4 Análisis cinético.

El comportamiento cinético de la degradación anaerobia de sustratos complejos, como se plantea en el Capítulo 1, puede describirse adecuadamente a través de modelos de reacciones de primer orden, los que se consideran una base sencilla para poder comparar la estabilidad del proceso bajo condiciones similares a la práctica (Mähnert, 2007; Lei *et al.*, 2010).

La aproximación a la cinética del proceso se realizó a través de dos modelos de primer orden, el de Roediger (ecuación 2.4) (Borja *et al.*, 1991, Pereda, 2007) y de Chapman (Mähnert, 2007; Linke y Schelle 2000) (ecuación 2.5). Éstos permiten analizar el comportamiento de la producción acumulada de biogás, para el tiempo de digestión cero la producción acumulativa de biogás se corresponde con el valor cero, mientras que cuando el tiempo tiende a infinito, (y) se aproxima a su valor máximo (y_{\max}).

El ajuste a los modelos se realizó mediante un análisis de regresión no lineal con el Software SPSS 15.0 para Windows y de esta forma se obtuvieron los parámetros cinéticos y_{\max} y k .

$$y_{(t)} = y_{\max} \cdot (1 - e^{-k \cdot t}) \quad \text{Ec. (2.4)}$$

$$y_{(t)} = y_{\max} \cdot (1 - e^{-b \cdot t})^c \quad \text{Ec. (2.5)}$$

Donde:

$y_{(t)}$: Producción acumulativa de biogás ($\text{m}^3 \text{kg}_{\text{sv}}^{-1}$)

y_{\max} : Rendimiento máximo de biogás ($\text{m}^3 \text{kg}_{\text{sv}}^{-1}$)

t : Tiempo de digestión (d)

k : Constante de velocidad aparente (d^{-1})

b, c : Constantes del modelo

Otro parámetro de interés en la evaluación del proceso de digestión anaeróbica en discontinuo, es la productividad específica de metano $r_s(t)$. Su determinación se realizó empleando el modelo de Hill modificado (Mähnert, 2007) de acuerdo a la expresión 2.6

$$r_{s(t)} = y'_{\text{CH}_4(t)} = y_{\text{CH}_4\max} \cdot \frac{b \cdot c^b \cdot t^{b-1}}{(c^b + t^b)^2} \quad \text{Ec. (2.6)}$$

Donde:

$y_{\text{CH}_4(t)}$: Producción acumulativa de metano ($\text{m}^3 \text{kg}_{\text{sv}}^{-1}$)

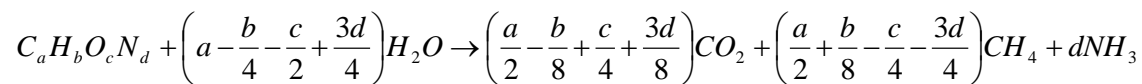
$y_{CH_4\max}$: Rendimiento máximo de metano ($m^3 kg_{sv}^{-1}$)

t: Tiempo de digestión (d)

b, c: Coeficientes del modelo

2.2.5 Eficiencia de la bioconversión.

Cuando la materia orgánica se degrada anaeróbicamente, el resultado final que se obtiene es carbono en su forma más oxidada (CO_2) y en su forma más reducida (CH_4), debido a la transferencia de electrones que tiene lugar entre sus átomos. Si la composición del material orgánico (C, H, O, N) es conocida y se convierte totalmente a biogás, el rendimiento teórico potencial de metano puede calcularse a través del modelo estequiométrico de Buswell y Mueller y modificado por Boyle (VDI-4630, 2006).



El rendimiento de metano teórico en litros por gramos de sólidos volátiles puede calcularse según la ecuación 2.7

$$y_{CH_4}^{teor} = \frac{(4 \cdot a + b - 2 \cdot c - 3 \cdot d) \cdot 22,4}{(12 \cdot a + b + 16 \cdot c + 14 \cdot d) \cdot 8} \quad \text{Ec. (2.7)}$$

La eficiencia de la bioconversión se determina por la relación $y_{CH_4, \max}^{exp} / y_{CH_4}^{teor}$.

2.2.6 Biodegradabilidad.

Para determinar la biodegradabilidad última de los residuos se siguió el procedimiento descrito por Kang y Weiland (1993) que consiste en una regresión lineal de la parte remanente de sólidos volátiles, con relación a los añadidos inicialmente (SV_e/SV_0) durante el tiempo de experimentación y se extrapola a tiempo infinito. Los sólidos volátiles remanentes en un tiempo infinito se asumen como la fracción refractaria del sustrato (R), definida también como la parte no biodegradable de la masa inicial de sustrato. Al extrapolar la parte lineal de la curva en un gráfico de SV_e/SV_0 contra $1/TRH$ hasta el eje y, se obtiene la fracción refractaria R, como el valor del intercepto en el eje y.

Los sólidos volátiles remanentes SV_e/SV_0 en el tiempo, se estimaron a partir de la cantidad de biogás producida diariamente. En la determinación del rendimiento de biogás teórico se tuvo en

cuenta que experimentalmente la composición volumétrica promedio de biogás se comportó aproximadamente en una relación de 50-50% volumen de CH₄ y de CO₂.

La biodegradabilidad última para cada residuo (Bu) fue estimada según la expresión 2.8 (Kang y Weiland, 1993).

$$Bu = 1 - R \quad \text{Ec. (2.8)}$$

2.3 Resultados y discusión.

2.3.1. Caracterización de los residuos del arroz.

La tabla 2.2, presenta los parámetros químicos analizados a los residuos del arroz: paja de arroz, cáscara de arroz y residuo del proceso de secado. Como se puede apreciar estos materiales presentan un alto contenido sólidos totales y en general la humedad varía entre 12,2-10,8%.

Tabla 2.2. Caracterización de los residuos del arroz cubano.

Parámetros	Valor		
	Cáscara	Paja	Residuo de secado
pH	6,6	6,46	7,39
ST (%)	89,2	87,8	89,3
SV (%ST)	77,8	79,6	77,5
Cenizas (%)	11,4	8,2	11,7
C (%ST)	37,7	37,9	36,9
N (%ST)	0,38	0,88	1,12
S (%ST)	0,097	0,13	0,16
H (%ST)	5,2	5,53	5,36
L (%ST)	18,9	8,6	10,4
CF (%ST)	47,8	35,1	34,3
C/N	99	43	33

Presentan un gran contenido de sólidos volátiles con valores entre 77,5-79,6 %ST y una pequeña fracción como contenido de minerales (cenizas), por lo que se considera que potencialmente se puede producir biogás a partir de los mismos. Sin embargo, tienen un alto contenido de fibra (FC), dado por los componentes lignocelulósicos (celulosa, hemicelulosa y lignina) que forman su estructura. Es notable el alto contenido de lignina (molécula grande muy compleja) que

presenta la cáscara de arroz, que le aporta resistencia a este material, y puede impedir la degradación biológica. La relación C/N es de 43 y 99 en la paja de arroz y la cáscara, respectivamente, superiores al intervalo óptimo (20:1-30:1) que plantea la literatura para un buen desempeño del proceso de digestión anaeróbico (Weiland, 2001), mientras que el residuo de secado mostró tener una mejor relación C/N, para un valor de 33.

Al comparar estos resultados con los reportados en la literatura para los residuos de arroz de diferentes regiones, se puede predecir el comportamiento del proceso de digestión anaerobia de estos, ya que los parámetros analizados están en el intervalo de los reportados a nivel mundial (He *et al.*, 2008; Kalra y Pangar, 1986; Valverde *et al.*, 2007; Zhang R. y Zhang Z., 1999). En el caso de la paja de arroz hay poca variabilidad en cuanto a los ST y SV aún cuando provienen de diferentes regiones como China, India y California, no siendo así en el caso del contenido de nitrógeno, lo que influye consecuentemente en la relación C/N. Esta diferencia en la composición puede estar dada por la incidencia de factores como la variedad, las condiciones del suelo y la agrotecnia entre otros, que a la vez pueden influir de forma significativa en el rendimiento de biogás (Amon *et al.*, 2007).

En cuanto al residuo del proceso de secado no se reportan estudios anteriores que analicen la composición y sus características químicas, sin embargo resulta un material orgánico con un significativo contenido de carbono que en las condiciones de Cuba constituye una fuente contaminante, pudiera ser tratado por vía anaerobia, lo que confirma la importancia práctica de este resultado.

2.3.2 Potencial de biogás de los residuos de arroz cubano.

La producción de biogás se muestra a través de las curvas de rendimiento acumulado durante un tiempo de digestión de 36 días, como aparece en la figura 2.4. Se observa que para la cáscara de arroz las curvas son prácticamente planas, lo que demuestra que no hubo un adecuado desarrollo del proceso de digestión anaerobia debido a la baja biodegradabilidad de esta biomasa.

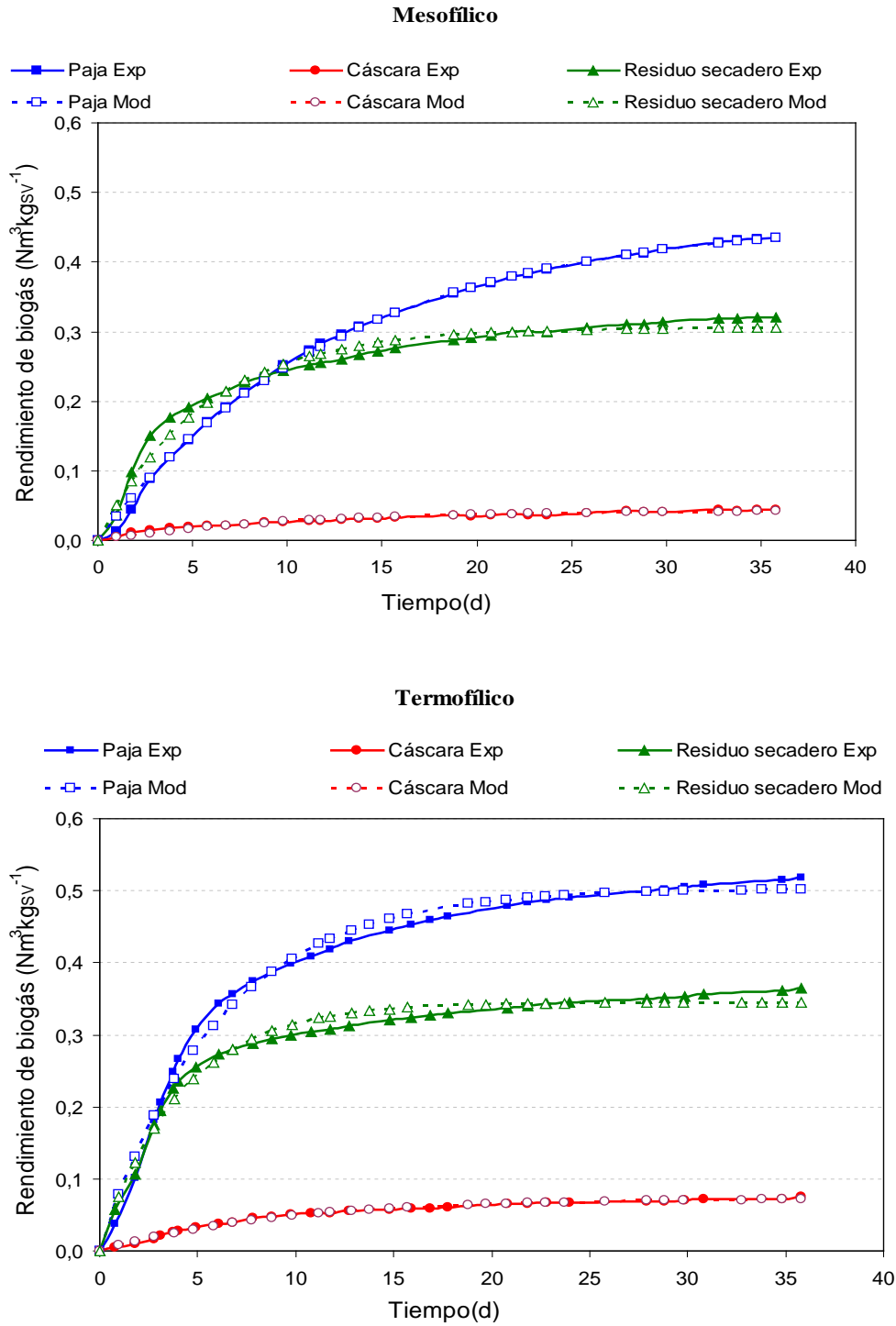


Figura 2.4. Rendimiento de biogás acumulado en régimen mesofílico y termofílico. Valores experimentales ____, valores generados los modelos de primer orden - - - - -.

En el caso de la paja de arroz y el residuo de secado, las curvas describen un comportamiento exponencial monofásico a ambas temperaturas de digestión, lo que demuestra que no ocurrieron cambios en la biodisponibilidad de las fuentes de carbono durante todo el proceso, por lo que se puede deducir que para estas condiciones de estudio, la etapa de metanogénesis es el paso limitante de la velocidad global del proceso.

Para la paja en régimen termofílico no solo se logró un mayor rendimiento de biogás que en mesofílico, también la parte lineal de la curva tiene una mayor pendiente, lo que manifiesta la presencia de compuestos hidrolizables para los microorganismos a esa temperatura que facilitan el desarrollo del proceso, no ocurriendo así a la temperatura mesofílica. Este resultado confirma las ventajas de la digestión anaerobia en intervalo termofílico dado por un aumento de la velocidad de las reacciones bioquímicas, altas velocidades metabólicas y presencia de enzimas física y químicamente más estables (Borja *et al.*, 1992).

En cuanto al rendimiento de biogás del residuo de secado, los valores en termofílico fueron solo ligeramente superiores a los obtenidos en mesofílico, lo que demuestra que la fracción biodegradable presente en los sólidos volátiles, se encontró disponible de igual forma independientemente de la temperatura de digestión.

Los mejores rendimientos de biogás a ambas temperaturas se lograron con la paja de arroz, seguido del residuo de secadero, mientras que la cáscara de arroz mostró muy bajo rendimiento, comportamiento que se corresponde con las características química de estos residuos en cuanto al contenido de lignina.

Para la paja de arroz el rendimiento de biogás obtenido a 37°C de $0,434 \text{ Nm}^3\text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$ y para el residuo de secado de $0,305 \text{ Nm}^3\text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$, se logró alcanzar a 55°C solo a los 15 días de digestión en el caso de la paja y a los 16 días para el residuo de secado. Resultado de gran importancia desde el punto de vista práctico ya que en un digestor con alimentación en continuo, un aumento de la temperatura del proceso puede implicar menor tiempo de retención y menor volumen de digestión. A 55°C los rendimientos acumulados fueron de $0,518 \text{ Nm}^3\text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$ y $0,344 \text{ Nm}^3\text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$, para la paja y el residuo de secado, respectivamente.

Curvas de rendimiento de biogás similares en el caso de la paja de arroz, muestra Yang D. *et al.*, (2009) en su estudio donde analiza la influencia del pretratamiento químico, durante la digestión

a temperatura de 35°C y 23 días de experimentación. En este estudio la producción de biogás solo se incrementó ligeramente a 0,55-0,6 m³kg_{SV}⁻¹ cuando la paja se trató con NaOH y KOH, respectivamente, comparada con la producción alcanzada en la presente investigación, lo que infiere que operando el proceso en intervalo termofílico se puede lograr similares rendimientos a cuando a la biomasa se le aplica pretratamiento químico. Valores de rendimiento de 0,47-0,52 m³kg_{SV}⁻¹ reportan (He *et al.*, 2008; Zhang *et al.*, 1999) con paja de arroz, cuando se aplicó a la biomasa pretratamiento químico, térmico y enzimático o sus combinaciones, en el entorno de los obtenidos en este estudio. Sin embargo, el empleo de pretratamientos conllevaría un costo adicional al proceso por agentes químicos, gastos energéticos y otros insumos, con la consiguiente repercusión en el balance económico total del proceso.

Además, los rendimientos de biogás con paja y cáscara de arroz como monosustratos fueron similares a los que se reportan Hill y Robert (1981), Kalra *et al.* (1986), Somayaji y Khanna (1994), como cosustrato en la digestión de excretas o de lodos digeridos de depuradoras de aguas residuales, con el fin de lograr una relación C/N óptima para el proceso, según se puede apreciar en la tabla resumen 1.3 del Capítulo 1.

Son muy escasos los estudios de digestión anaerobia referidos a la cáscara de arroz, solo Hill y Robert (1981) concluyen al respecto que la digestión de excretas puede ser mejorada cuando se adiciona cáscara de arroz como cosustrato, en tanto Kalra y Panwar (1986) reportan un rendimiento de biogás a una temperatura entre 13-32°C muy bajo 0,048 m³ referido a los sólidos totales de cáscara de arroz alimentados, que coincide con el obtenido en el presente estudio.

En cuanto al residuo del proceso de secado, analizado por primera vez con este fin, muestra a ambas temperaturas de trabajo, valores significativos de rendimientos de biogás en el entorno de los reportados para algunos cultivos energéticos, aunque inferior a los obtenidos con la paja de arroz.

Con el fin de corroborar, si la influencia de la temperatura en la producción de biogás es estadísticamente significativa, se analizaron los rendimientos para cada residuo mediante la prueba no paramétrica U de Mann-Whitney. Se obtuvo como resultado que para los tres materiales estudiados existe diferencia significativa con una probabilidad (P<0,05), entre los rendimientos de biogás obtenidos en mesofílico y en termofílico (Anexo 1). Estos resultados se pueden atribuir a una mayor efectividad en la hidrólisis de compuestos poliméricos y no a la

capacidad de las bacterias termofílicas de utilizar una mayor variedad de fuentes de carbono, respecto a las mesofílicas. Resultados similares refieren Converti *et al.* (1999) al estudiar la digestión anaerobia de residuos de vegetales a 37°C y 55°C.

Tomando como base la producción de biogás en cada caso, fue posible estimar la masa de los sólidos volátiles eliminados SVR durante el proceso degradativo según la expresión 2.9, propuesta por Kang y Weiland (1993), donde se asume que el biogás tiene un comportamiento como gas ideal y que ocupa 22,413 Lmol⁻¹ de gas seco.

$$SVR = NL_{\text{biogás}} \cdot (1,963 - (0,0124 \cdot \%CH_4)) \quad \text{Ec. (2.9)}$$

Donde:

NL_{biogás}: Producción de biogás acumulada al final del experimento en litros normales (NL).

%CH₄: Composición de metano en el biogás en por ciento volumen.

La tabla 2.3 presenta la eficiencia de eliminación de los sólidos volátiles SVR determinado como el cociente de la masa sólidos volátiles eliminados y la masa de sólidos volátiles alimentados para cada residuo, en función de la temperatura.

Tabla 2.3 Comportamiento de la eficiencia de la eliminación de los sólidos volátiles.

Residuo	Mesofílico			Termofílico		
	SV _{inic.} (g)	Prod. biogás (NL)	SVR (%)	SV _{inic.} (g)	Prod. biogás (NL)	SVR (%)
Paja	16,1	7,3	56,1	13,1	6,9	60,1
Cáscara	16,7	0,8	5,9	13,2	1,2	9,6
Residuo de secado	14,5	5,1	41,3	13,2	5,0	41,5

Como se aprecia el aumento de la temperatura favorece el proceso de degradación en el caso de la paja y la cáscara, que confirma nuevamente el efecto de la temperatura en la degradación, sin embargo para el residuo de secado se comporta de forma similar, aspecto que puede ser importante desde el punto de vista práctico. Lei *et al.*, (2010) obtuvieron una reducción de los sólidos volátiles hasta un 66% durante la degradación durante 120 días de paja de arroz a temperatura ambiente con similar tamaño de partícula, lo cual pudo estar dado por la aplicación de fosfato al proceso, además de una menor concentración de sólidos volátiles en la alimentación y el uso de un inóculo adaptado al sustrato, en tanto Zhang R. y Zhang Z., 1999 reportan una

eliminación de 42% cuando emplearon la paja entera, que aumentó hasta un 63%, cuando aplicaron pretratamiento físico (25 mm) y térmico (110°C).

El estudio integral por primera vez del potencial de biogás de los residuos del arroz cubano como única fuente de carbono (monosustrato), cuando se aplica a la biomasa solo la reducción de tamaño de partícula como pretratamiento y sin modificar la relación C/N original, y que abarca el intervalo mesofílico y termofílico de temperatura, demuestra las potencialidades de cada uno para este fin, que en el caso de la paja de arroz y del residuo del proceso de secado, son comparables a los reportados con cultivos energéticos, lo que constituye una novedad científica del presente trabajo.

2.3.3 Cinética del proceso.

Los valores del coeficiente de correlación que aparecen en la tabla 2.4 y los resultados en el Anexo 2, demuestran que es posible predecir el comportamiento cinético del proceso a través de la producción de biogás y que responde adecuadamente a una cinética de primer orden, lo que se confirma por la correspondencia entre las curvas experimentales y las generadas por los modelos (figura 2.2). Las curvas cinéticas de producción de biogás son todas de tipo exponencial a ambas temperaturas y no presentan ninguna anomalía, lo que muestra que no existieron procesos inhibitorios durante la degradación anaerobia de estos materiales.

Tabla 2.4. Modelos cinéticos para los residuos del arroz cubanos a diferentes temperaturas.

Sustrato	Mesofílico	R ²	Termofílico	R ²
Paja	$y(t) = 0,463 \cdot (1 - e^{-0,078 \cdot t})$	0,99	$y(t) = 0,503 \cdot (1 - e^{-0,168 \cdot t})$	0,99
	$y(t) = 0,453 \cdot (1 - e^{-0,088 \cdot t})^{1,093}$	0,99	$y(t) = 0,504 \cdot (1 - e^{-0,164 \cdot t})^{0,974}$	0,99
Cáscara	$y(t) = 0,043 \cdot (1 - e^{-0,101 \cdot t})$	0,99	$y(t) = 0,073 \cdot (1 - e^{-0,111 \cdot t})$	0,99
	$y(t) = 0,054 \cdot (1 - e^{-0,032 \cdot t})^{0,553}$	0,99	$y(t) = 0,074 \cdot (1 - e^{-0,102 \cdot t})^{0,935}$	0,99
Residuo de secado	$y(t) = 0,306 \cdot (1 - e^{-0,179 \cdot t})$	0,97	$y(t) = 0,345 \cdot (1 - e^{-0,246 \cdot t})$	0,98
	$y(t) = 0,318 \cdot (1 - e^{-0,115 \cdot t})^{0,667}$	0,98	$y(t) = 0,349 \cdot (1 - e^{-0,199 \cdot t})^{0,807}$	0,98

Teniendo en cuenta que el modelo de Roediger brinda mayor información sobre los parámetros cinéticos del proceso y que es uno de los más empleados en la literatura, en lo adelante se tomarán los valores de y_{\max} y k originados del ajuste a este modelo. Se observa en la tabla que los mayores valores de k se obtienen a temperatura de 55°C, con excepción de la cáscara de arroz

para la cual estos son prácticamente similares. Esto demuestra que la temperatura no solo influyó en el rendimiento de biogás, sino también en la cinética de degradación, favoreciéndose con el aumento de ésta.

Estos valores de la constante de velocidad aparente fueron superiores a los que reportan Lei *et al.* (2010) ($0,027-0,031 \text{ d}^{-1}$) al estudiar la degradación de la paja de arroz a temperatura de 22°C y similar tamaño de partícula (3-5 mm), con adición de diferentes niveles de fosfato. Esto indica que es posible obtener un mejor efecto en la cinética del proceso, sin la necesidad de adición de una fuente de fósforo, cuando la degradación anaerobia de la paja de arroz se lleva a cabo en intervalo termofílico de temperatura.

En el caso del estudio de Jash y Ghosh (1996) que analizaron el efecto de diferentes variables sobre la velocidad de solubilización, el valor máximo de la constante de velocidad para la paja de arroz fue de $0,101 \text{ d}^{-1}$, cuando se aplicó agitación al sistema y se empleó un menor tamaño de partícula 0,76 mm, factores que favorecen la cinética de la degradación a través de un mejor contacto entre los microorganismos y el sustrato. Sin embargo, el proceso de degradación se llevó a cabo a temperatura de 37°C , de lo que se deduce que cuando el proceso de degradación anaerobia se desarrolla bajo intervalo termofílico de temperatura puede lograrse una mejor disponibilidad de las fuentes de carbono presente en este residuo.

Otro parámetro que describe el comportamiento cinético del proceso de degradación anaeróbica es la productividad específica de metano (Mähnert, 2007). Este se puede determinar a partir de las curvas acumulativas de producción de metano a través del modelo matemático de Hill modificado según la ecuación 2.6

Como se observa en la figura 2.5 los valores máximos de productividad de metano están en un intervalo de $0,023-0,029 \text{ m}^3\text{kg}_{\text{SV}}^{-1}\text{d}^{-1}$ para el residuo de secado y de $0,014-0,033 \text{ m}^3\text{kg}_{\text{SV}}^{-1}\text{d}^{-1}$ para la paja de arroz. Además para la paja de arroz y el residuo de secadero a temperatura mesofílica el agotamiento del proceso ($r_{\text{CH}_4} \rightarrow 0$), se alcanza cerca de los 20 días. Sin embargo, para estas mismas biomásas tratadas en el régimen termofílico estas condiciones se alcanzan a partir de los 14 días.

