

## BIODIGESTORES COMO COMPONENTES DE SISTEMAS AGROPECUARIOS INTEGRADOS

Pedro Luís Domínguez y Julio Ly

Instituto de Investigaciones Porcinas. PO Box 1, Punta Brava. La Habana 19200, Cuba  
E-mail: julioly@utafoundation.org

### INTRODUCCIÓN

Existen serios problemas ambientales asociados con la producción porcina en condiciones de explotación intensiva estabulada, debido al problema de disposición de los residuales o excretas, entendiéndose por las mismas, las heces fecales y la orina, que generalmente se mezcla también con el agua de limpieza y con residuos de comida. El principal procedimiento que se ha utilizado corrientemente para la eliminación de las excretas en este tipo de instalaciones, ha sido el de diseminar estos materiales sobre la tierra. Sin embargo, esta costumbre ha determinado la contaminación directa o indirecta de los cursos de agua adyacentes. Las excretas porcinas tienen una gran cantidad de materia orgánica, nitrógeno amoniacal, compuestos malolientes (ver por ejemplo Spoeltra 1977, 1978), y elementos potencialmente patógenos para los animales y para el hombre, de naturaleza viral, bacteriana o parasitaria (Marti *et al.* 1980; Black *et al.* 1982; Lund y Nielsen 1983).

Existen en los tiempos actuales dos tendencias para el tratamiento de estas excretas, el tratamiento aeróbico y el anaeróbico, con procedimientos más o menos complicados, de naturaleza biológica. En el primero de los dos casos, el tratamiento ocurre en presencia de oxígeno y es un proceso oxidativo. En el segundo caso, el proceso es reductivo, y tiene lugar en ausencia de oxígeno.

#### Tratamiento de excretas por técnicas aeróbicas

Los tratamientos biológicos aerobios ofrecen una manera rápida y efectiva de degradar los sustratos de los residuos de una manera inofensiva. El tratamiento es llevado

a cabo teóricamente en tres etapas: la oxidación de la materia orgánica, la nitrificación, y finalmente la desnitrificación, con el fin de remover el nitrógeno amoniacal (Fenlon y Robinson 1977). Sin embargo los dos últimos pasos son complejos y difíciles de ejecutar con este tipo de residual (Loynachan *et al.* 1976). Las excretas de cerdos contienen una gran proporción de sólidos suspendidos que resisten la degradación biológica. La velocidad de biodegradación aumenta cuando se remueven estos sólidos (Harper *et al.* 1974).

Los aspectos microbiológicos del tratamiento aeróbico mesofílico de las excretas porcinas ha sido estudiado concienzudamente (Robinson *et al.* 1971; Paca 1980; Doyle *et al.* 1986; Bourque *et al.* 1987; Blouin *et al.* 1988). Se sabe que el microorganismo dominante es un *Acinetobacter* sp., y que su prevaencia está correlacionada con los períodos de reducción rápida la demanda química de oxígeno (DQO), de acuerdo con Robinson *et al.* (1971) y con Doyle *et al.* (1986).

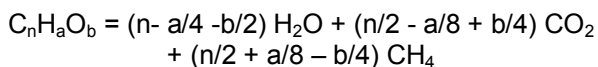
El tratamiento aeróbico termofílico también se ha sido aplicado a residuales (Graczyk y Kolaczowski 1980; Sonnleitner y Fiechter 1983, 1985; Hammer y Bryers 1985). Se ha pensado que las ventajas significativas de la digestión aeróbica termofílica incluyen un aumento en el ritmo de oxidación, resultado en menores requerimientos de volumen en el digestor, la destrucción de la mayor parte de las bacterias, virus y parásitos patógenos, e igualmente la destrucción de semillas de malas hierbas. También se considera una ventaja la facilidad para que se separen la fase líquida de la sólida (Jewell y Kabrick 1980).

### Tratamiento de excretas por técnicas anaeróbicas

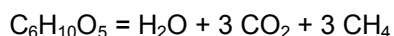
La mayor parte de los datos disponibles sobre las plantas de biogás se relacionan originalmente con el diseño de dos digestores de concreto, los modelos de cubierta flotante y el de domo fijo (Marchain 1992).

En el proceso de digestión anaerobia, la materia orgánica se degrada para producir metano, mediante un conjunto de interacciones complejas entre distintos grupos de bacterias. Hay tres fases básicas en este proceso, y hay tres grupos de bacterias esencialmente diferentes que intervienen en cada una de estas fases. El primer grupo consiste en una mezcla de bacterias llamadas a veces formadoras de ácidos, que hidrolizan las moléculas complejas de materia orgánica para originar ácidos grasos de cadena corta y alcohol. El segundo grupo es el de las bacterias acetogénicas, que producen acetato e hidrógeno. El tercer grupo de microorganismos se suele denominar metanogénico, y convierte los productos ya degradados a metano y dióxido de carbono (Youngfu *et al.* 1989). La operación estable de los biodigestores requiere que todas estos grupos bacterianos estén en un equilibrio dinámico armonioso. Cualquier cambio en las condiciones ambientales puede influir en este equilibrio, y resultar en la formación desproporcionada de compuestos intermedios que pueden inhibir todo el proceso (Marchain 1982).

