

Estrategias para el aprovechamiento de desechos porcinos en la agricultura

Francisco J. Cervantes^{1,2*}, Jorge Saldívar-Cabrales¹ y José Francisco Yescas¹

¹Departamento de Ciencias del Agua y del Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora
Av. 5 de Febrero 818 Sur, Cd. Obregón, Sonora, 85000, México.

²División de Ciencias Ambientales, Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica (IPICYT)
Camino a la Presa San José 2055, Col. Lomas 4^a. Sección, San Luis Potosí, 78216, México

Recibido 22 Junio 2006, revisado 11 Enero 2007, aceptado 16 Enero 2007

Strategies for the utilization of piggery wastes on agriculture

Abstract

The present study describes the environmental impact of intensive raising of pigs in Mexico. The manuscript presents different approaches both to minimize the environmental impacts by this farming sector and to utilize piggery wastes for different purposes. Anaerobic digestion is proposed as an alternative to convert the organic matter of piggery wastes in order to produce biogas, a natural fuel currently exploited in different industrial sectors around the world. The nutrients (N and P), also present at high concentrations in piggery wastewaters, can be recovered as struvite, a mineral with excellent fertilizing properties. A case study illustrates the potential of applying these approaches.

Keywords: piggery wastewaters, anaerobic digestion, struvite

Resumen

El presente estudio describe el impacto ambiental que genera la crianza intensiva de cerdos en México. El escrito presenta diferentes estrategias tanto para minimizar los impactos ambientales de este sector pecuario, como para utilizar los desechos porcinos con propósitos distintos. La digestión anaerobia se propone como una alternativa para convertir la materia orgánica de los desechos porcinos en biogás, un combustible natural actualmente explotado en diferentes sectores industriales a nivel mundial. Los nutrientes (N y P), que también son muy abundantes en las aguas residuales porcinas, pueden ser recuperados en forma de estruvita, un mineral con excelentes propiedades fertilizantes. En un estudio de caso se plantea el potencial de aplicar estas estrategias en una granja porcina.

Palabras clave: desechos porcinos, digestión anaerobia, estruvita

Introducción

Debido al incremento en la demanda de carne de cerdo en el mercado internacional y a la relativa facilidad de crianza del animal, la porcicultura ha tenido un fuerte crecimiento en México en los últimos años. Su producción se ha elevado hasta constituirse

en una importante fuente de divisas. Por ejemplo, en el estado de Sonora, el cual muestra la mayor producción del país, se exportaron 35,907 toneladas de productos porcinos en el año 2002, generando una ganancia para el estado de más de 12 millones de dólares americanos (Yescas, 2004). Sin embargo, paralelo a ese crecimiento, han surgido problemas

* Autor para correspondencia
E-mail: fjcervantes@ipicyt.edu.mx

Tabla 1. Volumen de la producción pecuaria según especie por ciclo ganadero (toneladas) en el Estado de Sonora, México (Adaptada de Cervantes y Yescas, 2004).

Especie	Ciclo			
	1997-1998	1998-1999	1999-2000	2000-2001
Bovino	119,816	139,494	151,842	118,486
Porcino	150,022	163,778	167,658	174,775
Aves	112,895	99,132	103,554	113,541
Caprinos y ovinos	238	666	672	577
Apícola (miel y cera)	918	455	481	725
Total	383,894	403,525	434,207	408,084

Tabla 2. Valor de la producción pecuaria según especie por ciclo ganadero (Miles de pesos mexicanos) en el Estado de Sonora, México (Adaptada de Cervantes y Yescas, 2004).

Especie	1997-1998	1998-1999	1999-2000	2000-2001
Bovino	2,069,058	2,526,602	2,860,198	2,160,064
Porcino	2,799,070	3,100,375	3,628,943	4,276,043
Aves	876,689	818,670	933,287	1,107,304
Caprinos y ovinos	3,722	12,586	14,072	11,654
Apícola (miel y cera)	11,686	6,191	6,891	11,883
Total	5,760,225	6,464,424	7,443,391	7,569,948

ambientales relacionados con el mal manejo de sus desechos.