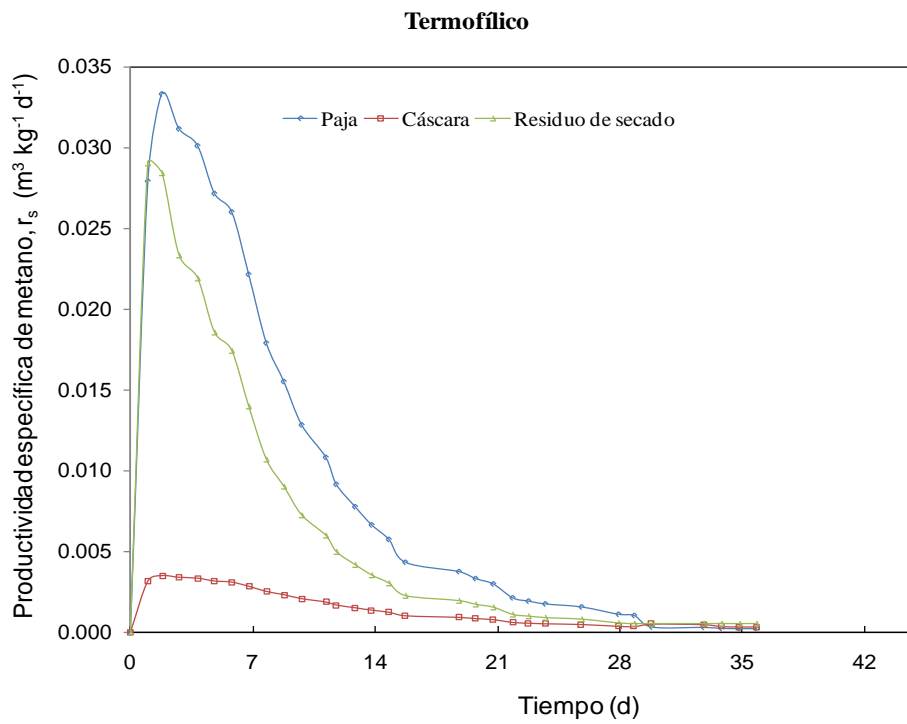
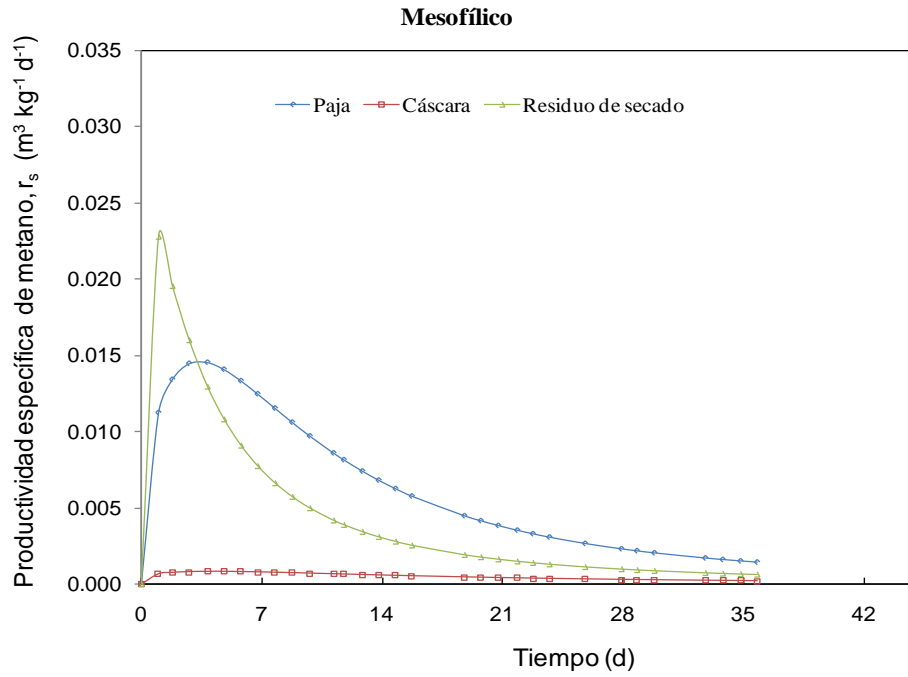


Figura 2.5. Productividad específica de metano de los residuos del arroz en condiciones mesofílica y termofílica.

Los resultados del análisis cinético indican que si el proceso de degradación y producción de biogás de la paja y el residuo de secado, se realiza a temperatura termofílica, se requerirá de menor volumen de biodigestión y por ende menor costo de inversión.

Para tomar una decisión sobre la disposición final de estos residuos mediante tratamiento anaerobio, es esencial realizar estudios en régimen de alimentación continuo para determinar la carga orgánica volumétrica máxima que admite el sistema y evaluar el comportamiento del proceso en condiciones similares a la práctica, para posteriormente realizar una valoración económica. En general puede concluirse que es posible reducir el tiempo de retención hidráulico (TRH) cuando se aumenta la temperatura a intervalo termofílico y por tanto el volumen de reactor, aspecto que corrobora la hipótesis planteada en el trabajo.

2.3.4 Eficiencia de la bioconversión.

Con el fin de conocer cuánto es posible acercarse al rendimiento de metano teórico (estequiométrico), bajo las condiciones experimentales analizadas, se determinó la eficiencia de la bioconversión $y_{CH_4,max}^{exp}/y_{CH_4}^{teor}$. A partir de la composición química elemental de cada residuo y de acuerdo con el modelo estequiométrico descrito en el epígrafe 2.2.5, se obtuvo la fórmula química según la composición elemental. Estos resultados se muestran en la siguiente tabla.

Tabla 2.5. Rendimiento de metano en $m^3kg_{sv}^{-1}$ y eficiencia de bioconversión $y_{CH_4,max}^{exp}/y_{CH_4}^{teor}$.

Residuo	Fórmula química	$y_{CH_4}^{teor}$	Mesofílico		Termofílico	
			$y_{CH_4,max}^{exp}$	y^{exp}/y^{teor}	$y_{CH_4,max}^{exp}$	y^{exp}/y^{teor}
Paja	$C_{56}H_{94}O_{58}N$	0,330	0,253 0,463*	0,68	0,277 0,501*	0,77
Residuo de Secado	$C_{36,6}H_{65}O_{41,6}N$	0,303	0,164 0,306*	0,55	0,186 0,345*	0,54
Cáscara	$C_{140}H_{230}O_{155}N$	0,301	0,027 0,043*	0,06	0,045 0,073*	0,09

* Rendimientos máximos de biogás.

Como se aprecia, los mayores valores de eficiencia se alcanzan en el caso de la paja de arroz para ambos regímenes de temperatura, seguido del residuo de secado, mientras que la cáscara muestra muy baja eficiencia de bioconversión. Valores de eficiencia de conversión de 66-85% de

diferentes materiales lignocelulósicos, como maíz, centeno, paja de trigo y diferentes tipos de hierbas se reportan durante un ensayo de potencial bioquímico de metano en intervalo de temperatura mesofílico (Tong *et al.*, 1990; Peterson *et al.*, 2007).

Los altos valores de eficiencia cuando se emplea la paja como sustrato demuestran que bajo esas condiciones experimentales gran parte del carbono pudo ser utilizado por las bacterias para la respiración anaerobia, su crecimiento y desarrollo. Sin embargo en el caso del residuo del proceso de secado solo alrededor del 50% del carbono pudo ser degradado por la biota presente.

Al comparar la eficiencia del proceso a las dos temperaturas de trabajo se observa que no existe una marcada diferencia en el caso del residuo de secado y la cáscara de arroz, no ocurre así para la paja de arroz, donde se logran mejores eficiencias de bioconversión en termofílico. Este hecho confirma el importante papel que juega la temperatura en el proceso de degradación anaeróbica de materiales lignocelulósicos, ya que facilita la etapa de hidrólisis tal como se refirió anteriormente (Converti *et al.*, 1999; Ahring, 2003).

De acuerdo a estos resultados se puede deducir, que aunque estos residuos tienen similar contenido de carbono, no se encontró disponible de igual forma, lo que hace que ellos difieran en el comportamiento ante la degradación anaerobia. Como era de esperar, el desempeño del proceso se correspondió con los valores del contenido de lignina que presentan, debido a que esta afecta significativamente la biodisponibilidad de la materia orgánica (Lübken *et al.*, 2010).

2.3.5 Biodegradabilidad de los residuos de cosecha y producción de arroz.

El análisis de la biodegradabilidad de acuerdo con el procedimiento descrito por Kang y Weiland (1993) se muestra en la figura 2.6.

Del gráfico se obtiene el valor del coeficiente de refracción R para cada residuo, que responde a los sólidos volátiles totales no biodegradables o fracción refractaria. Como se observa el valor más bajo de R, correspondió a la paja de arroz de 0,248 en régimen mesofílico y de 0,165 en termofílico.

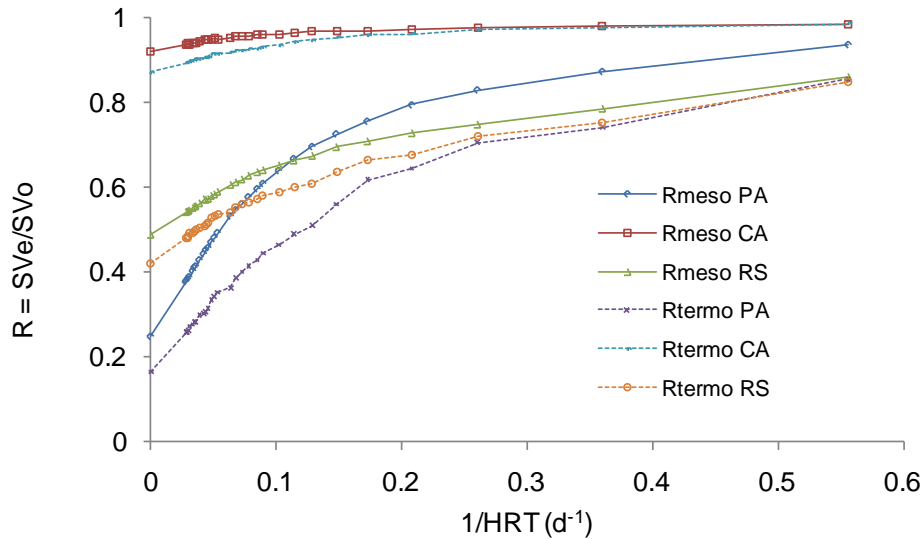


Figura 2.6. Biodegradabilidad última ____ mesofílico ---- termofílico.

En la literatura sólo se reporta el coeficiente de refracción para la paja de arroz por Lequerica *et al.* (1984), con un valor de R de 0,365 a temperatura de 37°C y similar tamaño de partícula, lo que corrobora que un aumento de la temperatura hacia el intervalo termofílico, disminuye la fracción refractaria de este residuo.

La biodegradabilidad última B_u , es un factor importante en el proceso de digestión anaerobia, ya que establece los límites de la bioconversión y permite hacer una valoración más apropiada del proceso. Sus valores aparecen en la tabla 2.6 conjuntamente con los de eficiencia de la biodegradabilidad η_B sobre la base de los sólidos volátiles realmente biodegradables, estimado a partir de la siguiente expresión:

$$\eta_B = \frac{y_B^{\text{exp}}}{y_B^{\text{teor}}} \cdot \frac{1}{(1 - R)} \quad \text{Ec. (2.10)}$$

Donde:

y_B^{exp} : Rendimiento de biogás experimental ($\text{m}^3 \text{kg}_{\text{sv}}^{-1}$)

y_B^{teor} : Rendimiento de biogás estequiométrico ($\text{m}^3 \text{kg}_{\text{sv}}^{-1}$)

Como se puede observar el mayor valor de B_u es para la paja de arroz en correspondencia con el índice de refracción de este material, seguido por el residuo de secado cuya composición está formada aproximadamente en un 50% por material refractario. En el caso de la cáscara se aprecia un

alto contenido de material refractario, que influyó en la caída significativa de la biodegradabilidad última y por ende en su baja producción de biogás.

Tabla 2.6. Biodegradabilidad última (Bu), eficiencia de la biodegradabilidad (η_B) y contenido de lignina.

Residuo	Mesofílico		Termofílico		Lignina SV%
	Bu	η_B	Bu	η_B	
Paja	0,752	0,828	0,835	0,886	10,8
Residuo de secado	0,511	0,895	0,578	0,900	13,4
Cáscara	0,079	0,796	0,129	0,831	24,3

Este análisis permite confirmar que aunque existen algunas similitudes en las características químicas de estos materiales, por ejemplo en el contenido de carbono, la biodisponibilidad de sus componentes varía de un residuo a otro y que depende del contenido de lignina, como se plantea en la literatura. Sin embargo, a través de la eficiencia se demuestra que la biota tanto mesofílica como termófila presente bajo las condiciones experimentales, logró convertir en un 80% y más la materia orgánica realmente biodegradable.

En el caso del residuo de secado, los valores de la biodegradabilidad última corroboran que no hubo gran diferencia en el desarrollo del proceso en mesofílico y termofílico, la temperatura no tuvo un efecto marcado sobre la bioconversión con valores de eficiencia de 90% aproximadamente para ambas temperaturas, por lo que se puede concluir que con este residuo es factible operar en ambos regímenes de temperatura, sin gran incidencia en el rendimiento de biogás. En tanto para la paja de arroz se define que la temperatura de 55°C, es la más adecuada para el desarrollo del proceso de digestión anaerobia, lográndose una mejor cinética y mayor rendimiento de biogás con diferencia significativa.

Los resultados de biodegradabilidad última, así como los valores de rendimiento de biogás, permiten afirmar que la paja de arroz y el residuo del proceso de secado, son adecuados como monosustratos para la conversión en energía por vía anaerobia y conjuntamente con el estudio cinético del proceso comparado a temperatura mesofílica y termofílica, constituyen una novedad científica que fundamenta la hipótesis planteada en esta investigación.

2.4 Conclusiones parciales.

1. Se demostró a través del estudio de potencial de biogás de los residuos de arroz cubano, la posibilidad de emplear la paja de arroz y el residuo de secado, como monosustratos para este fin, lo que constituye una novedad científica.
2. Se confirmó que la cáscara tiene bajo rendimiento de biogás ($0,073 \text{ m}^3\text{kgsv}^{-1}$) por lo que no se justifica la propuesta de utilizarla con este fin, bajo las condiciones establecidas en este trabajo y que los rendimientos de biogás tanto de la paja de arroz como de los residuos de secadero, son similares a los obtenidos en otros reportes con diferentes pretratamientos y en codigestión.
3. Se confirmó del análisis de la biodegradabilidad última que la paja de arroz es el residuo más adecuado como sustrato para la producción de biogás al tener menor fracción refractaria, seguido por los residuos de secado y que la cáscara tiene muy baja biodegradabilidad con un alto coeficiente de refracción.
4. Se describió adecuadamente la cinética del proceso a través del seguimiento de la producción de biogás y se ajusta a un comportamiento de primer orden con un coeficiente de correlación R^2 de 0,9, que permitió estimar el rendimiento máximo de biogás y de la constante cinética aparente en intervalo mesofílico y termofílico.
5. Se demostró que la temperatura termofílica favoreció el rendimiento de biogás y la cinética del proceso en los tres residuos de arroz analizados, con un efecto marcado en el caso de la paja de arroz, por lo que se define la temperatura de 55°C como el valor más adecuado como parámetro de operación en este caso. En tanto con el residuo de secado es posible trabajar en ambos intervalos de temperatura y un TRH de aproximadamente 21 días, sin detrimento del rendimiento de biogás.

CAPÍTULO 3. POTENCIALIDADES DEL TRATAMIENTO ANAEROBIO DE LA PAJA DE ARROZ EN SISTEMAS CONTINUOS. CASO DE ESTUDIO: EMPRESA AGROINDUSTRIAL DE GRANOS “SUR DEL JÍBARO”.

3.1 Introducción.

En virtud de los resultados anteriores, en el presente capítulo se lleva a cabo el estudio en régimen continuo con la paja de arroz como sustrato, al ser el residuo que se genera en mayor cantidad durante la producción de arroz, tal como ya se explicó anteriormente. Se describe el procedimiento experimental empleado para evaluar el desempeño de la digestión anaerobia en dos tecnologías en continuo (UASS y CSTR), a través de los parámetros de producción y de eficiencia del proceso. Con los criterios tecnológicos que emergen de la evaluación del proceso en continuo, se estiman las potencialidades energéticas, ambientales y de prefactibilidad económica del tratamiento anaerobio de la paja de arroz, para el caso de estudio de la Empresa Agroindustrial de Granos “Sur del Jíbaro” en la provincia de Sancti Spíritus.

3.2 Materiales y métodos.

3.2.1 Digestión anaerobia en régimen continuo de la paja de arroz en el reactor UASS (Upflow Anaerobic Solid-State reactor).

3.2.1.1 Descripción y operación del reactor UASS.

La figura 3.1 muestra el esquema del reactor anaerobio en estado sólido de flujo ascendente UASS (por sus siglas en inglés), cuyas características de diseño derivan en algunas ventajas sobre otras tecnologías cuando se trata la fermentación de sustratos sólidos. Esta configuración puede soportar mayores cargas de trabajo lo que se traduce en mayores volúmenes de residuo a tratar.

El principio de funcionamiento de este reactor se basa en la diferencia de densidades entre las partículas de sólidos a degradarse y el líquido del proceso que las rodea. La degradación tiene lugar en la medida que la materia orgánica particulada, MOP, asciende en forma de una cama de sólidos. El movimiento vertical de la MOP también es inducido por la adherencia de las partículas a micro burbujas debido al biogás que se va formando.

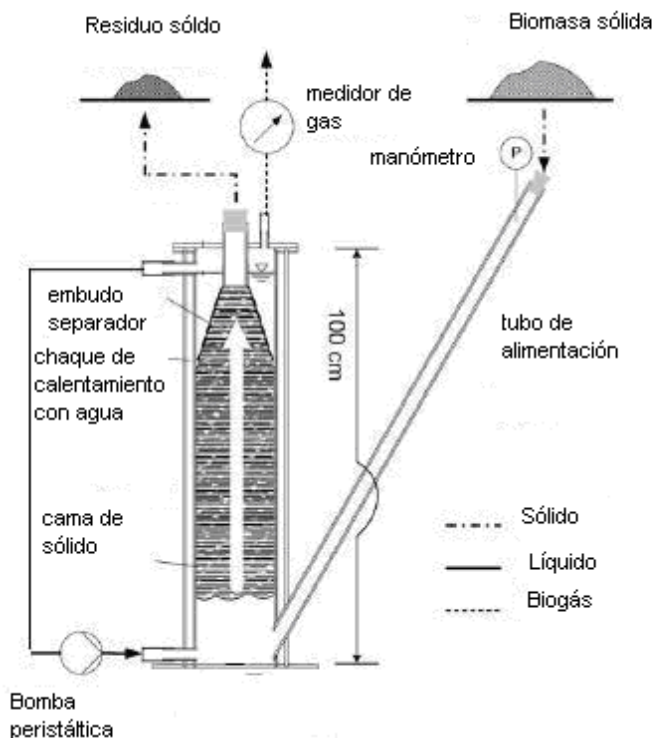


Figura 3.1. Representación esquemática del reactor USAS a escala de laboratorio.

El volumen efectivo del reactor está separado en tres secciones fundamentales: una sección de líquido en el fondo y en la parte superior del reactor. Entre éstas la sección formada por una cama de la fase sólida. La parte superior de la cama de sólidos está definida por un filtro en forma de embudo ubicado en la cabeza del reactor que sirve como separador de las tres fases: sólida, líquida y gaseosa. A su vez mantiene el sólido por debajo de la superficie del líquido superior. Este filtro está compuesto por 5 anillos en forma de embudo con agujeros de 2 mm, lo cual reduce la capacidad del reactor para el sólido de 26,5 L a 21,5 L. El reactor es de acrílico transparente con una chaqueta para el agua, que permite mantener la temperatura a lo largo de este.

Durante la experimentación se siguió la metodología descrita por Mumme *et al.* (2010). La alimentación de la paja de arroz se realizó una vez al día durante un tiempo total de 112 días y el sólido digerido se extrajo manualmente por la parte superior, para lo que se hizo necesario abrir el reactor. El líquido del proceso o percolado recolectado en la parte superior se recirculó al fondo del reactor mediante una bomba peristáltica. Esta recirculación permitió que la biomasa microbiana fuese transportada de regreso al reactor. La carga de sustrato al reactor, se realizó de

forma manual, por la parte inferior del mismo, a través de un tubo de alimentación conectado de forma inclinada, como se muestra en la figura 3.1.

El reactor fue acoplado a un termostato para mantener la temperatura de trabajo en régimen termofílico (55 ± 1 °C). Durante el experimento se midió la producción volumétrica de biogás con un medidor de gas *TG05 multi-chamber rotor* y posteriormente fue colectado en una bolsa. La composición volumétrica del biogás (CH_4 , CO_2 y O_2) se determinó periódicamente por medio de un analizador de gases *ANSYCO*. La presión dentro del reactor fue controlada durante la operación mediante un manómetro analógico instalado en la parte superior del tubo de alimentación.

Después de un período de ajuste del reactor y puesta en marcha de tres semanas, la carga orgánica volumétrica se logra estabilizar entre $3,9\text{-}4,2 \text{ kg}_{\text{SV}}\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$. Con el fin de compensar el bajo contenido de agua y de nitrógeno disponible ($\text{NH}_4\text{-N}$) que presenta la paja de arroz, se adicionó agua cruda y excreta líquida de cerdo, diariamente, en una relación en peso 1:1:1.

Las principales características físico-químicas promedio: pH, ST, SV, NTK, $\text{NH}_4\text{-N}$ y la concentración de ácidos grasos volátiles (AGV) de la excreta líquida de cerdo empleada como fuente de nitrógeno se reportan en la tabla 3.1.

Tabla 3.1 Características promedio de la excreta de cerdo líquida como fuente de nitrógeno.

Análisis	pH	ST (%)	SV (%ST)	SV (%MF)	AGV (g/kgMF)	NTK (g/kgSV)	$\text{NH}_4\text{-N}$ (g/kgSV)
Excreta	7,7	1,86	46,98	0,92	10,22	3,68	3,45

MF: Masa fresca

En el ensayo se trabajó la paja de arroz con dos tamaños de partículas, obtenido mediante el troceado por medio de una máquina forrajera *Hege Maschinen GmbH*.

3.2.1.2 Evaluación del proceso de digestión anaerobia de la paja de arroz en el reactor UASS.

Para el monitoreo y la evaluación del proceso, se midió diariamente el volumen de biogás y su composición (CH_4 , CO_2 y O_2). Además, se siguió periódicamente el comportamiento de algunos parámetros químicos del sólido digerido y del líquido del proceso o percolado.

Los parámetros químicos en el caso del sólido incluyeron: ST, SV, fibra cruda (FC), determinados por los métodos de análisis referidos en el Capítulo 2. También se analizó el contenido de nitrógeno total Kjeldahl (NTK) y el nitrógeno amoniacal (NH₄-N). El NTK se determinó por el método Kjeldahl (APHA, 1998), empleando para la destilación un sistema *Vapodest 30*, en tanto el contenido de NH₄-N fue cuantificado por valoración inversa, con ácido sulfúrico, según el método descrito en el manual VDLUFA (1997), que consiste en su conversión a amoníaco, por adición de óxido de magnesio. Posteriormente se destiló en una solución de ácido bórico con ayuda de un sistema de destilación *Vapodest 30*.

El líquido del proceso o percolado se analizó en cuanto: pH, conductividad eléctrica (CE), ST, SV, NH₄-N y el contenido de ácidos grasos volátiles (AGV). Además se determinó el nitrógeno en forma de amoníaco NH₃-N a partir de la concentración de NH₄-N según la ecuación 3.1 (Mumme, 2008).

$$C_{\text{NH}_3\text{-N}} = \frac{C_{\text{NH}_4\text{-N}}}{1 + 10^{(K_{ps} - \text{pH})}} \quad \text{Ec. (3.1)}$$

El valor de K_{ps} se determinó de forma aproximada a partir de la expresión 3.2 como una función de la temperatura en °C.

$$K_{ps} = 0,09018 + \frac{2727,92}{T + 273,15} \quad \text{Ec. (3.2)}$$

A partir de medición diaria del volumen de biogás se determinaron los parámetros de producción: rendimiento de biogás (y_B) y la velocidad de producción específica (r) de acuerdo a las expresiones 3.3 y 3.4 (Mähnert, 2007).

$$y_B = \frac{Q_B}{m_0 \cdot c_0} = \frac{Q_B}{V_R \cdot B_V} \quad \text{Ec. (3.3)}$$

$$r = \frac{Q_B}{V_R} = y_B \cdot B_V \quad \text{Ec. (3.4)}$$

Donde:

Q_B: Flujo volumétrico de biogás (m³d⁻¹)

m₀: Flujo másico de alimentación (kgd⁻¹)

c_0 : Concentración de sólidos volátiles en la alimentación (%)

V_R : Volumen efectivo del reactor (m^3)

B_V : Carga orgánica volumétrica ($kg_{SV}m^{-3}d^{-1}$)

3.2.1.3 Cálculo de los parámetros cinéticos y de eficiencia del proceso.

El cálculo de los parámetros de la cinética del proceso y de eficiencia en el reactor UASS empleando la paja de arroz como monosustrato, se realizó de acuerdo a la ecuación 3.5 (Mumme *et al.*, 2010). Esta expresión reordenada en términos logarítmicos permite determinar la constante de hidrólisis k_H (ecuación 3.6).

$$\eta_{bDQO} = 1 - e^{-k_H \Theta} \quad \text{Ec. (3.5)}$$

$$k_H = \frac{-1}{\Theta} \cdot \ln(1 - \eta_{bDQO}) \quad \text{Ec. (3.6)}$$

Donde:

k_H : Constante de hidrólisis (d^{-1})

Θ : Tiempo de retención de sólidos (d)

El tiempo de retención de los sólidos (paja de arroz) en el reactor se estimó experimentalmente, mediante la adición de partículas magnéticas de forma esférica, inertes en el sistema, como marcador. Éstas se trasladaron a lo largo del reactor en la medida que transcurría la degradación de las partículas de la paja de arroz y fue posible visualizarlas a la salida, conjuntamente con el sólido digerido o efluente correspondiente.