Las ecuaciones estequiométricas de Buswell son aplicables a la fermentación a metano de todos los sustratos, según Yongfu *et al.* (1989):



Donde n, a y b son la cantidad de átomos de carbono, hidrógeno y oxígeno contenidos en las moléculas de materia orgánica degradadas. Como ejemplo, para la molécula de almidón ( $C_6H_{10}O_5$ ), la fórmula es como sigue:



Esto quiere decir que la fermentación anaerobia de almidón resulta en un 50% de metano.

### Factores ambientales que influyen en la digestión anaerobia

Existen varios factores que influyen en el proceso de degradación anaerobia de la materia orgánica, como el pH, la temperatura, disponibilidad de nutrientes, presencia de sustancias tóxicas, tiempo de retención y ritmo de carga.

#### pH del medio

El valor óptimo de pH está en el rango de 6.6 a 7.6 (Yongfu *et al.* 1989). Los ácidos grasos de cadena corta (AGCC) que se producen durante el proceso de digestión reducen el pH en la fase líquida del digestor. Si las bacterias metanogénicas no pueden convertir los AGCC tan rápidamente como son formados por las bacterias acetogénicas, los AGCC se acumularán y causarán un descenso en el pH del medio. Sin embargo, el equilibrio  $CO_2/HCO_3^-$  en el digestor ejerce una resistencia sustancial a los cambios de pH.

Hay dos modos operacionales principales para corregir una condición desbalanceada de bajos pH en el biodigestor. La primera forma es detener la carga del biodigestor y permitir durante cierto tiempo que la población metanogénica reduzca la concentración ácida y que entonces el pH se eleve a un valor razonable. Detener la carga del digestor también hace más lenta la actividad bacteriana y por lo tanto, también se reduce la formación de AGCC. Una vez que el pH retorna a valores normales, la carga o alimentación del digestor puede continuarse a niveles bajos e ir la incrementando lentamente para evitar más caídas abruptas de pH.

Un segundo método involucra la adición de sustancias tampones o buffer para elevar el pH sin cambiar el ritmo de carga del digestor. Una ventaja de la adición de tampones es que el pH puede rectificarse más rápidamente. Se suele usar para ello la cal. El carbonato de sodio, aunque es más caro, puede prevenir la precipitación de carbonato de calcio. Debido a que los

requerimientos de sustancias tamponadoras varían con la naturaleza de los desperdicios a procesar, el sistema de operaciones y el tipo de proceso, se han desarrollado guías para calcular los requerimientos de sustancias buffer (ver por ejemplo Pohland y Suidon 1978).

### Temperatura

La velocidad de las reacciones químicas y bioquímicas se incrementa normalmente cuando se eleva la temperatura. Para los digestores de biogas, esto es cierto dentro del rango de temperatura tolerado por los diferentes microorganismos, tales como las bacterias acetogénicas (Schimid y Lipper 1969). Una temperatura muy alta puede causar una declinación en el ritmo metabólico del proceso, debido a la degradación de las enzimas que son esenciales para la vida celular. Los microorganismos tienen un crecimiento y ritmo metabólico óptimos dentro de un rango de temperatura muy bien definido, y que es específico para cada especie bacteriana. Particularmente, el límite superior depende de la termoestabilidad de las moléculas de proteína sintetizadas por cada tipo particular de organismo.

La variación de temperatura puede ser más importante que un valor fijo de temperatura como factor que influye en la estabilidad del proceso (Dague 1968). Las bacterias metanogénicas son más sensibles a los cambios de temperatura que los otros microorganismos del digestor. Esto es debido a que la velocidad de crecimiento de los otros grupos bacterianos es mayor que la de las metanobacterias. Todos los microorganismos presentes en el biodigestor pueden resistir cambios variables de temperatura hasta un lapso de dos horas aproximadamente, y pueden retornar rápidamente a los ritmos normales de producción de gas cuando la temperatura se restablece. Sin embargo, cuando la temperatura cae numerosas veces o por un tiempo prolongado, esto puede conducir a un desbalance en la proporción de los microorganismos y en última instancia a problemas de bajos pH (Gunnerson y Stuckey 1986).