La producción intensiva de carne de cerdo ha provocado impactos severos en el ambiente por la acumulación de desechos sólidos sin tratar y por la contaminación de diferentes cuerpos de agua donde son descargadas sus aguas residuales. Además de constituir un foco potencial de infección, los sitios donde son descargados los residuos sólidos porcinos representan una fuente importante de contaminación atmosférica. En efecto, las emisiones de amoníaco y de ácido sulfhídrico pueden llegar a niveles importantes, sobre todo en el verano donde la temperatura durante el día usualmente está por encima de los 40° C en la mayor parte del norte del país.

La contaminación implica no solo un deterioro del ambiente, sino también una fuga de energía y nutrientes, lo cual, a la postre, significa un desaprovechamiento de los recursos. El presente trabajo tiene por objetivo presentar estrategias para el aprovechamiento de los desechos porcinos

generados en Sonora, el estado con mayor producción porcina en México, para su aplicación en agricultura. El estudio también contempla un estudio de caso en el que se hace un balance de los desechos generados en una granja porcina y se presenta el potencial para generar biogás y nutrientes, en forma de estruvita, a partir de los mismos.

Producción porcina en Sonora y su efecto en el ambiente

Las tablas 1 y 2 nos muestran la producción y las ganancias generadas por las actividades pecuarias del año de 1997 hasta el 2001 en el estado de Sonora.

En estas tablas se muestra como ha ido incrementando paulatinamente la producción porcina, respecto a la del ganado vacuno, que era la que antes encabezaba la lista. Ligado a este crecimiento del sector porcino, han surgido problemas relacionados con la generación de sus

desechos y aguas residuales. Las explotaciones porcinas son criticadas por los impactos ambientales negativos que causan sobre las fuentes de agua, y como tal, son tal vez una de las actividades agropecuarias más vigiladas por las autoridades ambientales. Lo anterior, no necesariamente se puede traducir, desafortunadamente, en el cumplimiento de la normatividad que rige el sector ambiental del país.

Las aguas residuales generadas de granjas porcinas son difíciles de digerir, por lo que su tratamiento no se debe abordar de una manera simplista. En efecto, en México se carece de tecnologías adecuadas para dar un tratamiento y disposición adecuada a este tipo de descargas.

Las aguas residuales generadas en granjas porcinas pueden alcanzar grandes dimensiones constituyendo un serio problema respecto a su confinamiento y manejo, y por el impacto ambiental que originan. Cálculos aproximados indican que se originan más de 1,860 toneladas de estiércol porcino por día (considerando número de cabezas y edad del animal) en las granjas del Valle del Yaqui, de los cuales se generan 126 toneladas de nitrógeno por día (Castillo-Acosta, 2002). Esto, sin duda, representa un potencial material fertilizante, el cual sería demandado por la actividad agrícola intensiva de la región. Por ejemplo, durante el ciclo agrícola 1999-2000, se aplicaron 438,486.45 toneladas de nitrógeno para sustentar la producción de diferentes cultivos (Castillo-Acosta, 2002). El aprovechamiento de este abundante elemento de los desechos porcinos en la agricultura es entonces una necesidad imperante para poder lograr un crecimiento sustentable en la región.

La Tabla 3 muestra la composición típica de aguas residuales de granjas porcinas. Como puede observarse, este tipo de efluentes contienen una gran cantidad de sólidos en suspensión, los cuales son de digestión lenta. Otro parámetro importante a considerar es la cantidad de nitrógeno presente, el cual puede llegar a niveles de entre 2 y 5 g N/l en algunos casos. La gran variación de los parámetros pone de manifiesto distintas prácticas de uso de agua. Granjas porcinas con una demanda de agua baja o moderada, generan descargas con un alto contenido de los contaminantes descritos en la Tabla 3. Por otro lado, granjas que demandan mayores volúmenes de agua, tienden a generar descargas más diluidas.