La eficiencia de la degradación de la materia orgánica biodegradable en términos de DQO (η_{bDQO}), se determinó por un balance de masa a partir de la DQO biodegradable en la alimentación ($m_{F, bDQO}$) y el metano producido en términos de DQO ($m_{CH_4, DQO}$) (ecuación 3.7) según se describe en Mumme *et al.* (2010). Se tuvo en cuenta el rendimiento de la biomasa microbiana en términos de DQO (y_X), para el cual se asumió un factor de $0,10 \text{ g}_{DQO}g_{DQO}^{-1}$ de acuerdo al manual VDI-4630 (2006).

$$\eta_{bCOD} = \frac{m_{CH_4, DQO}}{(1 - y_X) \cdot m_{F, bDQO}} \quad \text{Ec. (3.7)}$$

Donde:

$m_{F,bDQO}$: Masa de alimentación biodegradable en términos de DQO (g_{DQO})

$m_{CH_4,DQO}$: Masa de metano en términos de DQO (g_{DQO})

La velocidad de hidrólisis volumétrica θ_H ($gL^{-1}d^{-1}$) se determinó según la expresión 3.8, como valor promedio para los dos períodos analizados.

$$\theta_H = \frac{\eta_{bCOD} \cdot m_{F,bCOD}}{V_R \cdot \Delta t} \quad \text{Ec. (3.8)}$$

Donde:

V_R : Volumen efectivo del reactor (L)

Δt : Intervalo de tiempo (d)

3.2.2 Digestión anaerobia de la paja de arroz en el reactor de tanque completamente mezclado CSTR.

3.2.2.1 Descripción y operación del reactor CSTR.

En esta etapa experimental se evaluó de forma simultánea el desempeño del proceso de degradación de la paja de arroz en dos configuraciones: un reactor de tanque completamente mezclado CSTR (por sus siglas en inglés) y un reactor en estado sólido de flujo ascendente UASS (por sus siglas en inglés), ambos de vidrio y enchaquetado de 3,5 L de capacidad. En el Anexo 3 se puede apreciar las partes fundamentales del montaje experimental de estos reactores.

El reactor UASS fue operado tal y como se describió en el epígrafe 3.2.1. El CSTR fue acoplado a un termostato que permitió el control de temperatura a $55 \pm 2^\circ C$ durante el proceso y éste a su vez fue conectado a la chaqueta del UASS. En ambos reactores la tapa estaba compuesta de tres aberturas, una de éstas conectada con mangueras de PVC a un medidor de volumen de gas, RITTER modelo *TG 1/5*, que permitió la medición del volumen diario de gas producido. Ambos reactores fueron alimentados diariamente y el biogás se almacenó en una bolsa recolectora y se analizó periódicamente su contenido volumétrico (CH_4 , CO_2 , O_2 , H_2 y H_2S), mediante un analizador de gases PRONOVA *SSM 6000*. Por otra abertura se colocó un termómetro de mercurio, con ayuda de un tapón de goma, mediante el cual se midió la temperatura dentro del reactor. En la abertura central, en el caso del CSTR, se acopló un agitador mecánico IKA *OST Basic*, que permitió agitar el contenido por espacio de 15 min cada 45 min a una velocidad de 50-

100 rpm. En la medida que se aumentó la carga de sólidos, bajo esas condiciones de agitación, se observó que con el tiempo, los sólidos tendían a formar una capa flotante en la superficie, por lo que se decidió mantener la agitación constante hasta concluir el ensayo.

El inóculo utilizado en el CSTR provenía de una planta industrial, adaptado a condiciones termofílicas y empleado anteriormente en experimentos realizados en el laboratorio con cultivos energéticos como sustratos. El mismo se adicionó al reactor una semana antes de comenzar la corrida, con el fin de agotar su producción de biogás.

En el caso del UASS, teniendo en cuenta características de este reactor, se inoculó con percolado proveniente de un reactor similar a escala piloto de 300 L de capacidad, que se alimentó con ensilado de maíz como sustrato principal. En la tabla siguiente se muestran algunas características químicas determinadas a estos inóculos.

Tabla 3.2. Caracterización química promedio de los inóculos termofílicos.

Inóculo	pH	ST (%)	SV(%ST)	SV(%MF)	NH ₄ -N(g/kgSV)	NTK(g/kgSV)
CSTR	8,80	2,19	44,40	0,97	0,965	1,87
UASS	8,11	1,62	31,53	0,51	1,36	1,85

3.2.2.2 Evaluación del proceso de digestión anaerobia de la paja de arroz en el reactor CSTR.

El desempeño del proceso en el reactor CSTR y de forma simultánea en el UASS, se evaluó mediante los parámetros de producción: rendimiento de biogás y de metano (y_B , y_{CH_4}) y la velocidad de producción específica (r_B , r_{CH_4}) según se describió en el epígrafe 3.2.2. Además del monitoreo de algunos parámetros físico-químicos de los efluentes como: pH, ST, SV, NH₄-N, NTK y la relación ácidos grasos volátiles AGV/Alcalinidad.

En la relación AGV/Alcalinidad el valor de la alcalinidad está dado por la cantidad de H₂SO₄ (0,1N) consumido en la valoración hasta pH 5 (A), mientras que la concentración de ácidos orgánicos volátiles AGV se obtiene al seguir la valoración hasta pH 4,4 (B), según la ecuación 3.9 (Weiland y Rieger, 2006).

$$\frac{AGV}{Alcalinidad} = \frac{A \cdot 250}{(B \cdot 1,66) - 0,15} \cdot \frac{(mgLCaCO_3^{-1})}{(mgLAGV^{-1})} \quad \text{Ec. (3.9)}$$

3.2.3 Estimación de las potencialidades energéticas del tratamiento anaerobio de la paja de arroz para el caso de estudio: Empresa Agroindustrial de Granos “Sur del Jíbaro” de Sancti Spíritus.

Tomando como base la información obtenida del estudio en continuo sobre los parámetros de operación y de rendimiento de biogás de la paja de arroz, se estimaron las potencialidades energéticas del tratamiento anaerobio de la paja de arroz que se genera en la Empresa Agroindustrial de Granos “Sur del Jíbaro” de Sancti Spíritus, como caso de estudio.

Para ello se determinaron los dos elementos principales que conforman una instalación de biogás para cogeneración de energía: el volumen total de digestión y la potencia del motor o generador eléctrico (Montalvo y Guerrero, 2003; Hernández *et al.*, 2012). El volumen efectivo total de digestión, necesario para tratar el residual disponible en un reactor CSTR, se determinó por la ecuación 3.10 (Eder y Shulz, 2007) que tiene en cuenta la carga orgánica específica que entra al reactor, como parámetro principal para el dimensionamiento de digestor.

$$V_R = \frac{F}{Bv} \quad \text{Ec. (3.10)}$$

Donde:

F: Flujo másico de materia orgánica de alimentación diaria al digestor ($\text{kg}_{\text{SV}}\text{d}^{-1}$)

Bv: Carga orgánica volumétrica ($\text{kg}_{\text{SV}}\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$)

La línea base establecida en la generación de los residuos fue la correspondiente al año 2011. A partir de la producción de arroz de esa entidad en el referido año con un valor de 112 925 t de arroz y con el índice de generación de paja que reporta la empresa, se obtienen 146 370 t de paja, disponible para tratar por vía anaerobia.

La producción de biogás diaria en m^3 se calculó según la ecuación 3.11, a partir de la cual se estimaron la potencia de energía eléctrica y térmica a instalar en MW (ecuación 3.12 y 3.13). En este cálculo se asumieron los índices de generación reportados por la tecnología alemana BKW¹, tecnología madura y ampliamente difundida en el tratamiento de residuos sólidos.

¹ <http://www.bkw-fw.de/en/unternehmen.html>

$$P_B = m_a \cdot 1000 \cdot y_B \quad \text{Ec. (3.11)}$$

Donde:

P_B : Producción de biogás (m^3d^{-1})

m_a : Masa de paja alimentada (t)

y_B : Rendimiento de biogás experimental ($\text{m}^3\text{kg}_{\text{MF}}^{-1}$)

$$P_{\text{elec}} = \frac{(P_B \cdot \text{IGE}/24)}{1000} \quad \text{Ec. (3.12)}$$

$$P_{\text{term}} = \frac{(P_B \cdot \text{IGT}/24)}{1000} \quad \text{Ec. (3.13)}$$

Donde:

P_{elec} : Potencia eléctrica (MW)

P_{term} : Potencia térmica (MW)

P_B : Producción de biogás (m^3d^{-1})

IGE: Índice de generación de energía eléctrica igual a $2,23 \text{ kWh}_{\text{elec}}\text{m}^{-3} \text{ Biogás}$

IGT: Índice de generación de energía térmica igual a $3,32 \text{ kWh}_{\text{term}}\text{m}^{-3} \text{ Biogás}$

3.2.4 Valoración ambiental del tratamiento anaerobio de la paja de arroz.

En este epígrafe se valora mediante Análisis de Ciclo de Vida (ACV) la implicación ambiental que tendría para el caso de estudio de la Empresa Agroindustrial de Granos “Sur del Jíbaro”, el tratamiento anaerobio de los residuos de la cosecha de arroz (paja de arroz) y la producción de biogás para la generación de energía.

La metodología de ACV permite evaluar todos los impactos ambientales de productos, procesos o servicios de una forma global; porque considera todas las etapas del ciclo de vida desde la extracción de las materias primas hasta su uso y disposición final (Contreras *et al.*, 2009). Se compone de cuatro fases fundamentales: la primera define la meta y el alcance del estudio, mientras en la segunda fase se realiza el análisis de inventario. La tercera fase se relaciona con la valoración de los impactos y por último en la cuarta etapa se realiza la interpretación de los resultados. De esta forma es posible evaluar todas las emisiones relevantes y los recursos consumidos, así como su relación con los impactos ambientales, la salud y con el agotamiento de recursos asociados con los bienes o servicios "productos", como refiere Contreras *et al.*, (2009)

en el estudio comparativo de cuatro alternativas para el uso de los subproductos de la producción de azúcar de caña.

Para analizar las potencialidades ambientales del tratamiento anaerobio de la paja de arroz en esta empresa, que tiene como función principal la producción de arroz consumo, se consideran dos variantes de evaluación con un propósito de comparación (Tabla 3.3).

Tabla 3.3 Escenarios evaluados para el proceso de producción de arroz en la Empresa Agroindustrial de Granos “Sur del Jíbaro”.

Variante I	Variante II
Proceso de producción actual	Proceso producción + Tratamiento anaerobio
40 000 t de arroz	40 000 t de arroz
Datos año: 2011	Datos año: 2011

En el presente estudio se consideró como producto final el arroz consumo, que tiene como función suministrar carbohidratos a la dieta humana y como unidad funcional la producción anual de 40 000 t de arroz que se alcanzó en esta entidad en el año 2011. El ACV se realizó con ayuda del software SimaPro versión 7.2 y el método del Eco-indicador 99, que considera once categorías de impacto y tres de daños.

La figura 3.2 muestra un esquema que describe de forma general las etapas y procesos de la producción de arroz, además de los límites del sistema para el ACV. Para la variante II en la etapa de industrial se incluye el tratamiento anaerobio de la paja de arroz y la producción de energía eléctrica y térmica, además del lodo digerido que se obtiene del proceso con propiedades como biofertilizante. Las corrientes de entradas o salidas sombreadas, están asociadas con los productos y emisiones evitadas al adicionar el tratamiento de la paja de arroz y la generación de energía a partir del biogás. No se incluyen en el análisis de inventario las etapas relacionadas con la obtención de las materias primas, distribución y consumo del producto final.

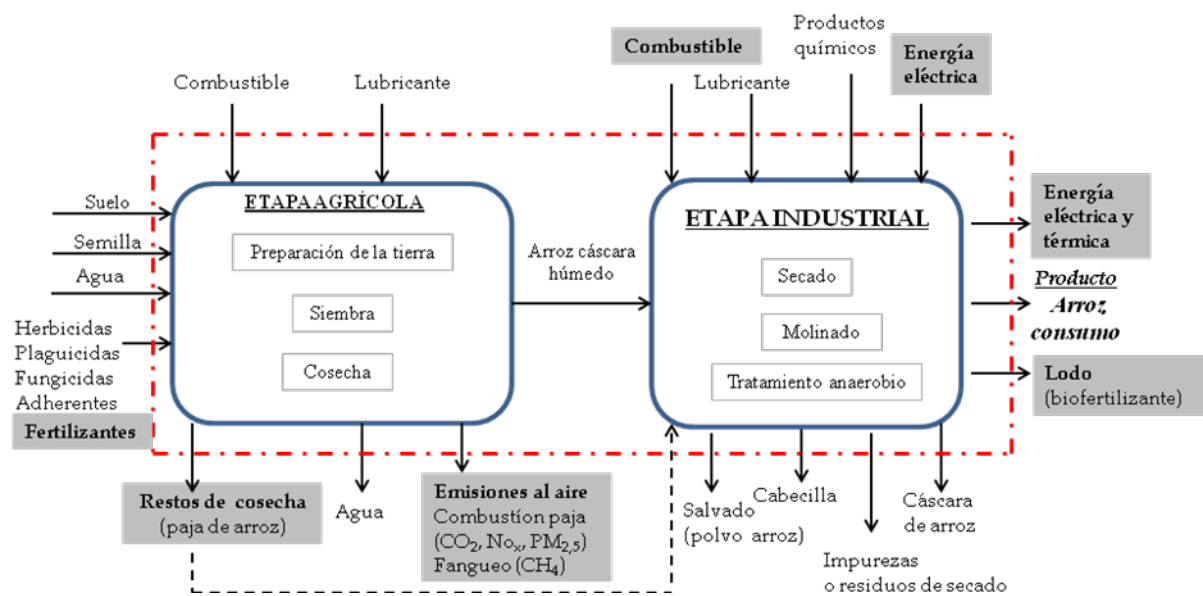


Figura 3.2 Esquema general del proceso de producción del arroz y límites del sistema para ACV.

En la tabla 3.4 aparecen los datos principales de las entradas y salidas (materiales, energía, agua y emisiones) para las dos etapas que conforman el proceso: la agrícola y la de procesamiento industrial del arroz, recopilados durante la fase de inventario.

Tabla 3.4 Datos para el análisis de inventario del ciclo de vida de la producción de arroz.

Entradas y salidas (materia prima, energía y agua)	Unidad	Cantidad	
		Variante I	Variante II
Etapa Agrícola			
Entrada			
Suelo ^a	ha/a	15 282,7	15 282,7
Semilla ^a	t/a	2407	2407
Agua ^a	L/a	436 038	436 038
Herbicidas ^b	t/a	168,04	168,04
Plaguicidas ^b	t/a	12,45	12,45
Fungicidas ^b	t/a	42,41	42,41
Adherentes ^b	t/a	1,18	1,18
Fertilizantes ^b			
Urea	t/a	338,7	116,10
Fósforo	t/a	338,7	116,10
Potasio	t/a	270,9	270,9
Zinc	t/a	169,35	169,35
Combustible ^c	L/a	1 574 118,1	1 574 118,1

Lubricante ^c	t/a	450	450
Salida			
Arroz cáscara húmedo ^a	t/a	112 592,0	112 592,0
Restos de cosecha ^a	t/a	146 360,7	0,0
Agua residual ^a	L/a	174 415,2	174 415,2
Emisiones			
Aire CH ₄ (fangueo) ^d	kg _{CH₄} /a	6 388 168,6	0,0
Aire PM _{2,5} (combustión) ^d	kg _{PM_{2,5}} /a	1 895 371,07	0,0
Etapa Industrial			
Entrada			
Arroz cáscara húmedo ^a	t/a	112 592,0	112 592,0
Combustible ^c	L/a	796 364,3	0,0
Lubricante ^c	t/a	150	150
Productos Químicos ^b	kg/a	13,58	13,58
Energía eléctrica ^c	kWh/a	2 769 819,15	2 769 819,15
Salida			
Arroz consumo ^a	t/a	40 000	40 000
Salvado (polvo de arroz) ^a	t/a	9 570,3	9 570,3
Cabecilla ^a	t/a	1 688,9	1 688,9
Impureza (residuo secadero) ^a	t/a	4 503,68	4 503,68
Cáscara de arroz ^a	t/a	24 770,24	24 770,24
Energía eléctrica	kWh/a	0,0	242 343,95
Energía térmica	kWh/a	0,0	360 799,06
Lodo (biofertilizante)	t/a	0,0	222,6

Fuentes: Linares y Meneses, 2011^a; López Y., 2009^b; Domínguez, 2013^c; Abril *et al.*, 2009^d

Adicionalmente, con el fin de analizar en cuanto podría disminuirse las emisiones de gases de efecto invernadero con esta alternativa de tratamiento para este residuo del arroz, se estimó a partir de la ecuación 3.14, el potencial de mitigación de gases de efecto invernadero (GEI), o las emisiones evitadas (EE) en toneladas de CO₂ equivalente (tCO₂e), al sustituir la forma de disposición actual de la paja. Se calculó las emisiones por la combustión a cielo abierto de la paja de arroz E_{CCA} , ya que es el uso actual, según la ecuación propuesta por Gadde *et al.* (2009) y las emisiones de gases de efecto invernadero debido a la generación eléctrica con combustible fósil E_{GE} , como emisiones evitadas, al generar con una fuente renovable. En este caso se empleó el factor de emisión específico de la generación en el país de 0,8 tCO₂eMWh⁻¹ (Pérez *et al.*, 2010). En el cálculo se tuvo en cuenta que en Cuba durante la transmisión existe una pérdida de 11,6%,

las que pudieran evitarse si la generación se realizara a partir de biogás de forma descentralizada y cercana a la fuente consumidora.

$$EE = E_{CCA} + E_{GE} \quad \text{Ec. (3.14)}$$

Para estimar E_{CCA} (ecuación 3.15) se asumieron las emisiones de CH_4 , con un factor de emisión FE_{CH_4} igual a $1,2 \text{ gkg}^{-1}$ de biomasa seca y las emisiones debido al NO_2 , con un factor de emisión FE_{NO_2} , igual $0,07 \text{ gkg}^{-1}$ de biomasa seca. Las emisiones CO_2 se despreciaron, pues se considera que tienen una influencia neta igual a cero (Gadde *et al.*, 2009). Se consideró un factor de combustión f_{Co} , igual 0,8 como la fracción de la masa combustionada durante la quema a cielo abierto.

$$E_{CCA} = (FE_{\text{CH}_4} \cdot Q \cdot f_{\text{Co}}) \cdot PCG_{\text{CH}_4} + (FE_{\text{NO}_2} \cdot Q \cdot f_{\text{Co}}) \cdot PCG_{\text{NO}_2} \quad \text{Ec. (3.15)}$$

Donde:

Q, Cantidad de residuo (ta^{-1})

PCG_{CH_4} , potencial de calentamiento global de CH_4 igual 25

PCG_{NO_2} , potencial de calentamiento global de NO_2 igual 298

3.3 Resultados y discusión.

3.3.1 Operación del reactor UASS durante la digestión anaerobia de la paja de arroz.

Durante un primer período de puesta en marcha de tres semanas, la carga orgánica volumétrica se aumentó por pasos desde $0,47 \text{ g}_{\text{SV}}\text{L}^{-1}\text{d}^{-1}$ hasta $3,9 \text{ g}_{\text{SV}}\text{L}^{-1}\text{d}^{-1}$ y posteriormente se mantuvo estable en $3,9\text{-}4,2 \text{ g}_{\text{SV}}\text{L}^{-1}\text{d}^{-1}$ hasta finalizar la experimentación. La paja de arroz fue pretratada mecánicamente hasta lograr dos tamaños de partículas, en un primer período, desde el inicio el día 49 se alimentó con un tamaño de partícula de 1-5 mm y en un segundo período del día 50 al día 112, el tamaño de partícula en la alimentación fue de 5-10 mm.

La recirculación del efluente se realizó de forma continua a 4 mLmin^{-1} y 8 rpm. A partir del día 28, se comenzó a observar insuficiente producción de líquido, por lo que se decidió recircular de forma intermitente, a razón de 400 mL, cada 47 min y 5 rpm. La extracción del sólido digerido se realizó cada seis días en el primer período 15-49 días, mientras que entre los 50-112 días tuvo que extraerse cada tres días, debido al aumento de la carga y del tamaño de partícula de paja. Como consecuencia, el volumen de la cama de sólidos (SSB) osciló entre 8 y 19,6 L. Para

estimar el tiempo de retención de sólidos en el reactor (Θ), se adicionó en dos momentos, durante el tiempo de experimentación, un marcador formado por partículas magnéticas inertes, que permitió demostrar que Θ decreció de 22 días, cuando se trabajó a carga de $3,9 \text{ g}_{\text{SV}}\text{L}^{-1}\text{d}^{-1}$ (1-5 cm de tamaño de partícula), a 14 días para la carga de $4,2 \text{ g}_{\text{SV}}\text{L}^{-1}\text{d}^{-1}$ (5-10 cm de tamaño de partícula).

3.3.1.1 Evaluación del proceso en el reactor UASS (26,5 L).

En la tabla 3.5, se muestra de forma resumida los parámetros evaluados durante el desempeño del proceso de digestión anaerobia y producción de biogás en el reactor UASS, en dos períodos de acuerdo al tamaño de partícula empleado. Un primer análisis de estos resultados permite concluir que el tamaño de la partícula influyó en el tiempo de retención de sólidos, así como en el volumen de la cama de sólidos y en la cinética del proceso (Weiland, 2010).

Tabla 3.5. Parámetros de operación y de producción del reactor UASS.

Parámetros	Unidad Tamaño partícula	Valores promedios	
		21-49 días (1-5) cm	50-112 días (5-10) cm
<i>Operación del reactor</i>			
Carga orgánica volumétrica	$\text{kg}_{\text{SV}}\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$	3,9	4,2
Tiempo de retención de sólidos (Θ)	d	21	14
Volumen de la cama de sólidos (SSB)	L	10,5	16,0
<i>Producción y cinética</i>			
Velocidad de producción de biogás (r_{B})	$\text{LL}^{-1}\text{d}^{-1}$	1,6	1,4
Velocidad de producción de metano (r_{CH_4})	$\text{LL}^{-1}\text{d}^{-1}$	0,7	0,8
Velocidad de hidrólisis volumétrica (θ_{H})	$\text{kgm}^{-3}\text{d}^{-1}$	2,5	2,4
Constante de hidrólisis de 1er orden (k_{H})	d^{-1}	0,063	0,075
<i>Rendimiento y eficiencia</i>			
Rendimiento de biogás (y_{B})	$\text{m}^3\text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$	0,399	0,341
Rendimiento de CH_4 (y_{CH_4})	$\text{m}^3\text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$	0,200	0,177
Fracción volumétrica de metano (Φ_{CH_4})	%	50	52
Eficiencia de eliminación de DQO_{b} (η_{DQOb})	%	73	65

Los valores de la constante de hidrólisis de primer orden (k_{H}), correspondieron con los intervalos reportados en la literatura para carbohidratos en general así como de cultivos energéticos y residuos de cosechas, con valores entre $0,025\text{-}0,2 \text{ d}^{-1}$ y $0,009\text{-}0,094 \text{ d}^{-1}$ respectivamente (Vavilin *et al.*, 2008), por lo que puede afirmarse que el proceso de digestión anaerobia se desarrolló adecuadamente de acuerdo a las características de la paja de arroz, discutidas en el capítulo

anterior. En la figura 3.2 a y b, se observa el comportamiento de la velocidad de producción específica de CH₄ con valores promedio entre 0,6-1,0 LL⁻¹d⁻¹, mientras que el rendimiento de metano promedio varió entre 0,163-0,213 m³kg_{SV}⁻¹ (0,326-0,426 m³ biogás kg_{SV}⁻¹).