Se han detectado dos regiones de temperatura para la digestión de las excretas (ver Gunnerson y Stuckey 1986). El primer rango es apropiado para la vida de las bacterias mesofílicas (de 20 a 45°C) y el segundo rango es característico de bacterias termofílicas (de 35 a 55°C). Una ventaja de una digestión termofílica es que el ritmo de producción de metano es aproximadamente el doble de una digestión mesofílica. Por consiguiente, los biodigestores termofílicos pueden tener la mitad del volumen de uno mesofílico, y aún mantener así la misma eficiencia en el proceso. Se han llevado a cabo muchos estudios de procesos termofílicos en países de la zona templada del mundo (Gunnerson y Stuckey 1986). Sin embargo, con excretas y residuos fecales que están a temperatura ambiente, se necesita considerable energía para elevar la temperatura de este material hasta 55°C. Por lo tanto, los estudios sobre la digestión termofílica pueden ser de menor interés en países tropicales, especialmente en áreas rurales, donde la disponibilidad de energía es escasa o un factor limitante para cualquier actividad.

La digestión psicrófila se define como una digestión a temperaturas realmente bajas (de 10 a 25°C), y ha sido estudiada considerablemente por algunos investigadores (Cullimore et al. 1985; Paris *et al.* 1988; Welinger *et al.* 1988). A este respecto, Marchaim (1992) ha referido algunas condiciones restrictivas que pueden limitar el éxito operativo en este tipo de proceso biodigestivo, tales como el uso de inóculo mesofílico, un tiempo de retención más largo, y la atención especial que se debe dar a mantener baja la concentración ácida.

### Nutrientes

Junto con una fuente de energía en forma de carbono orgánico, los microbios requieren nitrógeno, fósforo y otros factores de crecimiento que originan efectos complejos. El nivel de nutrientes para la microflora debiera ser por lo menos superior al valor óptimo, desde el punto de vista de la concentración requerida para las bacterias metanogénicas, puesto que este grupo de

microorganismos se inhibe severamente con una deficiencia ligera de nutrientes. Sin embargo, la deficiencia nutritiva no debiera ser un problema cuando se suministran alimentos combinados a los animales, puesto que estos sustratos proveen usualmente más que suficiente desde el punto de vista de cualquier requerimiento.

Puesto que los distintos materiales que se fermentan en el biodigestor tienen diferentes composiciones químicas, la producción de biogás se producirá a distintos ritmos. Yongfu *et al.* (1989) han informado que el gas producido por distintos tipos de cargas. Los materiales con alto contenido de nitrógeno, tales como las excretas de animales, se descomponen fácilmente y producen biogás de una forma rápida; por lo tanto, el período fermentativo es corto. La descomposición de materiales con un alto contenido de carbono es más lento, pero el período fermentativo es más largo. Los materiales con diferentes proporciones de carbono/nitrógeno (C/N) difieren ampliamente en sus rendimientos en biogás. El valor C/N para la excreta porcina es bajo, mientras que en la paja de arroz es alto. Aunque las condiciones de fermentación y el monto de sólidos totales en ambos tipos de materiales era el mismo, se halló una diferencia de 58-105% en la producción de biogás (Yongfu *et al.* 1989).

### **Problemas de toxicidad**

Los compuestos tóxicos, aún en concentraciones bajas, influyen negativamente en el proceso de digestión al disminuir la velocidad del metabolismo de la microflora. Las bacterias metanogénicas son generalmente las más sensibles, aunque en general todos los grupos de microorganismos que participan en el proceso son afectados. Debido a su lento crecimiento, la inhibición de las metanobacterias puede llevar a un fallo completo en el proceso en sistemas mixtos, debido a un desbalance en la población bacteriana. Los dos principales indicadores de que hay algún tipo de inhibición en el proceso son la disminución en la producción de metano y un incremento en la concentración de AGCC en el medio.

Un nutriente esencial puede devenir tóxico para los microbios si su concentración se vuelve muy alta. En el caso del nitrógeno, es muy importante mantener un nivel óptimo en su concentración para que el biodigestor opere satisfactoriamente. Un desbalance consistente en un contenido alto de nitrógeno y una baja disponibilidad de energía causa una toxicidad por una indebida generación de amoníaco. Usualmente, los niveles de amoníaco deben mantenerse por debajo de 80 ppm (Anderson 1982), pero a concentraciones excesivamente altas, como entre 1500 y 3000 ppm, el amonio aún puede tolerarse en el medio (Gunnerson y Stuckey 1986). Marchaim (1992) ha informado que los primeros síntomas de inhibición en el proceso se han detectado con concentraciones de amoníaco de 8000 ppm. Esta clase de situación ocurre raramente en áreas rurales de países en desarrollo debido a las limitaciones en el contenido de nitrógeno en el suelo y los alimentos para los animales y seres humanos. Las concentraciones altas de AGCC pueden asociarse también a procesos de toxicidad. No se sabe exactamente si estos ácidos pueden ser tóxicos per se, a altas concentraciones, o se debe a una caída en el pH del medio (Gunnerson y Stuckey 1986).