La tecnología más comúnmente aplicada por este sector pecuario para tratar sus aguas residuales son lagunas de oxidación. La gran mayoría de las instalaciones no cuenta con sistemas de aireación o diseños que permitan acelerar la digestión de la materia orgánica presente. Por lo tanto, estos sitios representan un serio foco de infección, emiten cantidades importantes de amoníaco y ácido sulfhídrico a la atmósfera; además, importantes escurrimientos terminan infiltrando altas concentraciones de amonio a los acuíferos de la zona colindante.

Los compuestos nitrogenados, en determinadas concentraciones, pueden afectar la salud, los recursos naturales y la economía. En la región del Valle del Yaqui, una de las zonas agrícolas más importantes para México, la contaminación del suelo y el agua es causada por las actividades humanas, dado que generan desechos sólidos y líquidos con altas cargas de nitrógeno, por eso se

Tabla 3. Características típicas de aguas residuales de granjas porcinas (Adaptada de Boursier et al. 2005)

Parámetro	Valor
pH	6.5-7.5
DQO total (g/l)	6-50
DQO soluble (g/l)	4.2-21.8
N-total (g/l)	2.1-4.8
N-NH ₄ ⁺ (g/l)	1.2-3.3
Sólidos totales (g/l)	8.5-53.9
Sólidos suspendidos totales (g/l)	8.2-42.5
Sólidos suspendidos volátiles (mg/l)	2.5-31.9

debe analizar el comportamiento de estos compuestos. Un balance realizado en el Valle del Yaqui arrojó que el sector pecuario contribuye con 97.67% de la contaminación nitrogenada de acuíferos, siendo por mucho el sector que más contamina. El sector agrícola aporta 1.49%, el urbano con 0.52% y el industrial con 0.32% de la contaminación total (González et al. 1997).

Además de los Sólidos Suspendidos Totales (SST) y el nitrógeno, existen otros contaminantes que deberán ser considerados en los efluentes de granjas porcinas, como el fósforo, coliformes y trazas de metales pesados, entre otros.

Vale la pena examinar entonces, algunas características de la producción porcina en particular y de los sistemas productivos agropecuarios en general que estimulan la generación y vertimiento de residuos al ambiente.

Con estos puntos en mente se puede determinar que la contaminación aparece como resultado de un proceso ineficiente o incompleto que no utiliza de manera apropiada los recursos que posee o que genera. Un contaminante, desde esta perspectiva, es un recurso en el lugar equivocado. Por lo tanto, es necesario idear estrategias que permitan recuperar estos recursos del cuerpo de agua que los contiene. A continuación se describe el proceso de digestión anaerobia y la producción de estruvita como alternativas para aprovechar los desechos generados de granjas porcinas.

Digestión anaerobia como alternativa de tratamiento

Cuando se descompone la materia orgánica por la acción de los microorganismos pueden obtenerse subproductos útiles. El tipo de subproducto obtenido depende de las condiciones en las que se produce la descomposición. En la naturaleza existen dos procesos que suponen la descomposición de materia orgánica:

- Proceso aerobio.- el oxígeno se utiliza para la descomposición de la materia orgánica.
- Proceso anaerobio.- no se utiliza oxígeno para la descomposición.

Los productos finales obtenidos son diferentes: mientras que en la descomposición aerobia se obtienen nitrato, sulfato y CO_2 , la descomposición

anaerobia arroja productos como amoníaco, sulfuro, humus y biogás (compuesto principalmente por CO_2 y CH_4).

El proceso de la digestión anaerobia consiste en una serie de reacciones que, en ausencia de oxígeno, degradan la materia orgánica hasta CH_4 y CO_2 como productos finales. Básicamente el proceso se puede dividir en tres pasos.