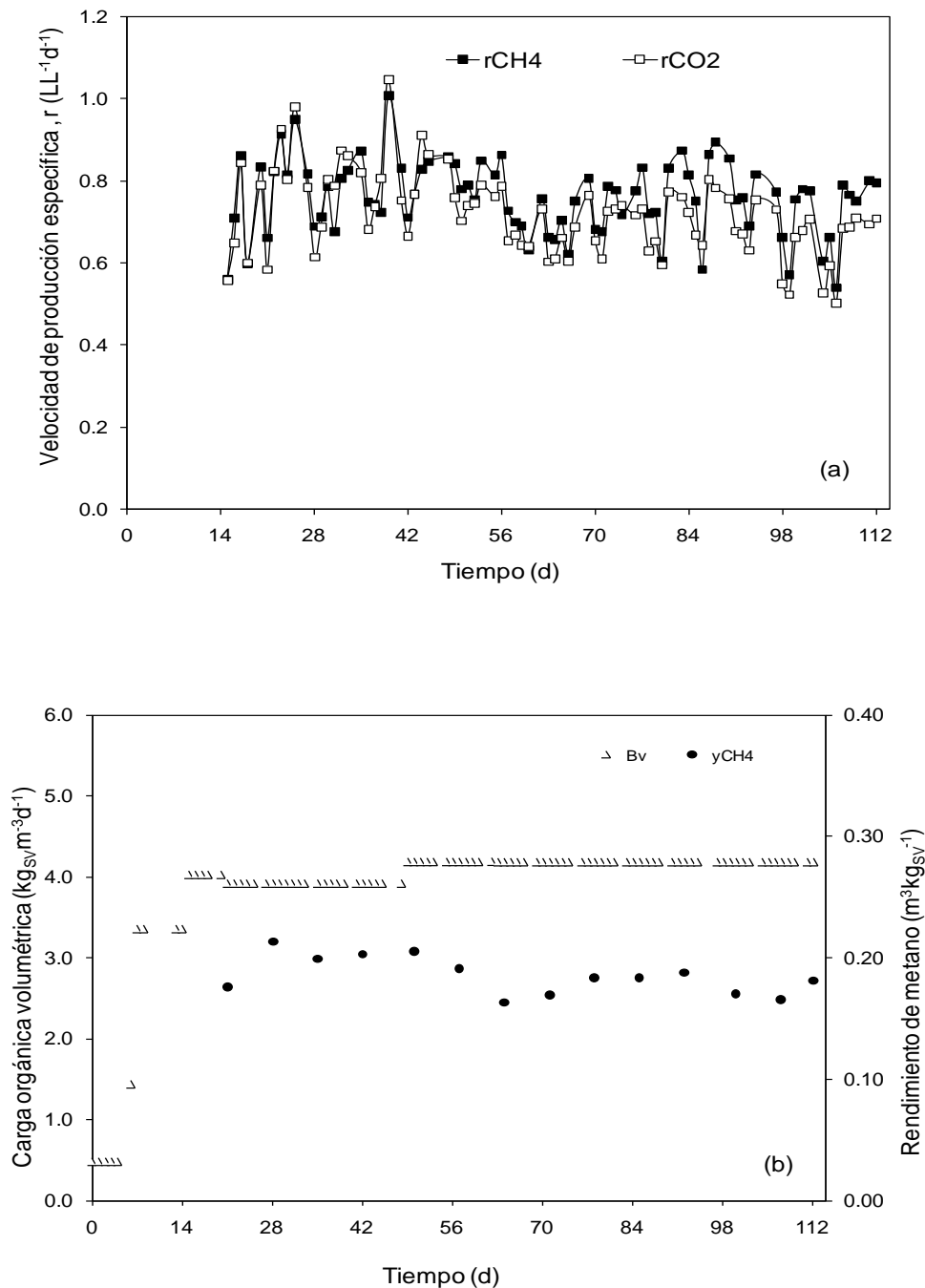


Figura 3.2. Velocidad de producción específica de biogás (a) y rendimiento de metano (b).

Los resultados de rendimiento son comparables a los de Zhang R. y Zhang Z. (1999) en el sistema de digestión de sólidos en fase anaerobia (APS por sus siglas en inglés) en dos etapas, con régimen de alimentación por lote. En ese estudio se obtuvieron rendimientos de biogás de 0,38-0,40 m³kg_{SV}⁻¹ cuando la paja de arroz no recibió pretratamiento, lo que corrobora es posible obtener rendimientos similares cuando se trabaja el proceso en intervalo termofílico, sin necesidad de grandes cambios en la estructura de este material a través de pretratamientos. Estos valores también se corresponden con los reportados para otras biomásas ricas en fibras como la paja de trigo y de cebada (Ward *et al.*, 2008) por lo que puede afirmarse que en este reactor se alcanzó rendimientos de biogás adecuados al tratar paja de arroz como única sustrato.

Sin embargo, la comparación de los resultados con los reportados por Mumme *et al.* (2010), refleja que a cargas similares la tasa de producción de metano fue ligeramente menor, además no se logra sobrepasar la carga de 4,2 kg_{SV}m⁻³d⁻¹. Por lo que se considera que fue posible operar sólo en condiciones de baja carga para este tipo de tecnología, que logra operar hasta 16,0 kg_{SV}m⁻³d⁻¹. Este comportamiento puede atribuirse principalmente a la diferencia en la composición de la biomasa tratada, además que con el proceso de ensilaje se facilita la solubilización de algunas fuentes de carbono.

Como se analizó en la biodegradabilidad de los residuos del arroz, la paja de arroz tiene una estructura lignocelulósica recalcitrante con un alto contenido de lignina. Sin embargo, la velocidad de producción de CH₄ se mantuvo generalmente por encima de la velocidad de producción de CO₂, lo que demuestra una estabilidad en el proceso metanogénico, a pesar de la compleja estructura de este material.

Al analizar químicamente el líquido del proceso se pudo comprobar que durante la experimentación hubo producción de ácidos grasos volátiles (AGV), compuestos intermediarios importantes en la ruta metabólica de obtención de metano. Algunos autores han estudiado el efecto de la concentración de AGV en el desarrollo de la digestión anaerobia (Ahring *et al.*, 1995; Ahring y Westermann, 1988). La acumulación de AGV refleja un balance no apropiado entre los productores de ácidos y los consumidores de estos, resultando en condiciones de estrés para el sistema (Ahring *et al.*, 1995; Angelidaki *et al.*, 2003; Montalvo y Guerrero, 2003). Se ha demostrado que cada sistema anaeróbico es capaz de trabajar a sus propios niveles de

concentración de AGV, de acuerdo a las condiciones de operación del mismo, la capacidad buffer del sistema, la composición del sustrato y su composición microbiana (Angelidaki *et al.*, 1993)

En las figuras 3.3 y 3.4, se muestra el comportamiento de algunos parámetros que se siguieron al líquido o percolado.

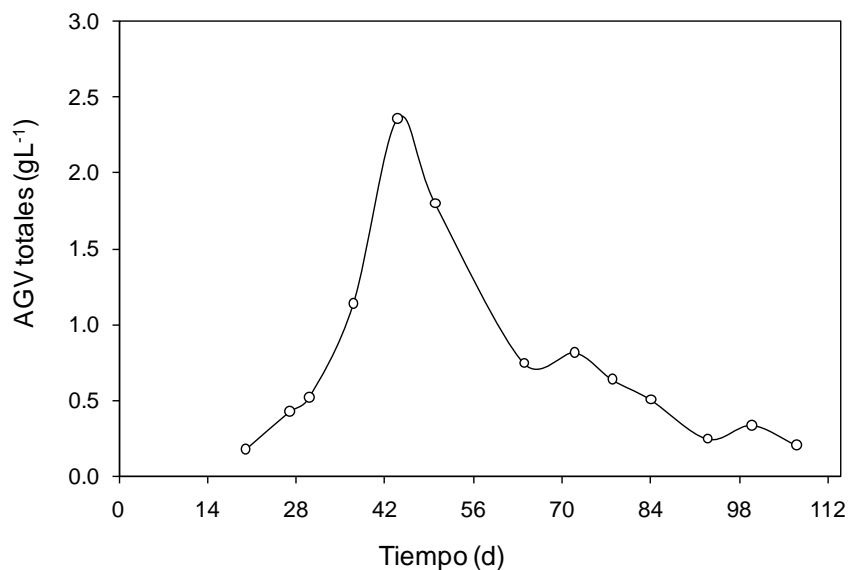


Figura 3.3. Comportamiento de ácidos grasos volátiles en el líquido del proceso.

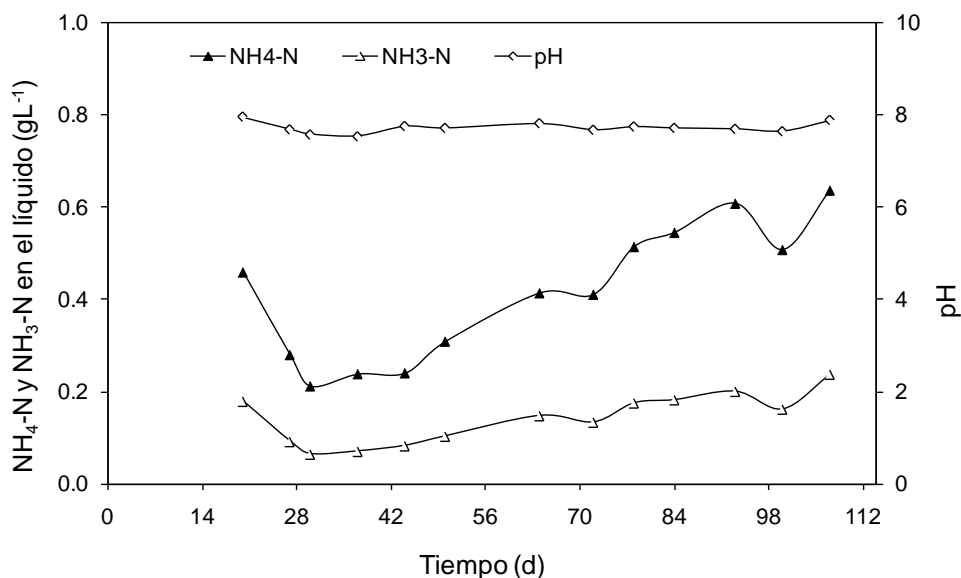


Figura 3.4. Comportamiento del pH, NH₄-N y NH₃-N en el líquido del proceso.

Como se puede observar en la figura 3.3, se obtuvo un incremento de la concentración de los AGV a partir del día 28, alcanzando un máximo de concentración de aproximadamente 2,3 g L^{-1} ,

que no supera el valor 3 gL^{-1} a partir de cual comienza a observarse inhibición en el proceso de digestión anaerobia (Ahring *et al.*, 1995). Este comportamiento puede estar dado por cambios que fueron necesarios realizar durante la operación del reactor, en las condiciones de recirculación del líquido, al existir poca producción de lixiviado en el sistema. Sin embargo, como se mencionó anteriormente, la etapa metanogénica se mantuvo estable y no se limitó por la acumulación de AGV, hecho que ha sido reportado en estudios cuando se emplean como sustrato cultivos energéticos ensilados (Nordberg *et al.*, 2007; Mähnert y Linke, 2009). En la determinación de los AGV se obtuvo que la concentración de ácido acético fue siempre la predominante entre el resto de los ácidos grasos determinados, considerado como el principal promotor de la producción de metano (Montalvo y Guerrero, 2003). En cuanto al pH se observa un comportamiento poco variable, se mantiene en un intervalo de pH neutro de 7,5-8,0 adecuado para el desarrollo del proceso anaerobio (Ahring *et al.*, 1995; Angelidaki *et al.*, 2003; Montalvo y Guerrero, 2003).

La caracterización del sólido digerido estuvo dada por el análisis de $\text{NH}_4\text{-N}$ y NTK (figura 3.5). Las formas de nitrógeno en el sólido digerido se comportaron muy similares a los reportados por Mumme *et al.* (2010). No obstante, se observó un decrecimiento de la concentración de $\text{NH}_4\text{-N}$ durante los primeros 30 días de operación por lo que fue necesaria una adición de fuente externa de nitrógeno a partir de excreta líquida de cerdo y de esta forma compensar la composición de nutrientes en el proceso.

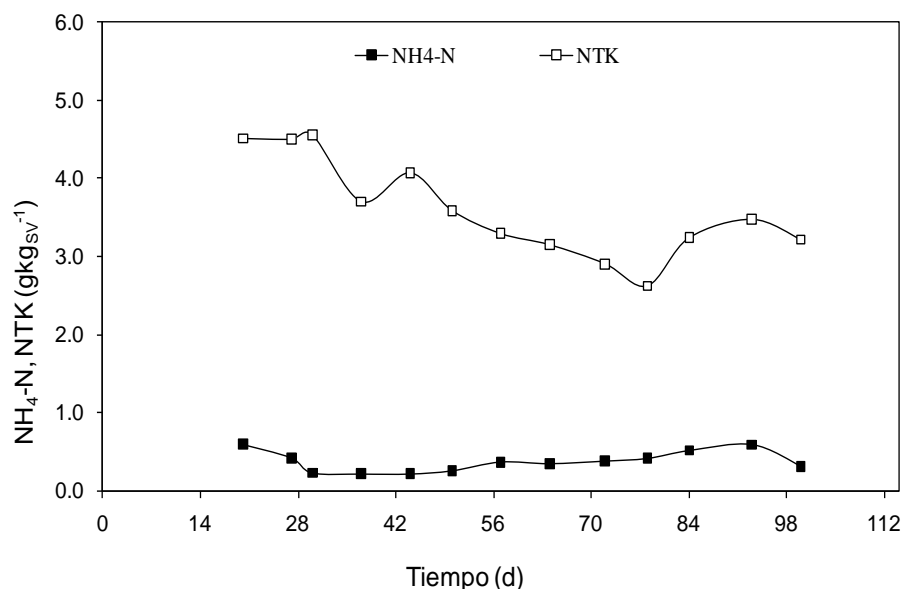


Figura 3.5. Comportamiento del nitrógeno en el sólido digerido.

Con relación a las concentraciones de amonio y amoníaco, existe en la bibliografía especializada una gran dispersión sobre los valores de concentración que se consideran inhibidores del proceso anaerobio (Forster, 2005). Las formas de nitrógeno en ambos casos, se mantuvieron en niveles inferiores a las concentraciones inhibitorias reportadas por la literatura de 1,7-5,0 para el $\text{NH}_4\text{-N}$ y de 0,4-1,0 en el caso del $\text{NH}_3\text{-N}$ en gL^{-1} (Stams *et al.*, 2003).

Estudios reportados recientemente por Pohl *et al.* (2012), posteriores a estos experimentos, reflejan que con paja de trigo como único sustrato, similar en composición a la paja de arroz, fue posible solamente alcanzar cargas orgánicas de $2,5 \text{ kg}_{\text{SVM}}^{-3}\text{d}^{-1}$ y fue necesario la adición de nutrientes para establecer adecuadas relaciones de los mismos. Es por ello que en dependencia de las condiciones que se establezcan en el proceso y según la composición de la biomasa sólida a tratar, el proceso de digestión anaerobia se hace fuertemente dependiente de la configuración a utilizar, por lo que es necesario establecer estudios en diferentes reactores y definir la mejor configuración y sus parámetros de proceso.

3.3.2 Evaluación de la digestión anaerobia de la paja de arroz en el reactor CSTR.

De acuerdo con los resultados obtenidos durante la operación, control y evaluación del reactor UASS y con el objetivo de analizar diferentes alternativas tecnológicas para el tratamiento de la paja de arroz y su posible implementación en la empresa “Sur del Jíbaro”, se decide realizar un estudio para evaluar el comportamiento de la paja de arroz en un reactor completamente mezclado (CSTR). Esta tecnología se encuentra establecida mundialmente para la digestión de residuos sólidos ya que garantiza un mayor contacto entre el material orgánico y la flora bacteriana, con la limitante de que al ser operados continuamente a altas cargas orgánicas, requieren de una demanda de energía relativamente alta para el mezclado (Mumme *et al.*, 2010; Li *et al.*, 2011). De forma simultánea se evaluó el comportamiento del proceso en el reactor UASS.

3.3.2.1 Operación del reactor CSTR de forma simultánea con reactor UASS.

Para lograr un buen desarrollo del proceso de digestión anaerobia de la paja, en ambas tecnologías y teniendo en cuenta que la degradación se favorece con la disminución del tamaño de partícula, se decide operar con un tamaño de partícula entre 1-3 cm, de acuerdo a experiencias previas obtenidos por Braun *et al.* (2010). En el reactor UASS este tamaño produjo un aumento de la presión del reactor por compactación de la cama de sólidos, y se decide aumentar en ambos

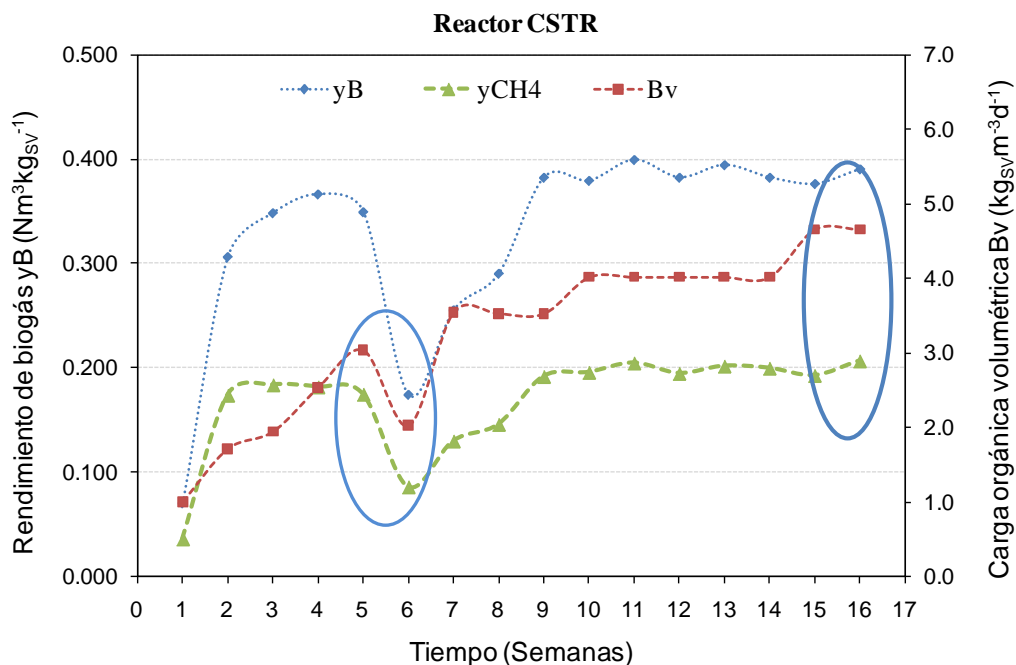
reactores el tamaño de partícula (semana 5 de operación) a un intervalo de 3-5 cm, según experiencias obtenidas por Mumme *et al.* (2010).

Sin embargo, en el CSTR al incrementar la carga orgánica volumétrica con este tamaño de partícula y debido también a las características de diseño del reactor a la escala de trabajo, se produjo atascamiento en el eje rotatorio del agitador (semana 6 de operación). Por lo tanto, se decide operar ambos reactores con tamaños de partículas diferentes, para el CSTR en un rango de 1-3 cm y para el UASS de 3-5 cm.

El tiempo de operación total de ambos reactores fue de 16 semanas. Se comenzó con una carga orgánica volumétrica de $1,0 \text{ kg}_{\text{SV}}\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$ en ambos reactores y se incrementó periódicamente hasta $4,6 \text{ kg}_{\text{SV}}\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$ para el caso del CSTR. En el caso de la operación del reactor UASS, fue posible trabajar hasta $5,6 \text{ kg}_{\text{SV}}\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$, carga orgánica volumétrica que se encuentra por debajo de las operables con este reactor.

3.3.2.2 Evaluación del proceso de digestión en el reactor CSTR y en el UASS.

En la figura 3.7 se muestra el comportamiento del rendimiento de biogás y de metano con la carga de trabajo, como valor promedio de la semana, durante el tiempo de operación en los reactores CSTR y UASS.



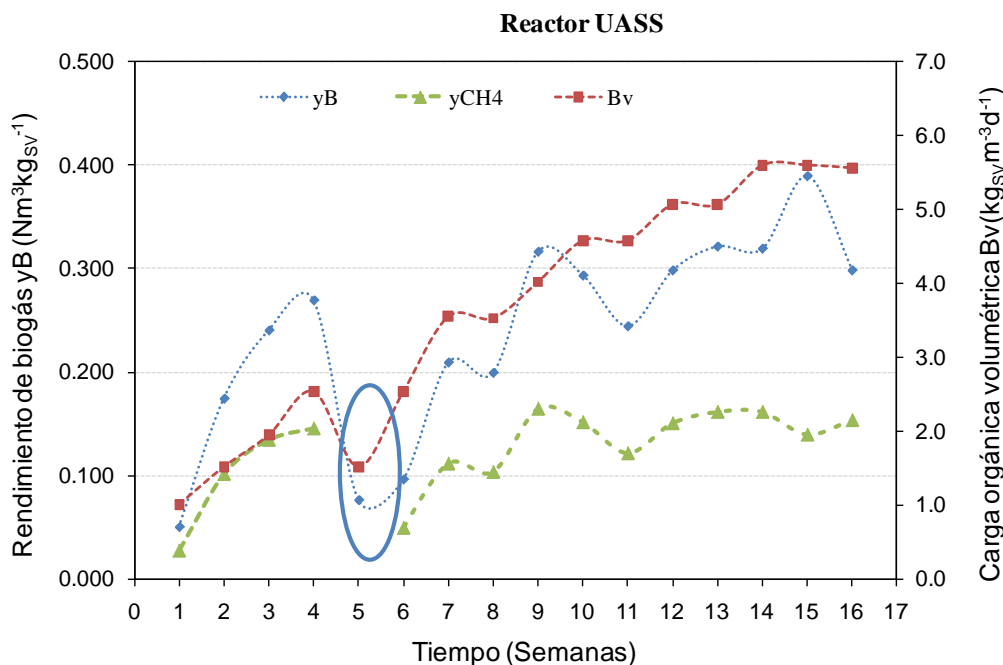


Figura 3.7. Comportamiento del rendimiento de biogás y metano con la carga orgánica volumétrica en los reactores CSTR y UASS.

Se puede apreciar en el reactor CSTR, que después de una caída del rendimiento de biogás entre la semana 5 y 6, debido a problemas de mezclado, se logró una estabilidad del proceso para una carga de $4,0 \text{ kg}_{\text{SV}}\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$ y se alcanza un rendimiento de biogás estable de $0,38 \pm 0,0094 \text{ m}^3\text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$ (media y desviación estándar).

En el UASS para un rango de carga similar ($4,0\text{-}4,6 \text{ kg}_{\text{SV}}\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$), se logra un rendimiento máximo de $0,316 \text{ m}^3\text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$, inferior al obtenido en el CSTR. Si se compara con los resultados de la primera etapa experimental, se observa que existe un comportamiento similar en la evolución del rendimiento de biogás. De la figura también es posible predecir que a tiempos superiores a los estudiados, el reactor UASS pudiera mostrar inestabilidad en el rendimiento de biogás, lo que pudiera no suceder para el CSTR.

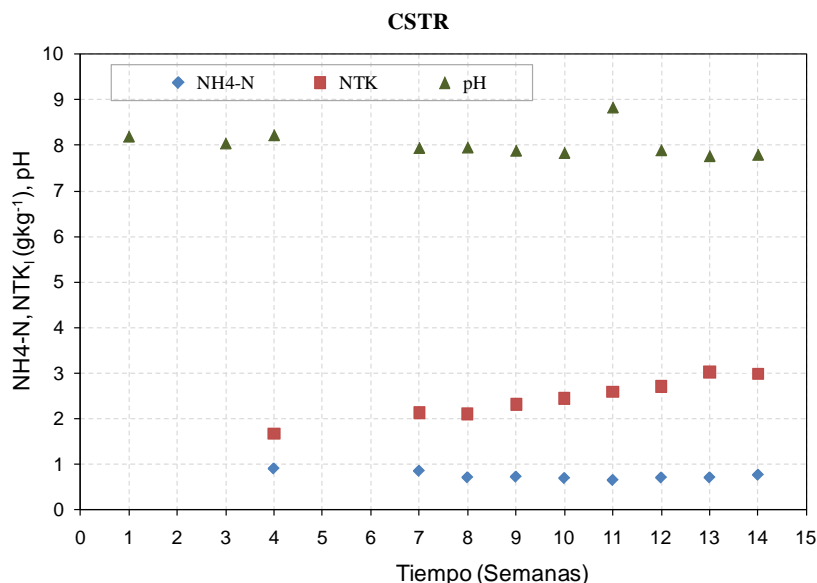
Es importante señalar que se logró trabajar a cargas volumétricas superiores a $3,5 \text{ kg}_{\text{SV}}\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$, reportada en la literatura con la tecnología CSTR durante el tratamiento de biomásas similares como cultivos energéticos (ensilaje de maíz, ensilaje de centeno y ensilaje de remolacha) en ambos rangos de temperatura mesofílico y termofílico (Mähnert, 2007) y ensilaje de hierbas a temperatura 38°C (Koch *et al.*, 2010). Este resultado es de gran importancia práctica ya que a

partir de la carga orgánica volumétrica específica se puede definir el volumen de digestión necesario.

Adicionalmente, en la literatura no se reportan estudios de fermentación de la paja de arroz, en reactores con alimentación continua en una etapa. Zhang R. y Zhang Z. (1999), estudiaron la conversión de la paja de arroz a biogás mediante un sistema en dos etapas con alimentación a *batch* o en lotes, logrando un rendimiento de biogás inferior. Este aspecto resulta novedoso y de significación práctica. Mayor carga de trabajo asimilable, significa mayor cantidad de residuo a tratar.