Deben tomarse precauciones para evitar la entrada en el biodigestor de ciertos iones metálicos, sales, sustancias bactericidas o sintéticas como las indicadas por Yongfu *et al.* (1989). Rodríguez *et al.* (1996) informaron una reducción en la producción de gas cuando las excretas procedían de animales tratados con antibióticos. Aún una pequeña cantidad de cualquier inhibidor infiltrado en el digestor puede provocar una catástrofe en la operación del distem. Por otra parte, de acuerdo con algunos investigadores, los microbios productores de biogás pueden sobreponerse a estos inhibidores mediante un proceso adaptativo (Youngfu *et al.* 1989).

### **Ritmo de carga**

Se calcula el ritmo de carga como el total de materia seca (MS) o materia orgánica (MO) que se introduce diariamente en el biodigestor, en términos del volumen de

su fase líquida, expresada en metros cúbicos. La MO o sólidos volátiles (SV) se refieren a la parte de la MD o sólidos totales (ST) que se volatilizan durante la incineración o reducción a cenizas de toda la materia orgánica. En teoría, la MO contiene todos los compuestos orgánicos que pueden convertirse en metano. Normalmente, las excretas animales suelen tener una concentración de MS por encima del 10%. Puesto que los requerimientos de operación de un reactor anaerobio establecen que el contenido total de MS en la carga no puede exceder este valor de 10%, en muchos casos, los desperdicios de la granja deben diluirse antes de cargar el biodigestor (Loehr 1974).

El ritmo de producción de biogás se refiere al rendimiento de biogás producido por unidad de masa de MS o MO. La fermentación en el biogás requiere de un cierto rango de concentración de MS, que en la práctica es ancho, generalmente desde 1 hasta 30%. La concentración óptima depende de la temperatura. Se ha encontrado que en el verano de algunos países (25 a 27°C), la concentración óptima es de 6%, mientras que a temperaturas algo más bajas en primavera (18 a 23°C), la temperatura óptima es de 12% (Yongfu *et al.* 1989).

Para determinar el contenido de MO en las excretas animales, se suele a menudo determinar la demanda química de oxígeno (DQO) o la demanda biológica de oxígeno (DBO). La DQO es la cantidad, en mg, de oxígeno consumido para la oxidación, mediante un oxidante fuerte, de las sustancias reductoras presentes en un litro de muestra de material de desperdicio o excreta. Se usa la DQO para mostrar el grado en que el agua está contaminada. Hasta cierto punto, la DQO muestra la cantidad de sustancias oxidables contenidas en el agua o líquido en cuestión. El cambio de valores de la DQO antes y después del proceso fermentativo puede indicar la eficiencia del proceso. La DBO representa la cantidad demandada de oxígeno, igualmente en mg, para la descomposición de sustancias orgánicas contenidas también en un L, por medio de microbios aeróbicos. El valor de la DBO también puede sugerir cuál método

puede ser el más conveniente para el tratamiento de un residual dado.

### **Tiempo de retención**

Debido a que el proceso de producción de gas es lento, mientras más tiempo estén las sustancias descargadas en el biodigestor, mayor será la producción de gas en términos absolutos por unidad de sustrato. Hay dos índices para identificar la retención de las sustancias en el digestor. El tiempo de retención de los sólidos biológicos (TRS) se determina al dividir el monto de MO o SV cargados en el digestor, entre la cantidad de MO que sale del sistema diariamente. Se asume que el TRS representa el tiempo de retención promedio de los microorganismos en el digestor. El tiempo de retención hidráulico (TRH) es la proporción entre el volumen del reactor o digestor, dividido por la carga diaria. Estos índices son importantes en los digestores de última generación. Por otra parte, en condiciones de granja es más práctico medir el TRH que el TRS por razones obvias.

### **Breve historia del proceso de implantación del uso de digestores en ambiente tropical**

A pesar de las ventajas obvias sobre el uso de digestores anaerobios en el medio tropical para la preservación del medio ambiente y para elevar las condiciones de vida de los campesinos en el medio rural, varias han sido las limitantes con que se ha tropezado en el proceso de su implantación. Estas deficiencias, han sido clasificadas por Marchaim (1992) como fallas en el diseño, fallas constructivas, dificultades para el financiamiento de la construcción, problemas operacionales debido a una carga incorrecta del reactor o un mantenimiento deficiente, y problemas de organización surgidos de diferencias de objetivos y ausencia de coordinación.

A continuación se revisa someramente el proceso de implantación que ha tenido lugar en algunos países donde esta experiencia ha sido más o menos evidente. En este caso, China e India ocupan el primer y segundo lugar en el inventario de biodigestores usados en países en desarrollo.

En la década de los 70 hubo un esfuerzo tangible para extender el uso de biodigestores en el medio rural. En ese momento, los tipos de reactores que más se construyeron fueron los hechos de ladrillos y concreto, ya fuera de cúpula fija en China, o de cúpula flotante en la India, países donde el esfuerzo de extensión fue sustancialmente masivo. Para 1982, se habían instalado más de siete millones de biodigestores en China, según Kristoferson y Bokhalders (1991). Sin embargo, un 50% de estas construcciones no estaban en uso para 1980, de acuerdo con Marchaim (1992). En realidad, hubo un apoyo gubernamental notable, desde el punto de vista financiero para que los campesinos usaran este procedimiento de tratamiento de residuales (Gunnerson y Stuckey 1986), fundamentalmente por el ahorro de leña y consecuentemente, para preservar las áreas forestales.