1. Acidogénesis
2. Acetogénesis
3. Metanogénesis

En la primera etapa, llamada acidogénesis, los polímeros y otras sustancias complejas son hidrolizadas y fermentadas para dar compuestos químicos simples, como el acetato que es el principal precursor del metano, otros ácidos orgánicos (propiónico, butírico, láctico, valérico, etc.), etanol e hidrógeno. En la segunda etapa, con las reacciones de acetogénesis, los ácidos grasos son transformados en ácido acético e hidrógeno. En la tercera etapa, se lleva a cabo la metanogénesis mediante dos tipos de reacciones; la acetoclástica, que consiste en la descarboxilación del ácido acético, y la hidrogenotrófica que consiste en la reducción del CO_2 con H_2 (Rodríguez-Rodríguez et al. 1993).

La fase acetogénica es el paso limitante para la descomposición final. La cantidad y composición de gas producido es también determinada por la concentración de los sustratos metanizables. La etapa de formación acética representa la parte más difícil del proceso de digestión de polímeros fácilmente degradables, pero también puede ser la etapa de hidrólisis el paso limitante para constituyentes pobremente biodegradables, como es el caso de los desechos porcinos. Sólo los polímeros pueden ser fácilmente transformados por los organismos de fermentación, a sustancias fácilmente susceptibles de atacar por grupos de bacterias sucesivas, para completar la descomposición a CO_2 y CH_4 (Rodríguez-Rodríguez et al. 1993).

Entre los sistemas biológicos, los tratamientos aerobios eran empleados en mayor proporción que los anaerobios hasta hace no mucho tiempo. Debido a que los primeros presentan ciertas

Tabla 4. Comparación entre sistemas aerobios y anaerobios de tratamiento de aguas residuales (con información de Rittman y McCarthy, 2001)

PARÁMETRO	AEROBIO	ANAEROBIO
Generación de calor	2840 KJ/mol de glucosa	393 KJ/mol de glucosa
Destino del carbono	50% se convierte en CO ₂ 40-50% se incorpora a biomasa bacteriana	95% se convierte en CH ₄ y CO ₂ 5% se convierte en biomasa bacteriana
Destino de la energía	60% se almacena en nueva biomasa 40% se pierde como calor	90% retenida en CH ₄ 3-5% perdida como calor 5-7% almacenada en biomasa
Consumo de energía	Alto	Bajo
Añadición de nutrientes	Alta, especialmente Nitrógeno	Mínima a nula
Tiempo de arranque	Corto	Largo
Avance de la tecnología	Tecnología establecida	En consolidación
Tolerancia a la temperatura	Amplio rango	Mayores de 15° C

características que los hacen más dependientes de insumos y energía para su funcionamiento, se debe el auge de los procesos anaerobios. La Tabla 4 presenta una comparación entre los dos tipos de sistemas.

Como se deduce de esta tabla, los sistemas anaerobios presentan notables ventajas frente a los aerobios en cuanto a la demanda de insumos y generación de energía, lo cual tiene implicaciones económicas importantes.

El proceso anaerobio utiliza la degradación natural microbológica de sustancias orgánicas en un ambiente libre de oxígeno. La eficiencia de eliminación de la materia orgánica es el resultado de una compleja cooperación de un grupo de bacterias degradando la materia orgánica a metano, CO₂, otros gases, sustancias minerales y H₂O. La cantidad de biogás producida es influenciada por varios parámetros (sí la tecnología especial es implementada, el proceso de degradación puede ser optimizado y acelerado). Cabe destacar la importancia de colectar el biogás y utilizarlo para evitar su emisión al ambiente por su impacto en el efecto invernadero.

El proceso anaerobio puede ser aplicado en cualquier tipo de aguas, sólidos y lodos residuales que mantengan materia orgánica biodegradable. Ha ocurrido un incremento en el uso de este proceso para el tratamiento de aguas residuales municipales,

industriales y agrícolas en países industrializados.

Otra gran ventaja de los sistemas anaerobios es la producción de biogás el cual tiene un alto nivel energético. El metano, principal componente del biogás, es el gas que le confiere las características combustibles al mismo. El valor energético del biogás por lo tanto estará determinado por la concentración de metano, y normalmente se encuentra alrededor de 20 y 25 MJ/m³, comparado con 33 a 38 MJ/m³ para el gas natural (Monroy y Viniegra, 1990).