En el Anexo 4, se muestran los valores promedios de la composición del biogás obtenidos en cada reactor. El contenido de CH₄ se mantuvo aproximadamente en valores de 50-52% vol, similares a los referidos por Zhang R. y Zhang Z. (1999). Según las mediciones realizadas, desde la arrancada el contenido en CH₄ se mantuvo por encima del contenido en CO₂; además los valores se corresponden con los esperados, de acuerdo al tipo de biomasa. La biomasa vegetal rica en carbohidratos muestra relativamente bajo contenido de metano comparado con otras biomasa, demostrado por cálculos estequiométricos (Oechsner *et al.*, 2003).

También para evaluar el comportamiento del proceso en ambos reactores se analizaron algunas características físico-químicas de los efluentes, como el pH y las formas de nitrógeno total NTK y amoniacal NH₄-N (figura 3.8). Estas sirven para caracterizar la estabilidad de un proceso en continuo y dependen mucho del tipo de reactor empleado.



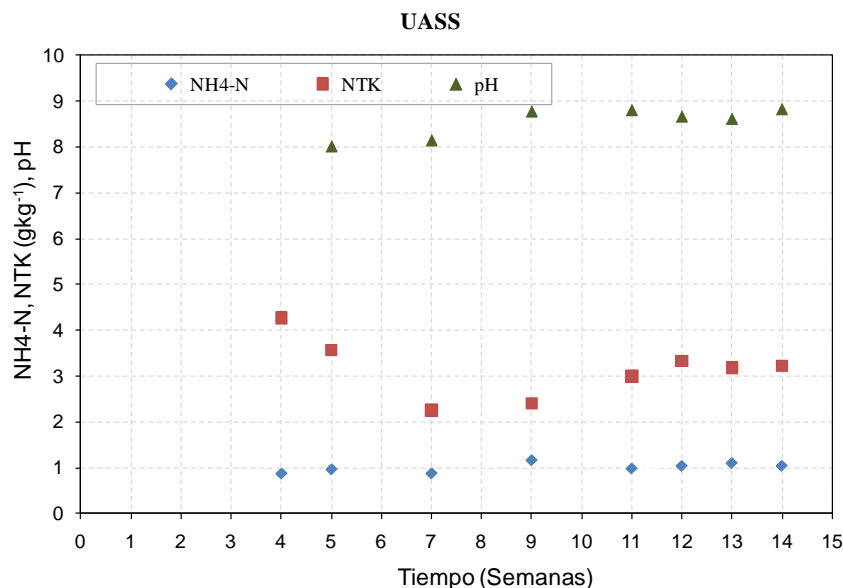


Figura 3.8. Análisis químico del efluente en el reactor CSTR y del residuo digerido en el reactor UASS.

En el caso de un sistema de mezcla completa el efluente está constituido por el afluente estabilizado y la biomasa microbiana producida. En el UASS, el efluente se refiere al sólido digerido ya que el líquido es recirculado durante el proceso.

Como se aprecia, el comportamiento de pH en el reactor CSTR mostró poca variación y se mantuvo en un intervalo entre 7,7-8,2; estos tienen correspondencia con el intervalo óptimo que plantea la literatura para un buen desarrollo del proceso de digestión (Lay *et al.*, 1997). Mientras que los valores de pH del residuo sólido en el UASS son ligeramente superiores 8,0-9,0 y se mueven en un intervalo de pH ligeramente alcalino. Mumme (2007) reporta valores similares en el estudio de esta tecnología al utilizar ensilaje de maíz como sustrato principal.

El nitrógeno en forma orgánica se hidroliza durante el proceso anaerobio y produce formas amoniacales. Aunque en forma amoniacal es un importante nutriente para el crecimiento de los microorganismos, cuya carencia puede provocar el fracaso en la producción de gas, una concentración excesivamente alta de nitrógeno, puede limitar el crecimiento de los mismos tal como se ha discutido anteriormente. En el reactor CSTR hay un ligero enriquecimiento del contenido de nitrógeno total en el efluente, con el tiempo, en tanto el comportamiento de éstos en el residuo sólido del UASS tuvo una tendencia similar a la obtenida en el experimento anterior (26,5 L), aunque en este caso no se adicionó una fuente de nitrógeno externa. Los valores de las

formas de nitrógeno en ambos casos se encuentran por debajo de las concentraciones inhibitorias abordadas en el epígrafe 3.4.2, lo cual indica un buen desempeño del proceso anaerobio en cuanto a la evolución de las formas de nitrógeno.

El comportamiento de la relación Ácidos grasos volátiles/Alcalinidad aparece de forma gráfica en la figura 3.9. Se puede apreciar que los valores de esta relación se mantuvieron dentro del intervalo reportado en la literatura para las cargas de trabajo (Weiland, 2006). Esto indica que la carga máxima alimentada en cada reactor fue suficiente para lograr una producción estable de biogás y por ende este parámetro es un buen indicador de la actividad de las bacterias metanogénicas.

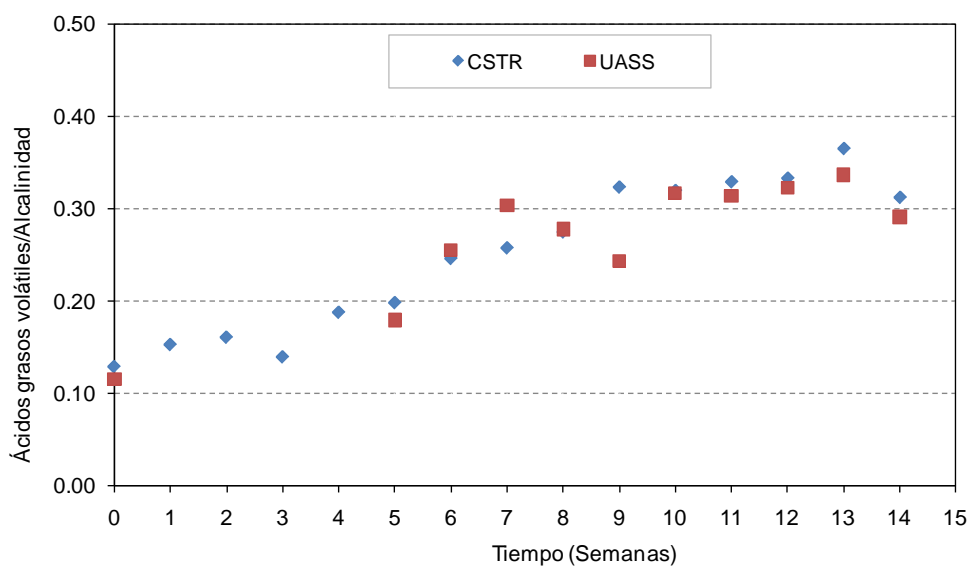


Figura 3.9. Comportamiento de la relación Ácidos grasos volátiles/Alcalinidad en los reactores CSTR y UASS.

En forma resumida la tabla 3.6 expone los principales parámetros de operación, producción y eficiencia, que describen la operación en ambos reactores, después de alcanzado el estado estacionario. Fue posible lograr estabilidad en ambos reactores en las dos primeras semanas de operación (valores no mostrados). De forma general, al incrementar la carga orgánica, el rendimiento de metano y biogás se incrementaron y alcanzan un valor estable a partir de la semana 9 de operación. En los casos donde éstos disminuyeron, estuvo asociado a los cambios en los tamaños de partículas, como se explicó anteriormente.

Tabla 3.6. Resumen de los parámetros de operación y de producción en los reactores CSTR y UASS.

Reactor	t	Bv	y_B	r_B	y_{CH_4}	r_{CH_4}	$\eta (y_{CH_4}^{Exp}/y_{CH_4max})$	TRH	
	(semana)	($kg_{SV}m^{-3}d^{-1}$)	($m^3kg_{SV}^{-1}$)	($m^3m^{-3}d^{-1}$)	($m^3kg_{SV}^{-1}$)	($m^3m^{-3}d^{-1}$)	$y_{CH_4max}=0,277$	d	
CSTR	3	1,9	0,348	0,84	0,184	0,45	0,66	23,3	
	4	2,5	0,366	1,10	0,182	0,55	0,66	17,9	
	5	3,0	0,349	1,24	0,175	0,62	0,63	14,9	
	6	2,0	0,174	0,64	0,086	0,32	0,31	22,3	
	7	3,6	0,255	1,31	0,130	0,67	0,47	12,8	
	8	3,5	0,290	1,51	0,146	0,76	0,53	12,8	
	9	3,5	0,382	1,60	0,192	0,80	0,69	12,8	
	10	4,0	0,379	1,78	0,196	0,92	0,71	11,3	
	11	4,0	0,399	1,87	0,205	0,96	0,74	11,3	
	12	4,0	0,382	1,79	0,195	0,91	0,70	11,3	
	13	4,0	0,394	1,85	0,202	0,95	0,73	11,3	
	14	4,0	0,382	1,82	0,200	0,95	0,72	11,3	
	UASS	3	1,9	0,240	0,58	0,135	0,33	0,49	23,3
		4	2,5	0,269	0,81	0,146	0,44	0,53	18,2
5		1,5	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	18,2	
6		2,5	0,096	0,34	0,050	0,18	0,18	18,2	
7		3,6	0,209	1,07	0,112	0,57	0,40	13,0	
8		3,5	0,199	0,95	0,104	0,49	0,38	13,0	
9		4,0	0,316	1,51	0,165	0,79	0,60	11,5	
10		4,6	0,293	1,57	0,152	0,81	0,55	10,1	
11		4,6	0,244	1,33	0,122	0,66	0,44	10,1	
12		5,1	0,298	1,76	0,151	0,89	0,54	9,1	
13		5,1	0,321	1,92	0,162	0,97	0,59	9,1	
14		5,6	0,319	2,09	0,162	1,06	0,59	8,3	

Linke y Mähnert (2005) reportan un rendimiento de metano de 0,36-0,39 $m^3kg_{SV}^{-1}$ y una productividad entre 1,0-1,3 $m^3m^{-3}d^{-1}$ para una carga máxima de 3,0 $kg_{SV}m^{-3}d^{-1}$, a temperatura mesofílica y termofílica cuando se empleó maíz en forma de ensilaje como sustrato. El ensilaje aunque es un método de conservación de la biomasa, se ha comprobado que tiene un efecto positivo en el rendimiento de metano (Heiermann, 2008).

En la figura 3.10, se muestra de forma gráfica el comportamiento de la degradación de la paja de arroz en los reactores CSTR y UASS, mediante la representación de la eficiencia relativa de metano y el tiempo de residencia hidráulico. Como se observa a partir de la semana 9 de operación, el reactor CSTR mostró una mayor estabilidad frente a la carga orgánica volumétrica

alimentada. Es notable destacar que en este reactor se logró alimentar hasta $4,0 \text{ kg}_{\text{SV}}\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$, valor que resulta el máximo posible en este tipo de configuración, cuando se operan con residuos lignocelulósicos (Lehtomäki, 2006; Mähnert, 2007).

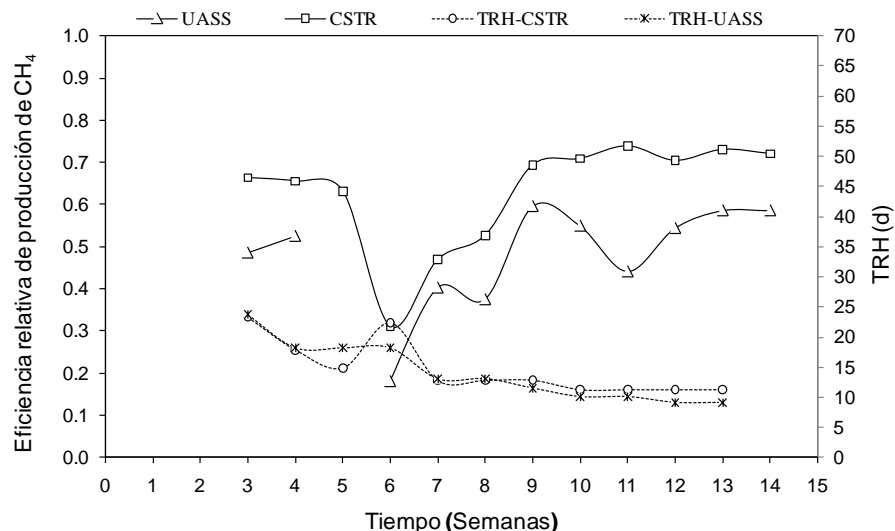


Figura 3.10. Comportamiento del proceso de digestión anaerobia de la paja de arroz en el CSTR y el UASS.

De igual forma, a pesar de la disminución del TRH, la producción de biogás no tuvo variaciones apreciables, como era esperado, por los resultados obtenidos en el estudio cinético de este residuo que demostraron la posibilidad de trabajar a TRH de hasta 14 días aproximadamente. En el caso del reactor UASS el comportamiento no fue similar. En este sistema, el incremento de la carga orgánica produjo inestabilidad en la producción de metano. Este resultado era esperado pues este tipo de reactor es capaz de asimilar cargas orgánicas volumétricas superiores ($18,0 \text{ kg}_{\text{SV}}\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$), aspecto que ya ha sido discutido con anterioridad.

Una posible explicación a la inestabilidad en el funcionamiento del reactor UASS, podría radicar en la necesidad de fuente de nitrógeno externa, tal como ocurrió en la primera fase de la presente investigación. Sin embargo, el desempeño del reactor CSTR demostró que es posible tratar por vía anaerobia y de forma estable, sin necesidad de adición de fuente de nitrógeno externa, la paja de arroz cubana como monosustrato.

Para las máximas cargas de trabajo en ambas configuraciones se obtuvo una eficiencia en la eliminación de los sólidos volátiles (según ecuación 2.9) de 60,1% y 49,6% para el CSTR y el

UASS respectivamente. Estos valores corroboran la mayor estabilidad y el mejor desempeño del reactor CSTR respecto al UASS. Otros reportes refieren eficiencias de eliminación de sólidos volátiles de 66,8% para paja pretatada en codigestión con excreta, para una relación de sólidos totales de 1:05 y una carga orgánica volumétrica de $2,14 \text{ kg}_{\text{SV}}\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$ (Komatsu *et al.*, 2010).

De acuerdo a los resultados discutidos en este epígrafe, para el estudio de caso de la Empresa Agroindustrial de Granos “Sur del Jíbaro” se tendrá en cuenta como configuración de reactor el de tanque completamente mezclado CSTR, así como las condiciones de operación bajo las cuales se desempeñó el proceso de digestión anaerobia de la paja de arroz en dicho reactor.

3.4 Potencialidades energéticas, ambientales y económicas del tratamiento anaerobio de la paja de arroz, para el caso de estudio de la Empresa Agroindustrial de Granos “Sur del Jíbaro”.

A partir del estudio de laboratorio que permitió definir parámetros fundamentales del proceso de digestión anaerobia como son: tamaño de partícula, temperatura, carga orgánica máxima para un reactor de tanque completamente mezclado CSTR y producción de biogás esperada en un sistema de alimentación en continuo, se realiza una valoración de las potencialidades energéticas y ambientales del tratamiento de la paja de arroz generada en la empresa “Sur del Jíbaro” de la provincia de Sancti Spíritus, además de un análisis de prefactibilidad económica de esta alternativa de tratamiento con fines energéticos para el caso de estudio. Con este fin se realiza primeramente una caracterización de esta empresa.

3.4.1 Caracterización de la Empresa Agroindustrial de Granos “Sur del Jíbaro”.

La empresa tiene una extensión de 83 875 hectáreas, de las cuales 27 217 ha, se dedican al cultivo del arroz, 20 130 ha a la ganadería y 2 050 ha a los cultivos varios. El resto es superficie no agrícola, entre ellas canales de riego, viales e instalaciones. Los principales macizos arroceros están ubicados en tres regiones fundamentales. El primer macizo de arroz se ubica al sureste de los poblados de Mapo y Natividad, el segundo se extiende desde el poblado de Peralejo hasta El Jíbaro, por la parte Sur de los mismos y llega aproximadamente hasta el litoral costero, mientras el tercero se encuentra ubicado al Suroeste del poblado de Las Nuevas (ver Anexo 5).

La entidad cuenta con cuatro unidades industriales, la más céntrica es la Unidad Empresarial Básica (UEB) “Los Españoles”, ubicada a 4 km al Suroeste del poblado de El Jíbaro. Ésta tiene

tres plantas de secado de tecnología discontinua con una capacidad total de 368 t diarias de arroz húmedo. Otra unidad industrial es la UEB “Tamarindo”, ubicada a 15 km al Sur de la anterior y consta de dos plantas de secado, una de tecnología por pases (discontinua) con capacidad de 128 t diarias de arroz húmedo y otra con tecnología de un solo pase (continua), con una capacidad de 257 t. También posee un molino de arroz para procesar 240 t diarias de arroz cáscara seco.

La tercera UEB “Las Nuevas” se ubica al Norte del poblado Las Nuevas, tiene dos plantas de secado, con capacidades de 257 t y 128 t cada una. Posee además una base de almacenes con capacidad total de 18 000 t y un molino de arroz capaz de procesar 240 t diarias de arroz cáscara seco. Forma parte también de esta empresa, la unidad industrial UEB “Ángel Montejo”, ubicada en la capital de la provincia, formada por una planta de arroz precocido y un molino para procesar 30 t diarias de arroz cáscara seco.

Como se ha explicado, durante el proceso de cosecha y producción de arroz en esta empresa, el cual tipifica este tipo de producción en otras empresas para el cultivo de arroz en el país, se generan diferentes residuos (García, 2010; Linares y Meneses, 2011). La cosecha tiene una duración entre nueve y diez meses al año, de la que se obtienen los restos o residuos (paja de arroz) y posteriormente en el proceso de limpieza y secado del arroz, los de secado. En el caso de la cáscara ésta se genera incluso terminada la cosecha, por lo que se dispone de este residuo durante todo el año.

De acuerdo con el esquema energético-productivo de la empresa (figura 1.1), los mayores consumos de portadores energéticos están relacionados con los procesos o etapas de cosecha y de procesamiento industrial del arroz. La electricidad y el diesel representaron el 95% del total de los portadores energéticos durante el período comprendido entre el año 2004 y el 2008 (García, 2010). En cuanto a la electricidad el índice de consumo actual es de 40,2 kWh por tonelada de arroz producido, en el área de molinado y de 21,3 kWh por tonelada de arroz seco en el proceso de secado. Además se consumen en el secado entre 12-14 litros de diesel por tonelada de arroz seco (Domínguez, 2013).

3.4.2 Potencialidades energéticas del tratamiento anaerobio de la paja de arroz para el caso de estudio.

En la tabla 3.7 se exponen los principales elementos considerados en este análisis que permitieron estimar las potenciales energéticas del tratamiento anaerobio de la paja de arroz generada en la Empresa Agroindustrial de Granos “Sur del Jíbaro”.

Tabla 3.7. Elementos considerados para la estimación de las potencialidades energéticas en el caso de estudio de la empresa “Sur del Jíbaro”.

Parámetro	Unidad	Valor
Producción de arroz húmedo año 2011	ta ⁻¹	112 592
Índice de paja de arroz	tt ⁻¹	1,3
Paja de arroz disponible	ta ⁻¹	146 369,60
Relación alimentación de agua:paja	-	2:1
Días de operación anual	d	365
Densidad de la biomasa	kgm ⁻³	74,5
Densidad del agua	kgm ⁻³	1 000
Tiempo de retención estimado	d	45
Contenido materia orgánica de la alimentación	kg _{SV} t _{MF} ⁻¹	698,2
Rendimiento experimental de biogás	m ³ kg _{MF} ⁻¹	0,271
Índice generación energía eléctrica	kWhm ⁻³	2,23
Índice generación energía térmica	kWhm ⁻³	3,32
Alimentación diaria de biomasa	td ⁻¹	401,01
Alimentación diaria de agua	td ⁻¹	802,03
Alimentación total diaria	td ⁻¹	1 203,04
Volumen de alimentación diaria	m ³ d ⁻¹	1 203,04
Flujo de materia orgánica diaria al digestor	kg _{SV} d ⁻¹	280 307,8
Carga orgánica volumétrica máxima	kg _{SV} m ⁻³ d ⁻¹	4,0
Volumen efectivo mínimo de reactor	m ³	69 997
Producción diaria de biogás	m ³ d ⁻¹	108 675
Producción diaria de energía eléctrica	kWh	242 344
Potencia del sistema de generación eléctrica	MW	10
Energía térmica disponible diaria	kWh	360 799
Potencia térmica	MW	15

Como se muestra en la tabla para el flujo másico de alimentación diario se necesitaría de un volumen efectivo total de digestión de 69 997 m³ y según el rendimiento de biogás experimental, es posible obtener una producción de biogás de 108 675 m³. A partir de la producción diaria de biogás esperada y los índices de generación de energía eléctrica y térmica empleados, se puede estimar una producción de energía de 242 344 kWhd⁻¹ eléctricos para una potencia de 10 MW y una disponibilidad de energía térmica de 360 799 kWhd⁻¹ para una potencia de 15 MW, lo que posibilitaría a la empresa el autoabastecimiento de energía eléctrica y la sustitución del diesel que consume en la etapa industrial de secado.

3.4.3 Valoración ambiental del tratamiento anaerobio de la paja de arroz.

Los resultados del análisis de ciclo de vida de la producción de arroz en la empresa “Sur del Jíbaro”, en las condiciones actuales (Variante I) y cuando en ésta se incluye, como alternativa de tratamiento para los restos de cosecha la digestión anaerobia con el fin de generar electricidad (Variante II), se muestran a continuación de forma comparativa, a partir de la cantidad de emisiones, ocupación de suelo o agotamiento de recursos consideradas en el proceso.

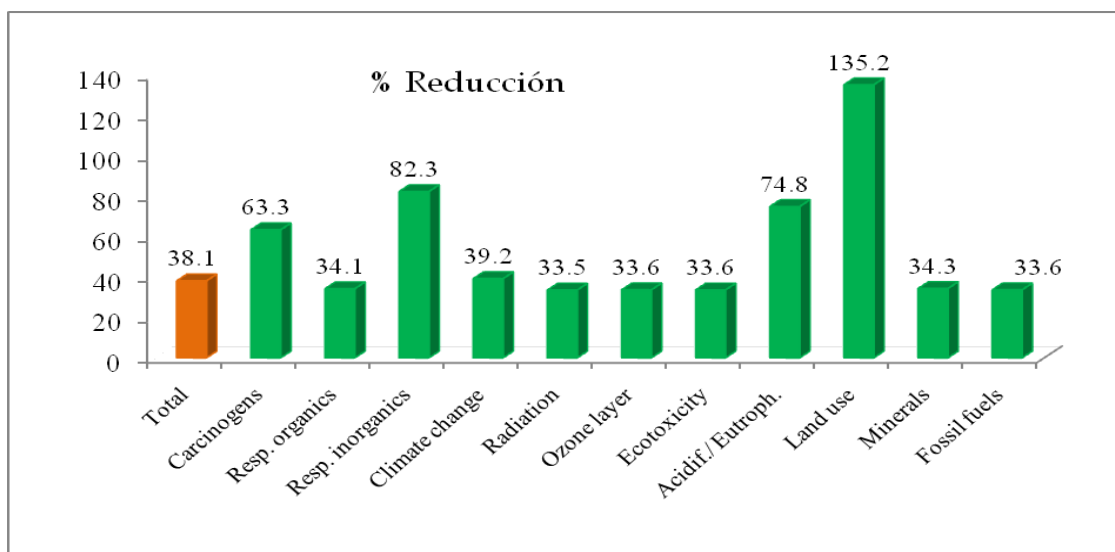


Figura 3.11. Resultados de las categorías de impactos ambientales intermedios en por ciento de reducción.

En la figura 3.11 se observa como esta alternativa implica una disminución en las 11 categorías intermedias analizadas representadas en por ciento, dado por las emisiones que se evitan de CO₂, CO, CH₄, NO_x, SO_x y de material particulado, asociadas con la quema de la paja de arroz, y por la mitigación de daños al sustituir combustible fósil en la generación eléctrica, por una fuente

renovable. Además de la sustitución del recurso diesel que se utiliza como combustible en los secaderos, por la energía térmica disponible de la etapa de cogeneración.

El comportamiento de las categorías finales aparece en la figura 3.12. Como se puede apreciar esta alternativa de tratamiento anaerobio de la paja con fines energéticos, tiene un efecto positivo en las tres categorías finales y disminuye casi a la mitad el daño a los recursos, lo que evidencia el impacto ambiental positivo de esta alternativa de tratamiento, para el caso de estudio analizado.

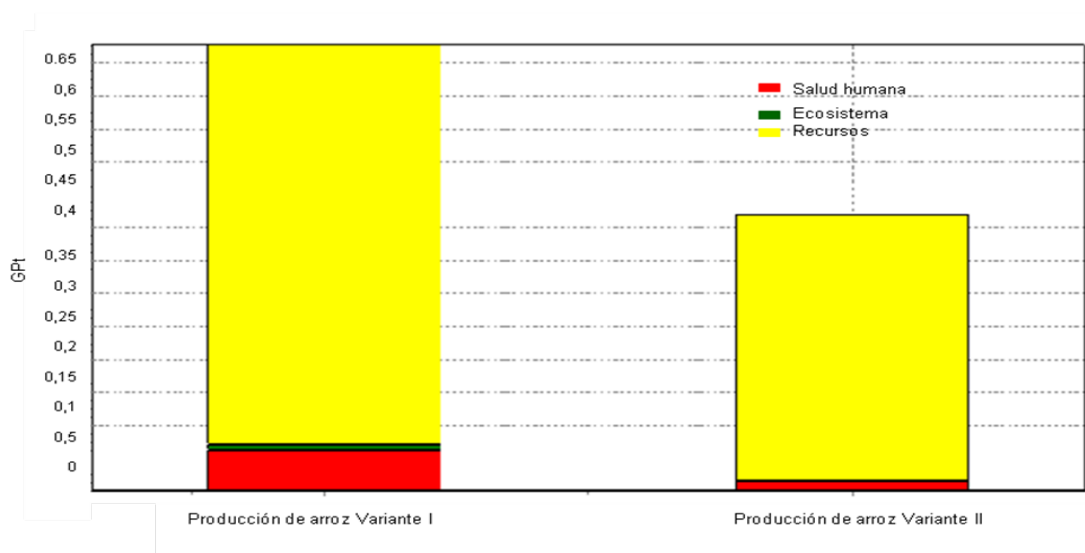


Figura 3.12. Resultados de las categorías finales de daños.