Las causas que determinaron el hecho de que los biodigestores no se popularizaran, y de que su uso en las áreas rurales no fuera creciente entre los campesinos fueron de varios tipos, con independencia del alto costo de fabricación de éstos. En la práctica, hubo serias deficiencias en la construcción de los biodigestores, no solamente desde el punto de vista de la construcción como tal, sino de la calidad de los materiales usados para hacer los biodigestores, lo que provocaba fugas de material dentro del reactor a través de sus paredes, y esto fue debido fundamentalmente a la falta de personal entrenado para construir estos reactores (Kristoferson y Bokhalders 1991). Como consecuencia de todo ello, Marchaim (1992) ha sugerido que es muy importante combinar la implantación de la tecnología con las condiciones sociales, culturales y ambientales del lugar donde se van a construir los biodigestores, por lo que es imprescindible la evaluación del escenario de estos biodigestores.

En la India, existió un programa nacional, el Programa de Coordinación para el Biogás de Toda la India, para incentivar el uso de biodigestores de cúpula móvil o de campana (Kandelwal 1990; Sinha 1994), cuya construcción es por cierto más cara que la de digestores de cúpula fija usados en

China. En muchos aspectos, el proceso de extensión del uso de biodigestores en el medio rural sufrió las mismas alternativas que en China, que en esencia fue un divorcio entre la implantación de una política masiva de construcción y uso de biodigestores de una parte, y una deficiencia nacional en la investigación y en el desarrollo de una organización para hacer digestores eficientes, mediante un adecuado diseño y transferencia de know how. Por otra parte, de acuerdo con Bhalla y Reddy (1994) en la India se ha puesto mucho énfasis en la supervivencia de los pequeños granjeros, asegurando la eficiencia y competitividad de la producción agrícola, a través de varias políticas, que incluyen los programas para producir biogás. Aún así, los subsidios dados a estos programas para biodigestores han congelado el desarrollo o mejoramiento de la tecnología, y ha creado industrias frágiles o ineficientes (Desai 1992).

Lo que se ha referido acerca del proceso de instalación y uso de biodigestores en China y la India ha sido común para otros países tropicales, tales como las Filipinas, Tailandia, Vietnam y Brasil entre otros (Binh 1989; Ellis y Hanson 1989; Khoi 1989; Thong *et al.* 1989; Desai 1992; Marchaim 1992; Karki *et al.* 1994). A este respecto, Ellis y Hanson (1989) concluyeron que las tecnologías para la producción de biogás en Filipinas no fueron a menudo viables para los usuarios, y que el solo hecho de que fueran fuertemente subsidiadas las hacía poco atractivas. En realidad la política de subsidio no es viable a largo plazo. En los países en desarrollo, estas políticas solamente pueden mantenerse por períodos cortos. Además en estos países, los cambios frecuentes en las políticas de subsidios y en por ciento de interés monetario han tenido también un impacto negativo en la diseminación de los biodigestores. Tales cambios han desalentado las inversiones en el desarrollo de la producción de biogás a largo plazo. Los granjeros progresistas que quisieran tener y usar biogás, lógicamente dudan sobre el hecho de invertir en la construcción de los biodigestores, fundamentalmente los que originalmente se construyeron en China e India.

### El biodigestor tubular plástico

La implementación de los biodigestores tubulares flexibles de polietileno ha surgido como alternativa para la producción de biogás de una manera que es a bajo costo. Este tipo de digestor, originalmente desarrollado en Taiwán, fue descrito por Pound *et al.* (1981) entre los primeros, y que posteriormente ha sido simplificado aún más (Botero y Preston 1987; An *et al.* 1994). Algunas de las ventajas de los biodigestores plásticos residen en que pueden construir con materiales locales que aparte de esto, no son sofisticados. Por otra parte la construcción y mantenimiento de estos reactores son fáciles, rápidas de hacer y sencillas, por lo que no requieren ningún adiestramiento especial.

El uso de los biodigestores plásticos se han extendido rápidamente en muchos países tropicales sobre todo a nivel experimental (Chater 1986; Hieu *et al.* 1994; Soerum 1994; Solarte 1995; Sarwatt 1995; Khan 1996). Aún así, para los campesinos muy pobres, sigue siendo una tecnología inalcanzable si no se le suministra un pequeño subsidio. Por otra parte, las limitaciones que se han encontrado con el uso de los biodigestores de cúpula fija o móvil, también pueden influir negativamente en los campesinos que han tenido experiencias negativas en el uso de los biodigestores.