Adicionalmente, se hizo un análisis cuantitativo de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) evitadas al emplear la paja de arroz, que actualmente se quema a cielo abierto, para la producción de energía mediante tratamiento anaerobio y de esa forma analizar su contribución a la minimización de emisiones por el sector energético nacional.

Sobre la base de los datos de producción de la Empresa Agroindustrial de Granos “Sur del Jíbaro” durante el año 2011, se obtuvo que se hubieran dejado de emitir a la atmósfera 6 041 438 t de CO₂ equivalente si la paja de arroz hubiese sido tratada por vía anaerobia. Esto hubiera significado el 0,2% de las emisiones totales del país y el 3,2% de las emisiones del sector energético en ese propio año, resultado que corrobora el efecto ambiental positivo de la propuesta desde la perspectiva nacional.

3.4.4 Análisis de prefactibilidad económica del tratamiento anaerobio de la paja de arroz para el caso de estudio empresa “Sur del Jíbaro”.

Con la información obtenida de sobre los parámetros de operación y de producción del estudio en continuo y el potencial energético estimado, fue posible estimar los costos asociados a una posible inversión a partir de índices de costos específicos en pesos/kW eléctrico producido, tomados de la literatura (Leitfaden Biogas, 2010; Leitfaden für Landwirte im Land Brandenburg, 2011). Los costos de operación tienen en cuenta los gastos energéticos de la planta, costo de agua, costo de materia prima, de micronutrientes, así como los costos de la purificación del biogás, entre otros. En la tabla 3.8 aparecen los índices de costos empleados en los cálculos, los costos y las ganancias asociadas a la posible inversión.

Tabla 3.8. Índices de costos, costos y ganancias asociados con una posible inversión para el caso de estudio de la empresa “Sur del Jíbaro”.

Parámetro	Unidad	Valor
Índice de inversión	\$/kW	3 000,0
Costos de inversión estimado	\$	30 292 993,0
Índice de costo energético de la planta	\$/kW	14,0
Índice de costo de agua	\$/kW	5,0
Índice de costo de materia prima	\$/kW	15,0
Índice de costo de micronutrientes	\$/kW	3,0
Índice de costo de purificación del gas	\$/kW	5,0
Índice de costo de mantenimiento	\$/kW	100,0
Índice de costo de recursos humanos	\$/kW	40,0
Índice de costo de asesoría	\$/kW	6,0
Índice de costo de seguro de la planta	\$/kW	8,0
Costo de energía	\$/a	141 367,3
Costo de agua	\$/a	5 0488,3
Costo de materia prima	\$/a	151 464,9
Costo de micronutrientes	\$/a	30 292,9
Costo de purificación del gas	\$/a	50 488,3
Costo de mantenimiento	\$/a	1 009 766,4
Costo de recursos humanos	\$/a	403 906,6
Costo de asesorías	\$/a	60 585,9
Costo de seguro	\$/a	80 781,3
Costos totales de operación	\$/a	1 979 142,2

Precio de venta de la electricidad al SEN	\$/kWh	0,2
Ventas anuales de electricidad	\$	17 691 108,1
Otros impactos económicos: ahorro de diesel	\$/a	460 800,0
Ganancias equivalentes totales	\$/a	18 151 908,1

Por su parte el flujo de caja se determinó teniendo en cuenta como ganancia o ingreso, la venta de electricidad al sistema electroenergético nacional SEN más los ahorros por el combustible (diesel) dejado de consumir en el proceso de secado, al sustituirlo por energía térmica de la cogeneración con el biogás. El precio de venta de la electricidad al SEN se asumió como 0,2\$ por kWh y el del diesel 768 \$/t, según los índices energéticos para estudios de factibilidad ofrecidos por el Ministerio de Energía y Minas en Cuba (Cuba. Ministerio de Energía y Minas, 2012). Se consideró una vida útil de 20 años y la tasa de interés de un 10%, como recomienda también en este documento del Ministerio de Energía y Minas en el país.

Para estimar los indicadores económicos dinámicos: valor actual neto VAN, tasa interna de retorno TIR y período de recuperación de la inversión PR, se emplearon dos criterios. El primer criterio desde el punto de vista de las ganancias para la empresa y el otro desde el punto de vista de las ganancias para el país, por la significación que pudiera tener en el macrosistema económico nacional esta inversión y de esa forma ofrecer mayor información a los decisores.

En el primer caso los ingresos están dados por la venta de la electricidad al SEN, mientras que en el segundo, desde la perspectiva del país, las ganancias se estimaron a partir de los costos evitados al SEN al generar con fuentes renovables y evitar al país la importación de petróleo. Teniendo en cuenta el índice de costo evitado de 0,30 \$/kWh que ofrece Ministerio de Energía y Minas (2012) para estos casos, se obtiene una ganancia para el país de 26 997 461,1 \$ al año. En los Anexos 6 y 7 se muestran en detalles el análisis de flujo de caja para cada criterio analizado y en la tabla 3.9 se resumen los valores de los indicadores económicos para una posible inversión.

Tabla 3.9 Indicadores económicos.

Criterio	TIR (%)	PR (años)	VAN (\$)
I-Empresa	23	3,2	57 662 177,7
II-País	42	1,8	103 912 134,8

En ambos casos, los indicadores económicos muestran resultados positivos, aunque en el análisis desde la perspectiva del país se logran mejores beneficios, donde casi se duplica el valor actual neto con un menor período de recuperación de la inversión y una mayor tasa interna de retorno. Esto demuestra que una posible inversión para el tratamiento anaerobio de la paja que se genera en la empresa “Sur del Jíbaro”, como caso de estudio, se justifica plenamente por las importaciones de combustibles fósiles que se evitarían al país, a pesar del elevado monto de la inversión, con una recuperación de dos años aproximadamente.

Aunque esta valoración económica está fundamentada en los resultados obtenidos en el estudio continuo y por las experiencias de implementación de estas tecnologías a nivel industrial en el mundo, es interesante mencionar que si se tuviese en cuenta el desarrollo del proceso anaerobio bajo condiciones mesofílicas, la afectación económica no es apreciable, con un VAN de \$50 563 479,1. Este estudio debe ser realizado con mayor profundidad considerando que Cuba está favorecida por sus condiciones climáticas para trabajar con mayor seguridad en intervalo mesofílico y que para estas temperaturas los microorganismos son más estables frente a cambios bruscos en la operación de los reactores. Esta aseveración para el caso bajo estudio, que ha demostrado en algunos casos la necesidad de adición de nutrientes en forma de nitrógeno, debe confirmarse en estudios continuos a largo plazo, con un mínimo de duración de 1 año.

Análisis de sensibilidad de las interacciones entre el costo de inversión, los egresos y los ingresos.

Para evaluar el efecto de posibles incertidumbres asociadas a la inversión, se realizó un análisis de sensibilidad de las interacciones entre el costo de la inversión, los egresos y los ingresos, reportado por Romero (2005), al evaluar la factibilidad económica de una inversión para cogenerar con caña energética. Se empleó una matriz de diseño experimental L9 dada por Jochner *et al.* (2000), mediante la cual se puede estudiar la incidencia de las interacciones entre variables. En este análisis se asumió como valor pesimista y optimista del costo de inversión y el egreso, un 10% superior e inferior, respectivamente del valor, en tanto para el ingreso se consideró en forma viceversa. El valor pesimista del ingreso está dado por una disminución en un 10% y el optimista cuando éste aumenta en un 10%.

En la tabla 3.10 se muestra la matriz con sus valores así como los indicadores económicos obtenidos en cada caso y en los gráficos de la figura 3.13, que representan la sensibilidad de los mismos.

Tabla 3.10 Matriz para evaluar sensibilidad con interacciones entre el costo de inversión, el egreso y el ingreso.

Matriz				Valores			VAN (\$)	TIR (%)	PR (Años)
Caso				Inversión	Egresos	Ingresos			
1	-1	-1	-1	33322292,3	2177056,5	24297715,9	86071505,5	32	2,39
2	-1	0	0	33322292,3	1979142,2	26997462,1	101222243,4	37	2,16
3	-1	1	1	33322292,3	1781228,0	29697208,3	116372981,3	43	1,77
4	0	-1	0	30292993,0	2177056,5	26997462,1	102877318,6	42	2,01
5	0	0	1	30292993,0	1979142,2	29697208,3	118028056,5	48	1,63
6	0	1	-1	30292993,0	1781228,0	24297715,9	90831029,9	37	2,18
7	1	-1	1	27263693,7	2177056,5	29697208,3	119683131,7	54	1,49
8	1	0	-1	27263693,7	1979142,2	24297715,9	92486105,1	42	2,01
9	1	1	0	27263693,7	1781228,0	26997462,1	107636843,0	48	1,62

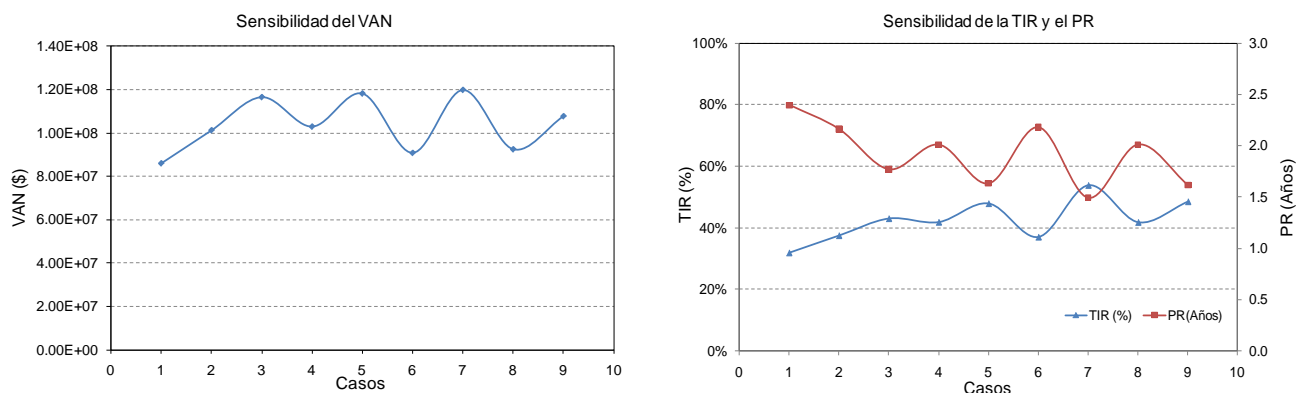


Figura 3.13. Análisis de sensibilidad de los indicadores económicos.

De estos resultados se puede interpretar que ante incertidumbres que puedan variar en $\pm 10\%$ el valor de la inversión, de los egresos o las ganancias, aún en el escenario más pesimista dado por el caso 1, se obtiene un VAN superior a los 86 millones de pesos, una TIR del 32% y la inversión se puede recuperar en un plazo menor de 3 años en la perspectiva del país.

Además se analizó como se comportan estos indicadores económicos (ver Anexo 8), si el costo de la inversión, el egreso y el ingreso, en el escenario más pesimista, varía hasta un 35%. Se obtiene que cuando éstos son superiores en un 25%, es que la TIR disminuye por debajo de un 20% y la inversión se recuperaría entonces en más de 3 años, sin embargo el VAN se mantiene por encima de los 40 millones de pesos.

3.5 Conclusiones parciales.

1. El proceso de digestión anaerobia de la paja de arroz como monosustrato, en sistema continuo, mostró un buen desempeño por la capacidad de producción de biogás, al alcanzar un 70% de la producción de biogás máxima esperada para las dos configuraciones estudiadas.
2. La digestión de la paja de arroz en diferentes configuraciones y operando en régimen continuo de alimentación, a temperatura termofílica, mostró que el reactor UASS en las condiciones experimentales analizadas, no tuvo un desempeño adecuado dado por inestabilidad en la producción de biogás y no se logró alcanzar las cargas de diseño previstas para este tipo de reactor.
3. En el caso del reactor CSTR se logró una operación estable y un buen desarrollo del proceso a $4,0 \text{ kg}_{\text{SV}}\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$, cargas superiores a las reportadas en la literatura y una eficiencia entre un 5 y un 10% superior con relación al UASS.
4. Se definen para la proyección de una planta de biogás que trate paja de arroz en sistemas continuos, los siguientes parámetros de operación: tamaño de partícula (1-3cm), temperatura ($55\pm 2^\circ\text{C}$), configuración del reactor (tanque completamente mezclado CSTR), carga orgánica volumétrica máxima ($4 \text{ kg}_{\text{SV}}\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$) y tiempo de retención hidráulico de 21 días, aproximadamente. El rendimiento de biogás esperado bajo esas condiciones es de $0,271 \text{ m}^3\text{kg}_{\text{MF}}^{-1}$.
5. Se demostró que mediante el tratamiento anaerobio de la paja de arroz disponible en la empresa “Sur del Jíbaro”, se puede lograr un potencial para generar con rentabilidad 10 MW de potencia eléctrica y 15 MW de potencia térmica a partir de biogás, con un aporte ambiental positivo al proceso de producción de arroz y permitiría disminuir en un 0,2% de

las emisiones totales de GEI del país y de 3,2% las emisiones equivalentes del sector energético cubano.

CONCLUSIONES

1. Se demostró que la paja de arroz y el residuo del proceso de secado como única fuente de sustrato, tienen un significativo potencial de biogás, que alcanza un valor máximo de hasta $0,5 \text{ m}^3 \text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$ en termofílico para la paja, en tanto la cáscara de arroz no se considera factible su uso para la digestión anaerobia, por su bajo rendimiento de biogás bajo las condiciones estudiada.
2. Se realizó por primera vez un análisis integral de cinética y biodegradabilidad de los residuos del arroz que permitió ordenarlos en cuanto a su posibilidad de utilización por su biodegradabilidad última (paja de arroz > residuos de secado > cáscara de arroz) y se demostró que éstas se favorecen cuando se opera en régimen termofílico.
3. Se demostró que el desempeño del proceso de digestión y la producción de biogás con la paja de arroz es más estable cuando se trabaja en reactor de tanque completamente mezclado, con valores de carga orgánica volumétricas superiores a las reportadas para este tipo de configuración, en relación con el reactor de flujo ascendente.
4. Se definen como parámetros de operación para la proyección de plantas de biogás que traten paja de arroz en un sistema de alimentación en continuo, los siguientes: tamaño de partícula (1-3cm), temperatura ($55 \pm 2^\circ \text{C}$), configuración del reactor (tanque completamente mezclado), carga orgánica volumétrica máxima ($4,0 \text{ kg}_{\text{SV}} \text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$) y tiempo de retención hidráulico de 21 días, aproximadamente. El rendimiento de biogás esperado bajo esas condiciones es de $0,271 \text{ m}^3 \text{kg}_{\text{MF}}^{-1}$.
5. Con el empleo de los criterios relativos al estudio de potencial, el análisis de biodegradabilidad y de la cinética del proceso, se demostró que es posible el tratamiento anerobio de la paja de arroz, como única fuente de carbono, que significa para un caso de estudio contar un potencial de cogeneración de 10 MW de potencia eléctrica y 15 MW de potencia térmica, un aporte ambiental positivo al proceso de producción de arroz y una disminución en un 0,2% de las emisiones totales de GEI del país y de 3,2% las emisiones equivalentes del sector energético cubano, inversión que se recuperaría en menos de tres años con un VAN de 86 millones de pesos.

RECOMENDACIONES

- Realizar estudios que permitan determinar qué tipos de pretratamientos podrían aumentar la biodisponibilidad de los componentes de la cáscara de arroz, así como la adición de otros nutrientes esenciales, a partir de criterios técnico-económicos.
- Llevar a cabo estudios a largo plazo que impliquen el uso de residuos arroceros cubanos, bajo otras tecnologías anaerobias, que permitan reducir el volumen del reactor para el aprovechamiento energético de estos y comparar los resultados con los obtenidos en este trabajo.
- Desarrollar estudios de factibilidad de plantas para la producción de biogás y la posible ubicación para el aprovechamiento energético de la paja de arroz generada en la empresa agroindustrial de granos “Sur del Jíbaro”, que incluyan además los residuos del proceso de secado de forma microlocalizada.

BIBLIOGRAFÍA

1. Abril, D., Navarro E. y Abril A. (2009). La paja de arroz. Consecuencias de su manejo y alternativas de aprovechamiento. *Agronomía*, 17, 69-79. ISSN 0568-3076.
2. Ahring B. K. (2003). *Perspectives for Anaerobic digestion. Biomethanation I*. Berlín: Springer.
3. Ahring B. K. y Westermann P. (1988). Product inhibition of butyrate metabolism by acetate and hydrogen in a thermophilic co-culture. *Appl. Environ. Microbiol.*, 54, 2393-2397.
4. Ahring, B. K., Sandberg, M. y Angelidaki, I. (1995). Volatile fatty acids as indicators of process imbalance in anaerobic digestors. *Applied microbiological Biotechnology*, 43 (3), 559-565.
5. Amon, T., Amon B., Kryvoruchko V., Zollitsch W., *et al.* (2007). Biogas production from maize and dairy cattle manure. Influence of biomass composition on the methane yield. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 118, 173-182.
6. Anakom Technology (2000). *Operators Manual Anakom2000 Fiber Analyser*.
7. Angelidaki, I., Ahring, B.K. (1993). Anaerobic thermophilic digestion of manure at different ammonia loads: effect of temperature. *Water Research*, 28, 727-731.
8. Angelidaki, I., Ellegaard, L. y Ahring, B. K. (1993). A mathematical model for dynamic simulation of anaerobic digestion of complex substrates, focusing on ammonia inhibition. *Biotechnol Bioeng.*, 42(2), 159-66.
9. Angelidaki, I., Ellegaard, L. y Ahring, B. (2003). *Application of the anaerobic digestion process. Biomethanation II*. Berlín: Springer.
10. Angelidaki, I. y Sanders, W. (2004). Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 3, 117-129.
11. Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi L., *et al.* (2009). Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Science. Technology*, 59 (5), 927-934.
12. APHA-AWWA-WEF: American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. (20th Ed.). USA: Washington DC.
13. Arrastía, M. A. (2012, Agosto 7). Por el dominio gradual de las energías renovables. *Periódico Juventud Rebelde*.
14. Barreto, S. (2006). *Estrategia para la inserción industrial de la digestión anaerobia en el desarrollo local*. Tesis presentada en opción al grado científico de doctor en ciencias técnicas. Universidad de Camagüey, Camagüey, Cuba.
15. Berg, W., Brunsch, R. y Pazcicski, I. (2006). Greenhouse gas emissions from covered slurry compared with uncovered during storage. *Agr. Ecosyst. Environ.* 112, 129-34.
16. Berglund, M. y Borjesson, P. (2006). Assessment of energy performance in the life-cycle of biogas production. *Biomasa and Bioenergy*, 30, 254-266.
17. Bhattacharya, S.K. y Parkin, G. F. (1989). The effect of ammonia on methane fermentation processes. *Journal Water Pollution Control Federation*, 61(1), 55-59.
18. Borja, R., Martín, A., Maestro R., *et al.* (1991). Cinética del proceso de depuración de alpechín previamente biotratado via aerobia. *Grasas y Aceites*, 42 (3), 194-201.
19. Borja, R., Martín, A., Durán, M., y Maestro R. (1992). Estudio cinético comparativo del proceso de digestión anaerobia del alpechín en los intervalos mesofílico y termofílico de temperatura. *Grasas y aceites*, 43 (6), 341-346.

20. Botero, S. (2011). *Análisis de los costos de capital (o inversión) en la generación de energía y su impacto en los mercados eléctricos de América latina*. Disponible en: <http://www.vocesenelfenix.com/content/an%C3%A1lisis-de-los-costos-de-capital-o-inversi%C3%B3n-en-la-generaci%C3%B3n-de-energ%C3%AD-y-su-impacto-en-los> (revisado en abril 2013).
21. Braun, R., Weiland, P. y Wellinger A. (2010). *Biogas from Energy Crop Digestion*. IEA Bioenergy. Task 37 - Energy from Biogas and Landfill Gas. Disponible en: http://www.biogasmx.eu/media/iea_1_biogas_energy_crop_007962900_1434_30032010.pdf/ (revisado en septiembre 2010).
22. Bryant, M. P., Tzeng, S.F., Robinson, I.M. y Joyner, A.E. (1971). Nutrient requirements of methanogenic bacteria. Anaerobic biological treatment processes. *Advances in chemistry series, 105*. American Chemical Society. Washington DC.
23. Bu'Lock, J. y Christiansen, B. (2000). *Biología Básica*. Zaragoza, España: ACRIBIA.
24. Campos, A. E. (2001). *Optimización de la digestión anaerobia de purines de cerdo mediante codigestión con residuos orgánicos de la industria agroalimentaria*. Tesis Doctoral. Escola tècnica superior d'Enginyeria Agrària, Universitat de Lleida, España.
25. Chávez-Vazquez, M. y Bagley, D. M. (2010). Evaluation of the performance of different anaerobic digestion technology for solid waste treatment. Disponible en: http://agrienvarchive.ca/bioenergy/download/an_dig_u_toronto_2000.pdf/ (revisado en febrero 2010).
26. Chandra, R., Takeuchi, H. y Hasegawa, T. (2012). Methane production from lignocellulosic agricultural crop wastes: A review in context to second generation of biofuel production. *Renewable and Sustainable Energy Review, 16*, 1462-1476.
27. Chen, Y. R. y Hashimoto A. G. (1980). Substrate utilization kinetic model for biological treatment process. *Biotechnol. Bioeng.*, 22, 2081-2095.
28. Chynoweth, D. P., Owens, J., Okeefe, D., *et al.* (1992). Sequential Batch Anaerobic Composting of the Organic Fraction of Municipal Solid-Waste. *Water Science and Technology, 25*(7), pp. 327-339.
29. Contreras, L. M., López, L. y Romero, O. (2006). Producción de biogás con fines energéticos. De lo histórico a lo estratégico. *Revista Futuros* No. 16, 2006 Vol. IV. ISSN: 1913-6196. Disponible en: http://www.revistafuturos.info/raw_text/raw_futuro16/produccion_biogas.pdf.
30. Contreras, L. M., Vera, A., Romero, O., *et al.* (2006, noviembre). *Diagnóstico y perspectiva para la producción de biogás con fines energéticos en la provincia de Sancti Spíritus*. Ponencia presentada en el II Simposio Internacional, Sociedad, Turismo y Desarrollo Humano Local, Sancti Spíritus, Cuba.
31. Contreras, A. M., Domínguez, E. R., Pérez, M., *et al.* (2009). Comparative Life Cycle Assessment of four alternatives for using by-products of cane sugar production. *Journal of Cleaner Production, 17*, 772-779.
32. Converti, A. Del Borghi, A. y Zilli, S. (1999). Anaerobic digestion of the vegetable fraction of municipal refuses: mesophilic versus thermophilic conditions. *Bioprocess Engineering, 21*, pp. 371-376.
33. Cuba, Ministerio de Energía y Minas (2012). *Documento informativo para cálculos energéticos en Cuba*, La Habana, Cuba.

34. Demirel, B. (2009). Laboratory investigations on continuous bio-methanization of energy crops as mono-substrate without supplementation. *Biomass and Bioenergy*, 33, 988-993.
35. Demirel, B. y Scherer, P. (2011). Review: Trace elements requirements of agricultural biogas digesters during biological conversion of renewable biomass to methane. *Biomass and Bioenergy*, 35, pp. 992-998.
36. DIN, 2006. Deutsches Institut für Normierung e.V., (Norm-Entwurf) DIN EN ISO 16634, Standard 2006-07. *Cereals, pulses, milled cereal products, oilseeds and animal feeding stuffs - Determination of the total nitrogen content by combustion according to the Dumas principle and calculation of the crude protein content*. Beuth-Verlag, Berlin.
37. Domínguez, S. (2013). *Informe al Consejo Empresarial. Ministerio de la Agricultura. Empresa Agroindustrial de Ganos "Sur del Jíbaro"*. (Publicación interna). Sancti Spíritus, Cuba.
38. Eastman, J. A. y Ferguson, J. F. (1981). Solubilization of particulate organic-carbon during the acid phase of anaerobic-digestion. *Journal Water Pollution Control Federation*, 53 (3), 352-366.
39. Eder, B. y Schulz H. (2007). *Biogas Praxis:Grundlagen. Planung, Anlagenbau, Beispile, Wirtschaftlichkeit* (pp.154-176). Freiburg: Ökobuch . ISBN 3-936896-13-5.
40. EEA (2006). Greenhouse gas emission trends and projections in Europe. *Report European Environment Agency, No. 9*.
41. Forster, T. (2005). *Digestión anaerobia termofílica seca de residuos sólidos urbanos: estudio de las variables del proceso en el arranque y estabilización del bio-reactor*. Tesis Doctoral. Departamento de Ingeniería Química, Tecnología de Alimentos y Tecnologías del Medio Ambiente. Universidad de Cádiz., Cádiz, Colombia.
42. Gadde, B., Christoph, M. y Reiner, W. (2009). Rice straw as a renewable energy source in India, Thailand, and the Philippines: Overall potential and limitations for energy contribution and greenhouse gas mitigation. *Biomass and Bioenergy*, 33, 1532-1546.
43. Garfi, M.; Gelman, P.; Comas, J. *et al.* (2011). Agricultural reuse of the digestate from low-cost tubular digesters in rural Andean communities. *Waste Management*, 31, 2584-2589.
44. García, A. (2010). *Mejoramiento de la eficiencia energética y económica del CAI Arrocero Sur del Jíbaro mediante estudio de potenciales de ahorro por aprovechamiento energético de residuos*. Tesis en opción al grado de Master. Maestría de Eficiencia Energética. Centro Universitario "José Martí Pérez". Sancti Spíritus, Cuba.
45. González, H., Fernández, E. y Collazo, Y. (1995). Nueva tecnología para el tratamiento de efluentes. *Revista Ingeniería Química*, 312 (4), 46-49.
46. González, R. (2004). *Producción de materiales de construcción y energía a partir de desechos orgánicos: el bloque sólido combustible*. Tesis en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Técnicas, Universidad Central de Las Villas, Facultad de Construcciones, Santa Clara, Cuba.
47. Grau, P. (1975). Kinetics of multicomponent substrate removal by activated sludge. *Water Research*, 9, 637 - 642.
48. Gruber, S., Hilbert, J. A., Sheimberg, S. (2010). Estudio de caso preliminar de generación eléctrica de 1 MWel con una planta de biogás de alta eficiencia.

49. Guardado, J. A. (2006, mayo). *Modelo G.B.V. para el saneamiento energético ambiental*. Ponencia presentada en el X Taller Nacional con participación extranjera: Actualización y perspectiva para la producción de biogás, Sancti Spíritus, Cuba.
50. Guardado, J. A. (2012). Seminario del Grupo Nacional de Biogás. Disponible en: www.cubaenergia.cu/index.php/es/vii.../543-gnbiogaseinarioerpdf (revisado en abril 2012).
51. Gunaseelan, N.V. (2009). Biomass estimates, characteristics, biochemical methane potential, kinetics and energy flow from *Jatropha curcus* on dry lands. *Biomass and Bioenergy*, 33, 589-596.
52. Han, S. K., Shin, H. S., Song, Y. C., *et al.* (2002). Novel anaerobic process for the recovery of methane and compost from food waste. *Water Science and Technology*, 45(10), 313-319.
53. He, Y. y Yunzhi, P. (2008). Physicochemical Characterization of Rice Straw Pretreated with Sodium Hydroxide in the Solid State for Enhancing Biogas Production. *Energy & Fuels*, 22, 2775-2781.
54. Heiermann, M. (2008, febrero). *Aufbereitung und silierung von energiepflanzen für höhe biogaserträge*. Ponencia presentada en 14 Thüringen Energietagung, Thüringen, Alemania.
55. Heiermann, M., Budde, J., Suárez, Q. T., *et al.* (2011). *Anaerobic digestion fundamentals and implementation in Germany*. Ponencia presentada en la 1ra Conferencia Científica Internacional de la UNISS, Yayabociencia 2011. Sancti Spíritus, Cuba.
56. Hernández, E., Samayoa S., Álvarez E., Talavera C. (2012). *Estudio sobre el potencial de desarrollo de iniciativas de biogás a nivel productivo en Honduras*. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo en Honduras, PNUD.
57. Hills, D. J. y Roberts D. W. (1981). Anaerobic digestion of dairy manure and field crop residues. *Agricultural Waste*, 3, pp. 179-189.
58. Hills, D.J. y Nakano K. (1984). Effects of particle size on anaerobic digestion of tomato solid wastes. *Agricultural Wastes*, 10, 285-295.
59. Houtart, F. (2009). *La Agroenergía: Solución para el clima o salida de la crisis para el capital*. La Habana: Ciencias Sociales.
60. Jash, T. y Ghosh, D. N. (1996). Studies on the solubilization kinetics of solid organic residues during anaerobic biomethanation. *Energy*, 21(7), 125-130.
61. Jenkins, S. R., Morgan, J. M. y Sawyer, C. L. (1983). Measuring anaerobic sludge digestion and growth by a simple alkalimetric titration". *Journal of Water Pollution Cont. Fed.*, 55, 448-453.
62. Jih-Gaw, L., Ying-Shih, M. y Shou-Chung Ch. (1998). *An operation constant for anaerobic digestion of waste activated sludge*. Proceeding Fifth Latin-American Workshop-Seminar. Wastewater Anaerobic Treatment, Viñas del Mar, Chile.
63. Jiménez, M.A., Borja, R., y Martín A. (2004). A comparative kinetic evaluation of the anaerobic digestion of untreated molasses and molasses previously fermented with *Penicillium decumbens* in batch reactors. *Biochemical Engineering Journal*, 18, 121-132.
64. Jochner, R. H., Matos, J. E. (2000) *Designing for Quality. An introduction to the best of Taguchi and Western methods of Statistical Experimental Desing*. ASQC. Quality Press American Society for Quality Control. New York: Quality Resources. A division of the Kraus Organization Limited White Plains. Mitwaukce Wisconsin.

65. Kalra, M. S y Panwar J. S. (1986). Digestion of Rice Crop Residues. *Agricultural Wastes*, 17, 263-269.
66. Kang, H. y Weiland, P. (1993) Ultimate anaerobic biodegradability of some agro-industrial residues. *Bioresource technology*, 43, 107-111.
67. Kaparaju, P., Serrano, M., Thomsen, A. B. *et al.* (2009). Bioethanol, biohydrogen and biogas production from wheat straw in a biorefinery concept. *Bioresource technology*, 100 (9), 2562–2568.
68. Knaebel, K. (2006) *Evaluierung des Biogaspotenzials der kubanischen Provinz Sancti Spiritus*. Diplomarbeit im Studiengang Umweltverfahrenstechnik, Fachhochschule für Technik und Wirtschaft, Berlin.
69. Koch, K. Lübken, M., Gehring T., Wichern M., *et al.* (2010). Biogas from grass silage- Measurements and modeling with ADM1. *Bioresource Technology*, 101, 8158-8165.
70. Komatsu, T., Kudo, K., Inoue, Y. y Himeno, S. (2010). Anaerobic codigestion of sewage sludge and rice straw. Disponible en: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaar/cdlodos/pdf/anaerobiccodigestion495.pdf/> (revisado en febrero 2010).
71. Korenaga, T., Liu, X. y Huang, Z. (2001). The influence of moisture content on polycyclic aromatic hydrocarbons emission during rice straw burning. *Chemosphere-Global Change Science No. 3*, 117-122.
72. Lay, J.J., Li, Y.Y. y Noike, T. (1997). Influences of pH and moisture content on the methane production in high-solids sludge digestion. *Water Research*, 31(10), pp. 1518-1524.
73. Lehtomäki, A. (2006). *Biogas production from energy crops and crops residues*. Academic dissertation of the Faculty of Mathematics and Science of the University of JYVÄSKYLÄ, Jyväskylä.
74. Lei, Z., Jiayi, Ch., Zhenya, Z., *et al.* (2010). Methane production from rice straw with acclimated anaerobic sludge: Effect of phosphate supplementation. *Bioresource Technology*, 101, 4343-4348.
75. Leitfaden Biogas (2010). *Von der Gewinnung zur Nutzung*. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR), Gülzow. ISBN 3-00-014333-5
76. Leitfaden für Landwirte im Land Brandenburg. (2011). *Biogas in der Landwirtschaft*. Postdan-Brandenburg. Brandenburgische Energietechnologie Initiative. ETI. www.eti-brandenburg.de
77. Lequerica, J. L., Vallés S. y Flors A. (1984). Kinetics of rice straw methane fermentation. *Appl Microbiol Biotechnol*, 19, 70-74.
78. Lesteur, M., Bellon-Maurel, V., Gonzalez, C., *et al.* (2010). Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: A review. *Process Biochemistry*, 45, 431-440.
79. Levenspiel, O. (1986). *Ingeniería de las reacciones químicas* (versión española). Barcelona: Reverté.
80. Li, Y., Stephen, Y. y Park J. Z. (2011). Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15, 821-826.
81. Linares, O. y Meneses, C. (2011). Comunicación personal con el Director y subdirector de Industria: Complejo Agroindustrial Arrocero CAI “Sur del Jíbaro”. Sancti Spiritus, Diciembre 2011.

82. Linke, B. y Schelle, H. (2000). Solid State Anaerobic Digestion of Organic Wastes. AgEng Warwick. EurAgEng. Paper Number 00-AP-025, 1-10.
83. Linke, B. y Mähnert, P. (2005). Biogasgewinnung aus Rindergülle und nachwachsenden Rohstoffen. *Agrartechnische Forschung*, 11(5), 125-132.
84. Linke, B. y Heiermann, H. (2006). *Regenerative Energieerzeugung auf Landwirtschaftsbetrieben durch die effiziente Nutzung nachwachsender Rohstoffe und biogener Reststoffe in einer nachhaltigen Kreislaufwirtschaft für Biomasse*. Schlussbericht zur wissenschaftlichen Begleitung des Projektes. Gülzow: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe, Alemania.
85. López, A. (2013, mayo). Conferencia magistral en la XII Conferencia mundial de energía eólica. La Habana, Cuba.
86. López, Y. (2009). *Evaluación del ciclo de vida ambiental de la producción de arroz en el CAI arrocero Sur del Jíbaro*. Trabajo de Diploma. Universidad de Sancti Spíritus "José Martí Pérez", Sancti Spíritus, Cuba.
87. López, M. (2000). *Procedimiento de pretratamiento para mejorar la digestión anaeróbica de residuos sólidos*. Tesis presentada en opción al grado científico de doctor en ciencias técnicas. Centro Nacional de Investigaciones Científicas, Departamento de estudios sobre contaminación ambiental, Ciudad de la Habana, Cuba.
88. Lübken, M., Tito, G. y Marc W. (2010). Microbiological fermentation of lignocellulosic biomass: current state and prospects of mathematical modeling. *Appl Microbiol Biotechnol*, 85, 1643-1652.
89. Luning, L., Zundert van E. H. M. y Brinkmann, A.J.F. (2003). Comparison of dry and wet digestion for solid waste. *Water Science Technology*, 48, 15-20.
90. Mähnert, P. (2007). *Kinetik der Biogasproduktion aus nachwachsenden Rohstoffen und Gülle*. Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades doctor rerum agriculturarum (Dr. rer. agr.). Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin.
91. Mähnert, P. y Linke, B. (2009). Kinetic study of biogas production from energy crops and animal waste slurry: Effect of organic loading rate and reactor size. *Environmental Technology*, 30 (1), 93-99.
92. Menéndez, M. (2012). Cuba se propone cambiar su matriz energética. *Boletín clips de energía N° 11*. Publicación quincenal de Cubaenergía con la actualidad energética. ISSN 2077-8473.
93. Meyer-Ulrich, A., Schattauer, A., Jürgen, H., et al. (2012). Impact of uncertainties on greenhouse gas mitigation potential of biogas production from agricultural resources. *Renewable Energy*, 37, 277-284.
94. Milán, Z., Villa, P., Sánchez, E., et al. (2003). Effect of natural and modified zeolite addition on anaerobic digestion of piggery waste. *Water Science Technology*, 48, 263-269.
95. Monod, J. (1949). The growth of bacterial cultures. *An. Rev. Microbiol.*, 3, 373-376.
96. Montalvo, S. y Guerrero, L. (2003). *Tratamiento anaerobio de residuos. Producción de biogás*. Valparaíso, Chile: Universidad Técnica Federico de Santa María.
97. Mumme, J., Linke, B. y Tölle, R. (2007). *Process and Device continuous liquefaction of organic solids*. Patente WO 2007/093138 A2.

98. Mumme, J. (2008). *Vergärung nachwachsender Rohstoffe im Aufstromverfahren*. Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades doctor rerum agriculturalarum. Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin.
99. Mumme J., Linke B. y Tölle, R. (2010). Novel upflow anaerobic solid-state (UASS) reactor. *Bioresource Technology*, 101, 592–599.
100. Obaya, M. C., Valdés E., Valencia R., *et al.* (2004). Tratamiento combinado de las vinazas de destilería y residuales azucareros en reactores UASB. *Tecnología del Agua*, 249, 78-85.
101. Obaya, M. C., Valdés, E., Lorenzo Y., *et al.* (2005). Mecanismos de desarrollo limpio en una planta de tratamiento de vinazas de azúcar con reactores UASB. Consideraciones técnicas y económicas sobre su aplicación. *Tecnología del Agua*, 263, 52-59.
102. Oechsner, H. y Lemmer, A. (2003). Gras ist nicht gleich Gras beim Einsatz in landwirtschaftlichen Biogasanlagen. In: *Biogas eine Bioenergie mit Zukunft. Tagungsband zum 9. Thüringer Bioenergietag*; 6, 45-51.
103. Oria, Y. (2010). *Procedimiento para localizar plantas y conformar la red logística de la producción de biogás en la provincia Sancti Spíritus*. Tesis presentada en opción al grado académico de Master en Ingeniería Industrial. Universidad Central “Marta Abreu” de Las Villas, Santa Clara, Cuba.
104. Pagés, J., Pereda, I., Lundin, M. y Sárvári Horváth, I. (2011). Co-digestion of different waste mixtures from agro-industrial activities: Kinetic evaluation and synergetic effects. *Bioresource Technology*, 102, 10834-10840.
105. Parawira, W., Read, J.S., Mattiasson, B. y Bjornsson, L. (2008). Energy production from agricultural residues: High methane yields in pilot-scale two-stage anaerobic digestion. *Biomass and Bioenergy*, 32, 44-50.
106. Pardo, J. A. Estudio de prefactibilidad de un proyecto para la prestación de servicios de acabados para viviendas de interés social en Bogotá. Disponible en <http://www.javeriana.edu.co/biblos/tesis/ingenieria/tesis45.pdf> (revisado junio 2013)
107. Pavlostathis, S.G. y Giraldo-Gómez, E. (1991). Kinetics of anaerobic treatment: a critical review. *Critical reviews in environmental control*, 21 (5,6), 411-490.
108. Pavlostathis, S.G. y Gosset, J. M. (1986). A kinetic model for anaerobic digestion of biological sludge. *Biotechnology and Bioengineering*, 28, 1519-1530.
109. Pereda, I. (2007). *Potencialidad de los residuos mineros como estimulantes del proceso de digestión anaerobia*. Tesis presentada en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Técnicas, Instituto Superior Politécnico “José Antonio Echeverría”, Facultad de Ingeniería Mecánica, Ciudad de La Habana, Cuba.
110. Pérez, D., Oviedo, I. y Yera, B. (2009). *Costos relacionados con las tecnologías energéticas*. Cuba: Cubaenergía.
111. Pérez, D., López, I., Somoza, J., *et al.* (2010). *Evaluación de opciones de mitigación en el sector energético cubano*. Cuba: Cubaenergía. ISBN: 978-959-7136-88-0.
112. Pérez, D., López, I., Soler, B., *et al.* (2013, junio). *Evaluación de las necesidades tecnológicas para la mitigación del cambio climático*. Ponencia presentada en el II Seminario nacional de energía en apoyo a la toma de decisiones. La Habana, Cuba.
113. Petersson, A., Thomsen, H., Hauggaard-Nielsen, H. y Thomsen, A. (2007). Potential bioethanol and biogas production using lignocellulosic biomass from winter rye, oilseed rape and faba bean. *Biomass and Bioenergy*, 31, 812-819.

114. Pichs, R. (2008). *Cambio climático. Globalización y subdesarrollo*. La Habana: Editorial Científico-Técnica.
115. Pichs, R. (2012). *Recursos naturales, economía mundial y crisis ambiental*. La Habana: Editorial Científico-Técnica.
116. Pind, P., Angelidaki, I., Ahring, B., Stamatelatou, K. *Monitoring and Control of Anaerobic Reactors. Biomethanation I*. Berlín: Springer.
117. Pohl, M., Mumme, J., Heeg, K. y Nettmann, E. (2012). Thermo- and mesophilic anaerobic digestion of wheat straw by the upflow anaerobic solid-state (UASS) process. *Bioresource technology*, 124, 321-327.
118. Rao, M. S. y Singh, S. P. (2004). Bioenergy conversion studies of organic fraction of MSW: kinetic studies and gas yield–organic loading relationships for process optimization. *Bioresource Technology*, 95, 173-185.
119. Rocha, W. H. (2013). *Ciclo de vida de los proyectos*. Disponible en: http://proyectosdeinversionwr.bligoo.com.co/media/users/10/534855/files/56394/CICLO_DE_VIDA_DE_LOS_PROYECTOS.pdf (revisado junio 2013)
120. Romero, O. (2005). *Metodología para incrementar el aporte de electricidad con bagazo y alternativa de combustible para generar fuera de zafra*. Tesis presentada en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Técnicas. Universidad Central “Marta Abreu” de Las Villas, Santa Clara, Cuba.
121. Six, W. y De Baerem L. (1992). Dry Anaerobic Conversion of Municipal Solid-Waste by Means of the Dranco Process. *Water Science and Technology*, 25(7), 295-300.
122. Somayaji, D. y Khanna, S. (1994). Biomethanation of rice and wheat straw. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, 10, 198-212.
123. Speece, R. E. (1985). Environmental requirements for anaerobic digestion of biomass. *Advances in Solar Energy. An Annual Review of Research and Development*, 2, 51-123.
124. Stams, A.J.M., Elferink, S.J.W.H., Westermann, P. (2003). *Metabolic interactions between methanogenic consortia and anaerobic respiring bacteria. Biomethanation I*. Berlin: Springer.
125. Tong, X., Laurence, Smith H. y Perry L. (1990). Methane Fermentation of Selected Lignocellulosic Materials. *Biomass*, 21, 239-255.
126. Valverde, G., Sarria L. y Monteagudo Y. (2007). Análisis comparativo de las características físico-químicas de la cascarilla de arroz”. *Scientia et Technica Año XIII, No 37*. Universidad Tecnológica de Pereira. ISSN 0122-1701
127. Van Groen-Estijn, Johannes W y, Bos, G. (2008). *Process for the production of biogas*. Patente WO 2008/044929 A1.
128. Vavilin, V. A., Rytov, S. V. y, Lokshina L. (1996). A description of hydrolysis in anaerobic degradation of particulate organic matter. *Bioresource Technology*, 56, 229-237
129. Vavilin, V. A., Fernández, B., Palatsi, J. y Flotats, X. (2008). Hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic material: An overview. *Waste Management*, 28, 939-951.
130. Vázquez, A., Conrado, F., Castro, M., et al., (2013, junio). *Marco regulatorio de las fuentes renovables de energía*. Ponencia presentada en el XI Seminario Nacional de Energía en apoyo a la toma de decisiones. La Habana, Cuba.

131. VDI-4630. (2006). VDI-Gesellschaft Energietechnik: *Vergärung organischer Stoffe (Fermentation of organic materials)*. VDI-Handbuch Energietechnik, Germany.
132. VDLUFA (1997). Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten. *Methodenbuch - Band III. Die chemische Untersuchung von Futtermitteln*. Speyer: VDLUFA.
133. Veeken, A. y Hamelers, B. (1999). Effect of temperature on hydrolysis rates of selected biowaste components. *Bioresource technology*, 29, 249-254.
134. Ward, A. J., Hobbs P. J., Holliman, P. J. y Jones, D. L. (2008). Optimization of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresource Technology*, 99, 7928-7940.
135. Watanabe, A., Satoh, Y. y Kimura, M. (1995). Estimation of the increase in CH₄ emission from paddy soils by rice straw application. *Plant and Soil*, 173, 225-231.
136. Weiland, P. (2001). *Grundlagen der Methangärung-Biologie und Substrate*. VDI-Gesellschaft Energietechnik (Hrsg.). VDI-Bericht 1620 (pp. 19-32). Düsseldorf :VDI.
137. Weiland, P. (2006). Biomass digestion in agriculture: a successful pathway for the energy production and waste treatment in Germany. *Engineering in Life Sciences*, 6 (3), 302-309.
138. Weiland, P. (2010). Biogas production: current state and perspectives. Mini-review. *Appl Microbiol Biotechnol*, 85, 849-860.
139. Wellinger, A., Wyder, K. y Metzler, A. E. (1993). "Kompostgas-A new system for the anaerobic treatment of source separated waste". *Water Science and Technology*, 27(2), 153-158.
140. Yang, D., Zheng, Y. y Zhang, R. (2009, junio). "Alkali Pretreatment of Rice Straw for Increasing the Biodegradability". An ASABE Meeting Presentation. Paper Number: 095685. Grand Sierra Resort and Casino Reno, Nevada.
141. Yang, S., Li, J., Zheng, Z. y Meng, Z. (2009). Characterization of *Spartina alterniflora* as feedstock for anaerobic digestion. *Biomass and Bioenergy*, 33, 597-602.
142. Yu, J. Zhang J., He J., *et al.* (2009). Combinations of mild physical or chemical pretreatment with biological pretreatment for enzymatic hydrolysis of rice hull. *Bioresource Technology*, 100, 903-908.
143. Zehnder, A. J. B. (1978). *Biology of Anaerobic Microorganisms*. New York: John Wiley and Sons, Inc.
144. Zhang, R. y Zhang Z. (1999). Biogasification of rice straw with an anaerobic-phased solids digester system. *Bioresource Technology*, 68, 235-245.
145. Zhang, R. y Zhang, Z. (2002). *Biogasification of rice straw with an anaerobic-phased solids digester system*. Patente US 6,342,378 B1.
146. Zhao, R., Zhenya, Z., Ruiqin, Z., *et al.* (2010). Methane production from rice straw pretreated by a mixture of acetic-propionic acid. *Bioresource Technology*, 101, 990-994.

Anexo 1. Resultados de la prueba no paramétrica de Mann-Whitney al comparar dos muestras independientes medidas al menos en escala ordinal.

Estadísticos descriptivos

	N	Media	Desviación típica	Mínimo	Máximo
ypajaarroz	241	326.326	151.3570	.0	556.7
ysecado	241	259.837	98.1879	.0	458.8
ycascara	241	68.150	62.7898	.0	231.2
tipo	241	1.85	.780	1	3

Rangos

tipo	N	Rango promedio	Suma de rangos
ypajaarroz	Mesofilico	93	6698.00
	Termofilico	90	10138.00
	Total	183	
ysecado	Mesofilico	93	7051.50
	Termofilico	90	9784.50
	Total	183	
ycascara	Mesofilico	93	6272.50
	Termofilico	90	10563.50
	Total	183	

Estadísticos de contraste ^a

	ypajaarroz	ysecado	ycascara
U de Mann-Whitney	2327.000	2680.500	1901.500
W de Wilcoxon	6698.000	7051.500	6272.500
Z	-5.186	-4.200	-6.374
Sig. asintót. (bilateral)	.000	.000	.000

a. Variable de agrupación: tipo

Anexo 2. Resultados del análisis de regresión para el ajuste a los modelos cinéticos.

Modelo de Roediger

Rendimiento de biogás de la paja de arroz (Mesofílico)

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Estimación	Error típico	Intervalo de confianza al 95%	
			Límite inferior	Límite superior
a	,463	,004	,456	,470
b	,078	,001	,075	,081

Correlaciones de las estimaciones de los parámetros

	a	b
a	1,000	-,912
b	-,912	1,000

ANOVA^a

Origen	Suma de cuadrados	gl	Medias cuadráticas
Regresión	3,072	2	1,536
Residual	,001	29	,000
Total sin corrección	3,073	31	
Total corregido	,531	30	

Variable dependiente: pajabiogas

a. R cuadrado = $1 - (\text{Suma de cuadrados residual}) / (\text{Suma corregida de cuadrados}) = ,998$.

Rendimiento de biogás de la cáscara de arroz (Mesofílico)

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Estimación	Error típico	Intervalo de confianza al 95%	
			Límite inferior	Límite superior
a	,043	,001	,041	,045
b	,101	,006	,089	,114

Correlaciones de las estimaciones de los parámetros

	a	b
a	1,000	-,855
b	-,855	1,000

ANOVA^a

Origen	Suma de cuadrados	gl	Medias cuadráticas
Regresión	,031	2	,016
Residual	,000	29	,000
Total sin corrección	,031	31	
Total corregido	,004	30	

Variable dependiente: cascabiogas

a. R cuadrado = $1 - (\text{Suma de cuadrados residual}) / (\text{Suma corregida de cuadrados}) = ,972$.

Rendimiento de biogás del residuo de secado (Mesofílico)

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Estimación	Error típico	Intervalo de confianza al 95%	
			Límite inferior	Límite superior
a	,306	,004	,299	,314
b	,179	,009	,162	,197

Correlaciones de las estimaciones de los parámetros

	a	b
a	1,000	-,680
b	-,680	1,000

ANOVA^a

Origen	Suma de cuadrados	gl	Medias cuadráticas
Regresión	2,085	2	1,042
Residual	,004	29	,000
Total sin corrección	2,089	31	
Total corregido	,202	30	

Variable dependiente: ressebiogas

a. R cuadrado = $1 - (\text{Suma de cuadrados residual}) / (\text{Suma corregida de cuadrados}) = ,978$.