Tal vez un nuevo paso que hay que afrontar con esta tecnología sea la de hacer énfasis en la integración de los biodigestores en los sistemas integrados de producción, mediante el uso de los efluentes como fertilizantes en la agronomía y la acuicultura (Anh 1994; 1996; San Thy 2003).

### Materiales y métodos para la construcción de un biodigestor plástico

La información que a continuación aparece está basada en lo esencial, en las recomendaciones de An (1996). Los materiales se muestran en el Cuadro 1.

Además, se requiere de tubería de acero, una llave y un codo metálico, todo con 21 mm de diámetro interno, para la instalación en la cocina.

Para la construcción del biodigestor se procede de la forma que se pormenoriza a renglón seguido.

Se construye una trinchera para acomodar el biodigestor. Las paredes deben ser firmes y el piso plano o solamente con un mínimo de pendiente. No debe haber piedras con filos cortantes o raíces exteriorizadas en las paredes o el piso. La sección transversal de la trinchera para un biodigestor con 80 cm de diámetro tiene unas dimensiones de 100 cm de ancho en la parte superior, 80 cm en la parte inferior, y 80 cm de profundidad. La longitud depende de la cantidad de excreta disponible. El promedio es de 10 m por la excreta suministrada por dos vacas u ocho cerdos.

Se cortan dos piezas del tubo de polietileno, cada uno de 11 m de longitud (para un biodigestor de 10 m de longitud), se deposita en un sitio plano, y se inserta una pieza dentro de la otra.

Se practica un agujero pequeño en las dos capas del tubo plástico, aproximadamente a 1,5 m de uno de los extremos. Se coloca una zapatilla de PVC y otra de goma en el adaptador macho que a su vez es insertado a través del agujero, de dentro hacia afuera. Se coloca una segunda zapatilla de PVC y otra de goma en el adaptador macho, por la parte de afuera del tubo, y se asegura firmemente con el adaptador hembra. La salida del adaptador hembra se cierra temporalmente con un pequeño cuadrado de película de polietileno, o cualquier bolsa plástica, y se asegura con una liga de goma.

La tubería de cerámica se inserta en dos tercios de su longitud dentro de uno de los extremos del tubo de polietileno. La capa plástica se dobla cuidadosamente alrededor de la tubería de cerámica y se asegura con las tiras de goma de 5 cm de ancho. Las bandas se enrollan cuidadosamente hasta cubrir completamente los bordes de la capa de plástico del tubo de polietileno, terminando en el tubo de cerámica. Esta tubería de entrada al biodigestor se cierra temporalmente también con un cuadrado de película de polietileno asegurado con la liga de goma.

**Cuadro 1. Materiales necesarios para la construcción de un biodigestor tubular plástico**

Descripción	Cantidad
Capa tubular de polietileno transparente de 280 cm de circunferencia (89 cm de diámetro y grosor de alrededor de 0.2 mm <sup>1</sup> )	
Tubo de cerámica de 100 cm de longitud y 15 cm de diámetro interno	2
Manga plástica con 21 mm de diámetro interno	2 m
Adaptador de PVC de 21 mm de diámetro interno (macho/hembra)	2
Zapatilla de goma <sup>2</sup> de 10 cm de diámetro y 1 mm de grosor y agujero central de 21 mm de diámetro	2
Zapatilla de PVC de 10 cm de diámetro y 1 mm de grosor con agujero central de 21 mm de diámetro	2
Tubería de PVC con diámetro interno de 21 mm	2 m
Tubo rígido de PVC con 21 mm de diámetro interno o flexible <sup>2</sup>	5 -20 m
Tiras de goma <sup>2</sup> de 5 cm de ancho	4
Botella plástica transparente	1
Codo de PVC de 21 mm de diámetro interno	1
Piezas en T de PVC de 21 mm de diámetro interno	3
Cemento o cola para pegar piezas de pvc	1

<sup>1</sup> El grosor puede ser calculado por el peso de una longitud dada del tubo, que normalmente debe ser un kg por cada 2 m de longitud

<sup>2</sup> De neumáticos desechados

<sup>3</sup> La longitud depende de la distancia entre la cocina y el biodigestor

Desde el extremo abierto, se fuerza la entrada de aire dentro del tubo por oleadas, mediante agitación de este. Inmediatamente después, el tubo se cierra a unos tres m de su extremo de manera que el aire no pueda escapar. El procedimiento de insertar el tubo de cerámica de salida es similar al del otro de entrada, que es lo que se hace a continuación. Este conjunto ya ensamblado se traslada muy cuidadosamente a la trinchera previamente preparada y se deposita en ésta. Los tubos de cerámica se inclinan con un ángulo de 45° y se fijan provisionalmente.

Se prepara una válvula de seguridad mediante una botella plástica transparente, una pieza en T y tres tubos de PVC, uno de seis cm y dos de 30 cm de longitud respectivamente. Se vierte agua dentro de la botella y se mantiene con una altura de 3-5 cm de distancia con respecto a la boca de la botella.