Rendimiento de biogás de la paja de arroz (Termofílico)

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Estimación	Error típico	Intervalo de confianza al 95%	
			Límite inferior	Límite superior
a	,503	,005	,494	,513
b	,168	,006	,157	,179

Correlaciones de las estimaciones de los parámetros

	a	b
a	1,000	-,699
b	-,699	1,000

ANOVA^a

Origen	Suma de cuadrados	gl	Medias cuadráticas
Regresión	5,133	2	2,566
Residual	,006	29	,000
Total sin corrección	5,139	31	
Total corregido	,640	30	

Variable dependiente: pajabiogas

a. R cuadrado = $1 - (\text{Suma de cuadrados residual}) / (\text{Suma corregida de cuadrados}) = ,990$.

Rendimiento de biogás de la cáscara de arroz (Termofílico)

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Estimación	Error típico	Intervalo de confianza al 95%	
			Límite inferior	Límite superior
a	,073	,001	,071	,075
b	,111	,004	,103	,119

Correlaciones de las estimaciones de los parámetros

	a	b
a	1,000	-,816
b	-,816	1,000

ANOVA^a

Origen	Suma de cuadrados	gl	Medias cuadráticas
Regresión	,090	2	,045
Residual	,000	29	,000
Total sin corrección	,090	31	
Total corregido	,015	30	

Variable dependiente: cascabiogas

a. R cuadrado = $1 - (\text{Suma de cuadrados residual}) / (\text{Suma corregida de cuadrados}) = ,990$.

Rendimiento de biogás del Residuo de secado (Termofílico)

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Estimación	Error típico	Intervalo de confianza al 95%	
			Límite inferior	Límite superior
a	,345	,003	,338	,352
b	,246	,011	,224	,267

Correlaciones de las estimaciones de los parámetros

	a	b
a	1,000	-,600
b	-,600	1,000

ANOVA^a

Origen	Suma de cuadrados	gl	Medias cuadráticas
Regresión	2,737	2	1,369
Residual	,005	29	,000
Total sin corrección	2,742	31	
Total corregido	,252	30	

Variable dependiente: ressebiogas

a. R cuadrado = $1 - (\text{Suma de cuadrados residual}) / (\text{Suma corregida de cuadrados}) = ,980$.

Modelo de Chapman

Rendimiento de biogás de la paja de arroz (Mesofílico)

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Estimación	Error típico	Intervalo de confianza al 95%	
			Límite inferior	Límite superior
a	,453	,004	,445	,461
b	,088	,003	,081	,095
c	1,093	,033	1,025	1,161

Correlaciones de las estimaciones de los parámetros

	a	b	c
a	1,000	-,904	-,731
b	-,904	1,000	,929
c	-,731	,929	1,000

ANOVA^a

Origen	Suma de cuadrados	gl	Medias cuadráticas
Regresión	3,072	3	1,024
Residual	,001	28	,000
Total sin corrección	3,073	31	
Total corregido	,531	30	

Variable dependiente: pajabiogas

a. R cuadrado = 1 - (Suma de cuadrados residual) / (Suma corregida de cuadrados) = ,999.

Rendimiento de biogás de la cáscara de arroz (Mesofílico)

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Estimación	Error típico	Intervalo de confianza al 95%	
			Límite inferior	Límite superior
a	,054	,003	,048	,060
b	,032	,007	,019	,046
c	,553	,030	,491	,614

Correlaciones de las estimaciones de los parámetros

	a	b	c
a	1,000	-,984	-,857
b	-,984	1,000	,928
c	-,857	,928	1,000

ANOVA^a

Origen	Suma de cuadrados	gl	Medias cuadráticas
Regresión	,031	3	,010
Residual	,000	28	,000
Total sin corrección	,031	31	
Total corregido	,004	30	

Variable dependiente: cascabiogas

a. R cuadrado = 1 - (Suma de cuadrados residual) / (Suma corregida de cuadrados) = ,995.

Rendimiento de biogás del residuo de secado (Mesofílico)

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Estimación	Error típico	Intervalo de confianza al 95%	
			Límite inferior	Límite superior
a	,318	,005	,308	,327
b	,115	,013	,089	,141
c	,667	,056	,553	,781

Correlaciones de las estimaciones de los parámetros

	a	b	c
a	1,000	-,824	-,601
b	-,824	1,000	,903
c	-,601	,903	1,000

ANOVA^a

Origen	Suma de cuadrados	gl	Medias cuadráticas
Regresión	2,087	3	,696
Residual	,003	28	,000
Total sin corrección	2,089	31	
Total corregido	,202	30	

Variable dependiente: ressebiogas

a. R cuadrado = $1 - (\text{Suma de cuadrados residual}) / (\text{Suma corregida de cuadrados}) = ,987$.

Rendimiento de biogás de la paja de arroz (Termofílico)

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Estimación	Error típico	Intervalo de confianza al 95%	
			Límite inferior	Límite superior
a	,504	,006	,493	,515
b	,164	,014	,135	,192
c	,974	,079	,811	1,137

Correlaciones de las estimaciones de los parámetros

	a	b	c
a	1,000	-,700	-,497
b	-,700	1,000	,917
c	-,497	,917	1,000

ANOVA^a

Origen	Suma de cuadrados	gl	Medias cuadráticas
Regresión	5,133	3	1,711
Residual	,006	28	,000
Total sin corrección	5,139	31	
Total corregido	,640	30	

Variable dependiente: pajabiogas

a. R cuadrado = $1 - (\text{Suma de cuadrados residual}) / (\text{Suma corregida de cuadrados}) = ,990$.

Rendimiento de biogás de la cáscara de arroz (Termofílico)

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Estimación	Error típico	Intervalo de confianza al 95%	
			Límite inferior	Límite superior
a	,074	,001	,071	,077
b	,102	,010	,082	,123
c	,935	,070	,792	1,079

Correlaciones de las estimaciones de los parámetros

	a	b	c
a	1,000	-,847	-,646
b	-,847	1,000	,917
c	-,646	,917	1,000

ANOVA^a

Origen	Suma de cuadrados	gl	Medias cuadráticas
Regresión	,090	3	,030
Residual	,000	28	,000
Total sin corrección	,090	31	
Total corregido	,015	30	

Variable dependiente: cascabiogas

a. R cuadrado = 1 - (Suma de cuadrados residual) / (Suma corregida de cuadrados) = ,991.

Rendimiento de biogás del residuo de secado (Termofílico)

Estimaciones de los parámetros

Parámetro	Estimación	Error típico	Intervalo de confianza al 95%	
			Límite inferior	Límite superior
a	,349	,004	,341	,357
b	,199	,023	,152	,246
c	,807	,090	,623	,990

Correlaciones de las estimaciones de los parámetros

	a	b	c
a	1,000	-,635	-,432
b	-,635	1,000	,915
c	-,432	,915	1,000

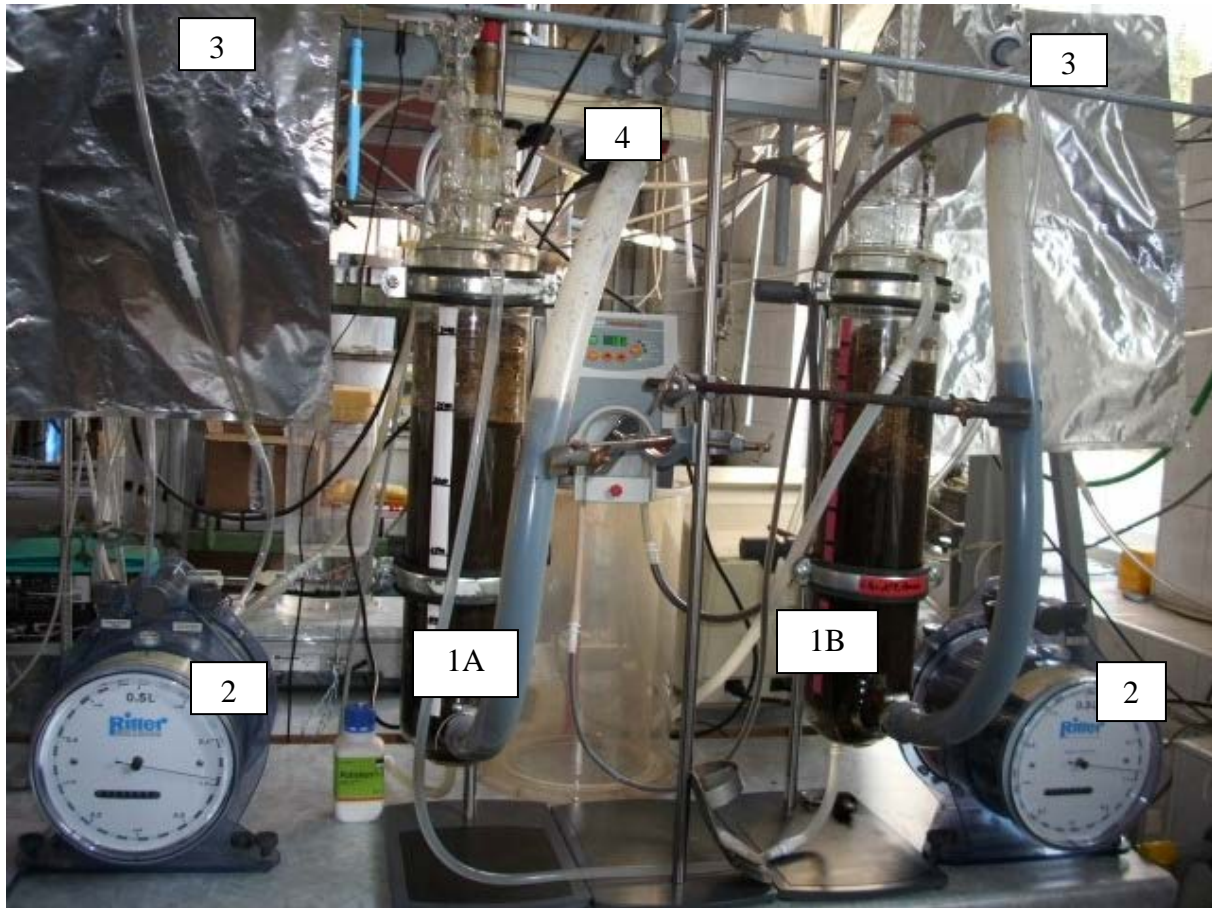
ANOVA^a

Origen	Suma de cuadrados	gl	Medias cuadráticas
Regresión	2,738	3	,913
Residual	,005	28	,000
Total sin corrección	2,742	31	
Total corregido	,252	30	

Variable dependiente: ressebiogas

a. R cuadrado = $1 - (\text{Suma de cuadrados residual}) / (\text{Suma corregida de cuadrados}) = ,981$.

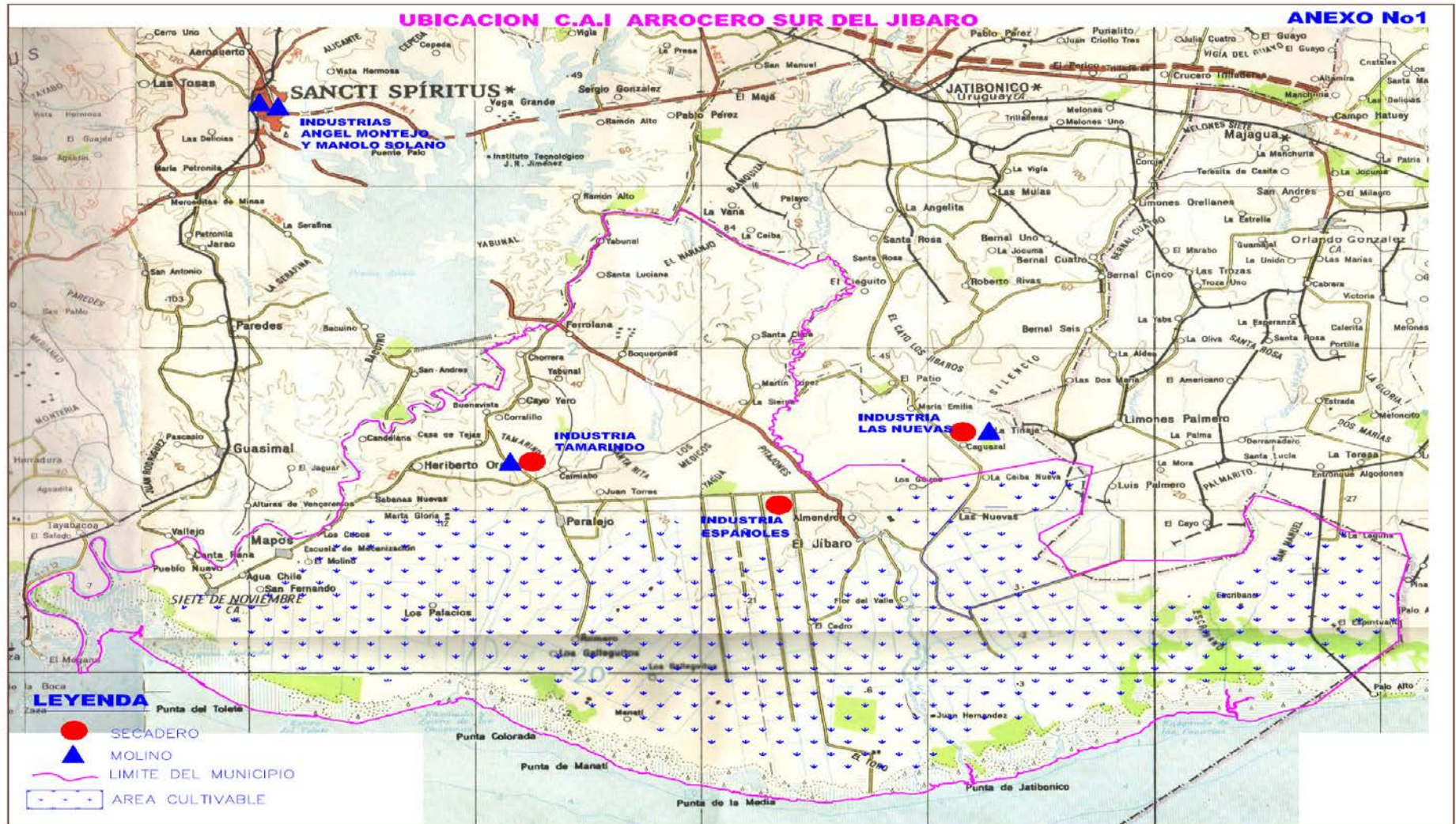
Anexo 3. Foto del montaje experimental para ensayos en semicontinuos Reactor CSTR (1A), Reactor UASS (1B), Gasómetro Ritter (2), Bolsa para biogás (3) y Bomba peristáltica para recirculación del líquido (4).



Anexo 4. Composición del biogás obtenido en los reactores CSTR y UASS.

Tiempo (semanas)	CSTR			UASS		
	B_v ($\text{kg}_{\text{sv}}\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$)	CH_4 (% Vol.)	CO_2 (% Vol.)	B_v ($\text{kg}_{\text{sv}}\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$)	CH_4 (% Vol.)	CO_2 (% Vol.)
3	1,9	53,0	45,5	1,9	56,3	42,0
4	2,5	50,0	48,5	2,5	54,3	43,6
5	3,0	50,0	48,5	1,5	42,2	45,1
6	2,0	49,1	47,3	2,5	52,8	44,6
7	3,6	50,9	47,8	3,6	53,5	46,0
8	3,5	50,4	49,0	3,5	51,7	47,5
9	3,5	50,2	49,2	4,0	52,2	47,7
10	4,0	51,8	48,1	4,6	52,0	47,6
11	4,0	51,4	48,2	4,6	49,2	47,4
12	4,0	51,0	48,2	5,1	50,5	48,3
13	4,0	51,3	48,0	5,1	50,4	48,5
14	4,0	52,1	47,6	5,6	50,7	48,2

Anexo 5. Mapa de ubicación de la Empresa Agroindustrial de Granos "Sur del Jíbaro".

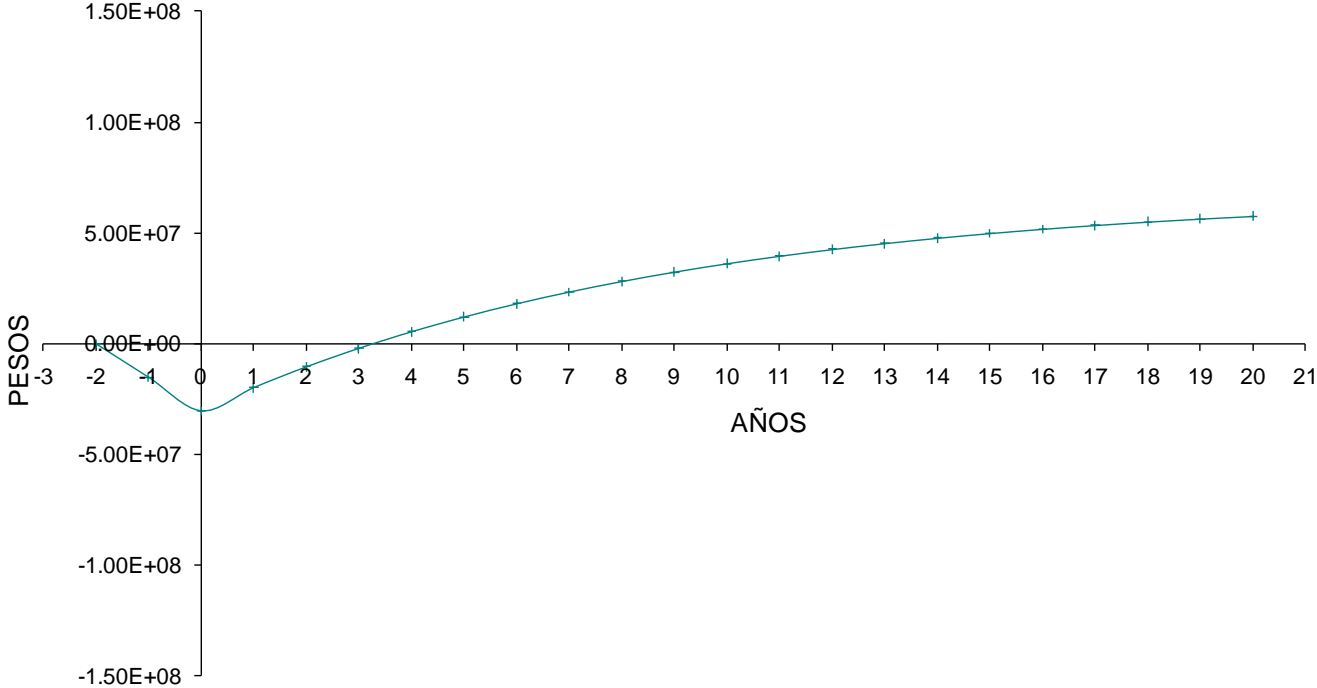


Continuación...

Datos iniciales										
	Año 11	Año 12	Año 13	Año 14	Año 15	Año 16	Año 17	Año 18	Año 19	Año 20
Ingresos, \$	18151908,1	18151908,1	18151908,1	18151908,1	18151908,1	18151908,1	18151908,1	18151908,1	18151908,1	18151908,1
Gastos, \$	1979142,2	1979142,2	1979142,2	1979142,2	1979142,2	1979142,2	1979142,2	1979142,2	1979142,2	1979142,2
Costos totales de inversión, \$										
Tasa de descuento, %	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
Tasa de inflación, %	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
Margen de riesgo, %	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
Tasa de impuesto, %	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Vida útil estimada, Años	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Resultados										
Depreciación, \$	1514649,6	1514649,6	1514649,6	1514649,6	1514649,6	1514649,6	1514649,6	1514649,6	1514649,6	1514649,6
Flujo de caja	11775331,0	11775331,0	11775331,0	11775331,0	11775331,0	11775331,0	11775331,0	11775331,0	11775331,0	11775331,0
Tasa de descuento, %	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Tasa de descuento real con margen, %	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12
Factor de descuento	0,28748	0,26	0,23	0,20	0,18	0,16	0,15	0,13	0,12	0,10
Flujo de caja descontado	3385126,3	3022434,2	2698601,9	2409466,0	2151308,9	1920811,6	1715010,3	1531259,2	1367195,7	1220710,5
Flujo de caja descont. acum.	39625379,3	42647813,5	45346415,5	47755881,5	49907190,4	51828002,0	53543012,3	55074271,5	56441467,3	57662177,7

Gráfico de recuperación de la inversión.

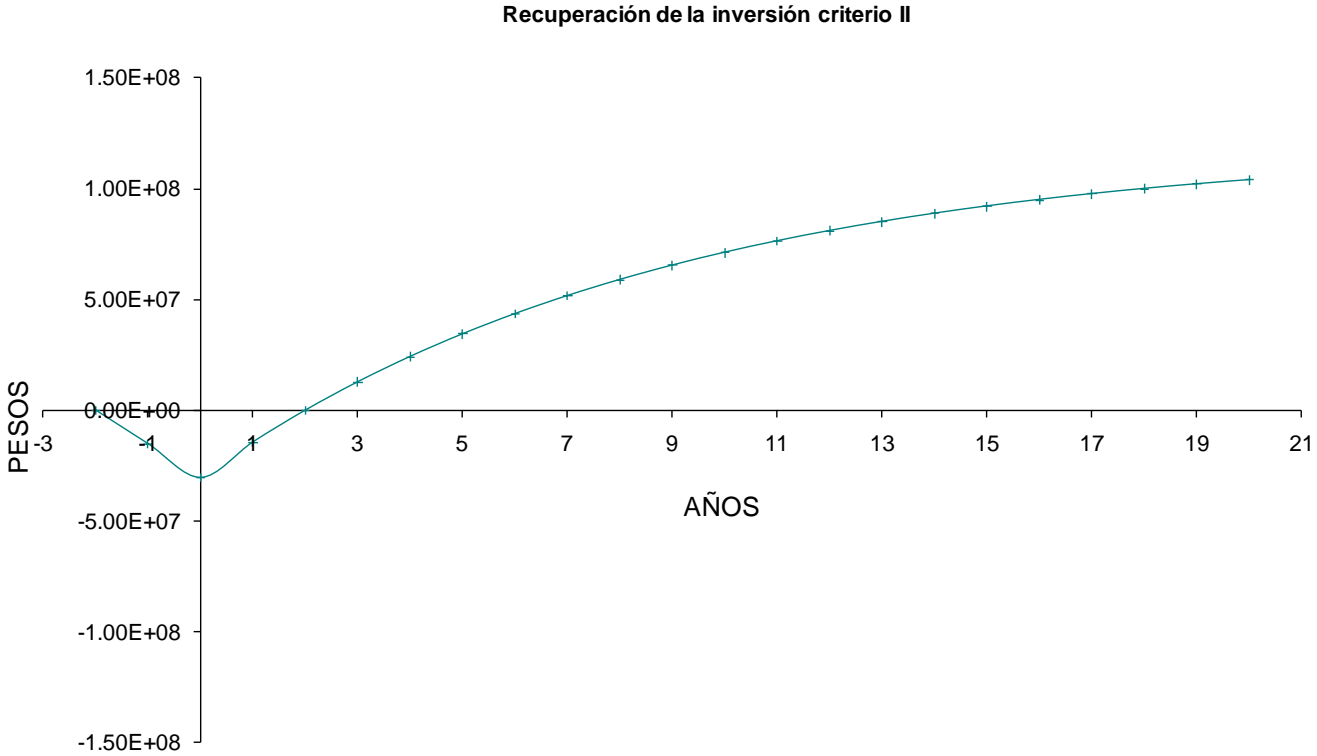
Recuperación de la inversión criterio I



Continuación...

Datos iniciales										
	Año 11	Año 12	Año 13	Año 14	Año 15	Año 16	Año 17	Año 18	Año 19	Año 20
Ingresos, \$	26997462,1	26997462,1	26997462,1	26997462,1	26997462,1	26997462,1	26997462,1	26997462,1	26997462,1	26997462,1
Gastos, \$	1979142,2	1979142,2	1979142,2	1979142,2	1979142,2	1979142,2	1979142,2	1979142,2	1979142,2	1979142,2
Tasa de descuento, %	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
Tasa de inflación, %	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
Margen de riesgo, %	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
Tasa de impuesto, %	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Vida útil estimada, Años	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Resultados										
Depreciación, \$	260441,2	260441,2	260441,2	260441,2	260441,2	260441,2	260441,2	260441,2	260441,2	260441,2
Flujo de caja	51971484,1	51971484,1	51971484,1	51971484,1	51971484,1	51971484,1	51971484,1	51971484,1	51971484,1	51971484,1
Tasa de descuento, %	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Tasa de descuento real con margen, %	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12
Factor de descuento	0,29	0,26	0,23	0,20	0,18	0,16	0,15	0,13	0,12	0,10
Flujo de caja descontado	5165146.1	4611737.6	4117622.8	3676448.9	3282543.7	2930842.6	2616823.7	2336449.8	2086115.9	1862603.5
Flujo de caja descont. acum.	76390946.3	81002683.9	85120306.7	88796755.6	92079299.3	95010141.9	97626965.7	99963415.4	102049531.3	103912134.8

Gráfico de recuperación de la inversión.



Anexo 8. Gráficos del comportamiento del VAN, TIR y PR, de una posible inversión para el caso de estudio.