El biodigestor se llena con agua hasta ocupar dos tercios de su volumen, moviendo hacia arriba y hacia abajo la salida. El aire atrapado dentro del tubo de polietileno escapa a través de la válvula de seguridad a medida que aumenta del volumen de agua incorporada al sistema.

En este momento se agrega al sistema la tubería que conduce a la cocina. Tener en cuenta que esta tubería no debe estar sobre

el suelo y que la trampa de agua deberá colocarse en el punto más bajo de la línea de gas.

Se puede hacer un reservorio de gas con otra pieza de polietileno de tres a cuatro metros y una pieza de PVC en T. Este reservorio puede colocarse horizontalmente o verticalmente, pero debe ser protegido de la luz solar y se le debe colocar una tira alrededor provista de un peso suspendido para incrementar la presión. El reservorio de gas se debe colocar dentro de la línea de salida del gas tan cerca de la cocina como sea posible, con el fin de maximizar la velocidad de flujo de gas en los quemadores, puesto que el sistema opera a muy baja presión (solamente 3-5 cm de columna de agua).

Se deben tomar medidas para proteger el biodigestor, y esto se puede hacer fácilmente mediante la preparación de una cerca en derredor, que evita la incursión de los animales en esa área. Además, se recomienda proteger el biodigestor de la luz solar, colocando algún tipo de cobertura sobre el mismo. Todo esto puede facilitarse a veces mediante la siembra de algún tipo de plantas que den abundante follaje.

#### REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

An, B.X. 1996. The impact of low-cost polyethylene tube biodigesters on small



- farms in Vietnam. Tesis de Maestro en Ganadería Integrada basada en Sistemas Agrícolas para el Uso Sostenible de Recursos Renovables. Universidad Sueca de Ciencias Agrícolas. Uppsala, pp 60
- An, B.X., Man, N. V., Khang, D.N., Anh, N.D. y Preston, T.R. 1994. Installation and performance of low-cost polyethylene tube biodigesters on small scale farms in Vietnam. Proceedings of the National Seminar-Workshop on Sustainable Livestock Production on Local Feed Resources. Agricultural Publishing House, Ciudad Ho Chi Minh, p 95-103
- An, B.X., Preston, T.R. y Dolberg, F. 1996. The introduction of low-cost polyethylene tube biodigesters on small scale farms in Vietnam. Livestock Research for Rural Development, 8(1): versión electrónica. <http://www.cipav.org.co/lrrd/lrrd8/1/an81.htm>
- Anderson, G.K., Donnelly, T. y McKeown, K.J. 1982. Processes in Biochemistry, 17:28-32
- Bhalla, A.S. y Reddy, A.K.N. 1994. The Technological Transformation of Rural India. Intermediate Technology Publication Limited. Londres, pp 240
- Botero, R. y Preston, T.R. 1987. Biodigestor de bajo costo para la producción de combustible y fertilizante a partir de excretas. Manuscrito inédito. CIPAV. Cali
- Black, M.I., Scarpino, P.V., O'Donnell, C.J., Meyer, K.B., Jones, J.V. y Kaneshiro, E.S. 1982. Survival rates of parasitic eggs in sludge during aerobic and anaerobic digestion. Applied Environmental Microbiology, 44:1138-1143
- Blouin, M., Bisailon, J.G., Beaudet, R. and Ishaque, M. 1988. Aerobic biodegradation of organic matter of swine waste. Biological Wastes, 25:127-139
- Bourque, D., Bisailon, J.G., Beaudet, R., Sylvestre, M., Ishaque, M and Morin, A. 1987. Microbiological degradation of malodorous substances of swine waste under aerobic conditions. Applied Environmental Microbiology, 53:137-141
- Cullimore, D.R., Maule, A. y Mansuy, N. 1985. Ambient temperature methanogenesis from pig manure waste lagoons: thermal gradient incubator studies. Agricultural Wastes, 12:147-157
- Dague, R.R. 1968. Application of digester theory to digester control. Journal of Water Pollution Control Federation, 40:2021
- Desai, A.V. 1992. Alternative energies in the Third World: a reappraisal of subsidies. World Development. (Oxford), 20:959-965
- Ellis, G. y Hanson, B. 1989. Evaluating appropriate technology in practice. Journal of Contemporary Asia, 19:33-47
- Fenlon, D.R. y Robinson, K. 1977. Denitrification of aerobically stabilised pig waste. Water Resources, 11:269-273
- Gunnerson, C.G. y Stuckey, D.C. 1986. Anaerobic digestion. Principles and practices for biogas systems. The World Bank Technical Paper No. 49. Washington D.C., p 93-100
- Graczyk, M. y Kolaczowski, S.T. 1980. Aerobic thermophilic stabilization of hog manure. In: Proceedings of the International Symposium on Livestock Waste. Saint Joseph, p 342-345
- Hamer, G. y Bryers, J.D. 1983. Aerobic thermophilic sludge treatment. Conservation and Recycling, 8:267-284
- Harper, J.P., Ngoddy, P.O. y Garrish, J.B. 1974. Enhanced treatment of livestock wastewater. II. Enhancement of treatment of solids removal. Journal of Agriculture and Engineering Research, 19:353-363
- Jewell, W.J. y Kabrik, R.D. 1980. Autoheated aerobic thermophilic digestion with aeration. Journal of Water Pollution Control Federation, 52:512-523
- Khandelwal, B.B. 1990. Biogas technology development and implementation strategies. India experience. In: International Conference on Biogas Technology and Implementation Strategies. Bremen Overseas Research and Development Association. Eschborn, p 66-92

- Khoi, N.V., Vinh, H.T. y Luu, H.T.N. 1989. Evaluation of biogas digesters in Cantho City. Proceedings of the First National Workshop on Biogas Application in Vietna. Polytechni Univesity Pres. Ciudad Ho Chi Minh, p 28-35
- Kristoferson, L.A. y Bockhalders, V. 1991. Renewwwable Energy Techologies: their Applications in Developing Countries. Intemediate Technology Publications. Londres, p 112-117
- Loehr, R.C. 1974. Agricultural Waste Management. Academic Press Incompany. London
- Loynachan, T.E., Bartholomew, W.V. y Wollum, A.G. 1976. Nitrogen transformation in aerated swine manure slurries. *Journal of Environmental Quality*, 5;293-297
- Lund, E. y Nielsen, B. 1983. The survival of enteroviruses in aerated and unaerated cattle and pig slurry. *Agricultural Wastes*, 7:221-233
- Marchain, U. 1992. Biogas Processes for Sustainable Development. FAO Agricultural Services Bullerin. Roma, p 165-193
- Marti, O.G., Booram, C.V. y Hale, O.M. 1980. Survival of eggs and larvae of swine nematode parasites in aerobic and anaerobic waste treatment systems. *Journal of Environmental Quality*, 9:401-405
- Paca, J. 1980. Bioengineering aspects of aerobic microbial piggery waste treatment systems. *Process Biochemistry*, 5:7-15
- Paris, J.M., Vicent, T., Balague, M.D. y Cassu, C. 1988. In: 5<sup>th</sup> International Symposium on Anaerobic Digestion (A. Tilche y A. Rocci, editors). Bologna, p 557-559
- Pohland, F.G. y Suidon, T. 1978. Prediction of pH stability in biological treatment systems. In: *Chemistry of Wastewater Technology* (A.J. Rubin, editor). Ann Arbor Science Limited, p 441
- Preston, T.R. 1995. Tropical Animal Feeding. A manual for research workers. FAO Animal Production and Health Paper. Roma, pp 305
- Robinson, K., Saxon, J.R. y Baxter, S.H. 1971. Microbiological aspects of aerobically treated swine waste. In: *Proceedings of the International Sumposium on Livestock Wastes*. Saint Joseph, p 225-228
- Schmid, L.A. y Lipper, R.Z. 1969. Swine wastes, characterization and anaerobic digestion. *Proceding of the Conference on Agricultural Wastes Management*. Cornell, p 50-57
- Sinha, C.S. 1994. Renewable programmes in India: some recent developments. *Natural Resources Forum*, 18:213-224
- Sonnleitner, B. y Fiechter, A. 1983. Bacterial diversity in thermophilic aerobic sewage sludge. I. Active biomass and its fluctuations. *European Journal of Applied Microbiology and Biotechnology*, 18:47-51
- Sonnleitner, B. y Fiechter, A. 1985. Microbial flora studies in thermophilic aerobic sludge treatment. *Conservation and Recycling*, 8:303-313
- Spoeltra, S.F. 1977. Simple phenols and indoles in anaerobically stored piggery wastes. *Journal of Science and Food Agriculture*, 28:415-423
- Spoeltra, S.F. 1978. Degradation of tyrosine in anaerobically stored piggery wastes and in pig feces. *Applied Environmental Microbiology*, 36:631-638
- Thong, H.V. 1989. Some experiences on the development and the application of biogas digesters in Dongnai province. In: *Proceedings of the First National Workshop on Biogas Application in Vietnam*. Polythecnic Unversity Press. Ciudad Ho Chi Minh, p 66-69
- Wellinger, A., Sutter, K. y Egger, K. 1988. In: *Proceedings of the 5<sup>th</sup> International Symposium on Anaerobic Digestion*. Bologna, p 413-419
- Youngfu, Y., Yibo, Q., Yunxuan, G., Hui, Z., Yuansheng, X., Chenyong, X., Guoyuan, F., Jienquan, X., Taiming, Z. y Gan, L. 1989. The biogas technology in China. *Agricultural Publishing House*. Beijing, p 20-54
-