En general, el biogás producido en un proceso anaerobio puede ser utilizado o convertido en la misma forma como otros gases combustibles. A pequeña y mediana escala, el biogás ha sido utilizado en la mayor parte de los casos para cocinar, mediante combustión directa en estufas simples. Sin embargo, también puede ser utilizado para iluminación, para calefacción y como reemplazo de la gasolina o el diesel en motores de combustión interna.

El biogás puede ser utilizado como combustible para motores a diesel y a gasolina, a partir de los cuales se puede producir energía eléctrica por medio de un generador. En el caso de los motores a diesel, el biogás puede reemplazar hasta el 80% del diesel (la baja capacidad de ignición del biogás no permite reemplazar la totalidad de este combustible en este tipo de motores que carecen de bujía para la

combustión). Por otra parte, en los motores a gasolina, el biogás puede reemplazar la totalidad de la misma. En general, en los proyectos a nivel agropecuario se le ha dado preferencia a los motores a diesel considerando que se trata de un motor más resistente y que se encuentra con mayor frecuencia en el medio rural (Cervantes y Yescas, 2004).

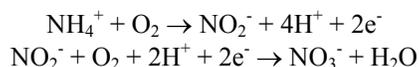
Es muy importante que el biogás, cuando es producido se queme, aunque preferiblemente debe ser usado como combustible, porque si se emite hacia la atmósfera será un gas peligroso por el efecto invernadero que produce. Hay actualmente un número de situaciones como éstas en diferentes países, principalmente en el sector industrial de tratamiento de aguas, donde el biogás producido no se usa del todo, o no es usado apropiadamente. Este es el caso particular, donde la producción de energía no ha sido el motivo de la instalación del tratamiento anaerobio. Esto no es únicamente un desperdicio de recursos económicos, también es una amenaza para la estabilidad del medio ambiente.

Una estrategia para lograr una mejor digestión de los desechos sólidos es la aplicación de altas temperaturas en el proceso. Las principales ventajas que ofrece la digestión anaerobia termofílica son: 1) una mejor eliminación de patógenos; y 2) una velocidad de hidrólisis más alta, lo cual se refleja en una mayor eficiencia en cuanto a la producción de biogás (Ghosh, 1987; Henry, 1987; van Lier, 1995).

Eliminación o recuperación de nutrientes de efluentes porcinos

Por otra parte, si lo que se persigue es reutilizar el agua tratada dentro de las mismas granjas, esto podría ser factible mediante la eliminación de los nutrientes remanentes (N y P) mediante un post-tratamiento. Para lograr la conversión del amonio (principal componente nitrogenado en las aguas residuales) hasta N₂, se requiere pasar por varias etapas basadas en diferentes estrategias de tratamiento. La primera etapa consiste en la conversión del amonio en nitrato por medio de un proceso aerobio llamado nitrificación que ocurre en

dos etapas (Gómez et al. 1995):

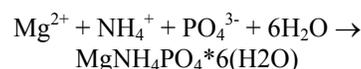


La siguiente etapa involucrada consiste en la reducción del nitrato a N₂, proceso llamado desnitrificación. La desnitrificación es un proceso que involucra varias etapas en las que se forman varios intermediarios (nitrito, óxido nítrico y óxido nitroso) antes de formarse el N₂:



La formación de estos intermediarios es indeseable por lo que es importante monitorear estos compuestos durante el proceso para poder medir la eficiencia del mismo. Entre los principales factores que afectan la acumulación de intermediarios en la desnitrificación están la relación C/N, el tipo de sustrato, el pH, entre otros (Cervantes et al. 1998; 2000; 2001; Her et al. 1995; Thomsen et al. 1994).

Otra estrategia que permite el aprovechamiento de los nutrientes (N y P) presentes en las aguas residuales porcinas, es la precipitación de los mismos en forma de estruvita. El estruvita es un mineral que contiene magnesio, amonio y fósforo de la sustancia cristalina blanca en las concentraciones molares iguales (MgNH₄PO₄·6H₂O). La estruvita se forma según la siguiente reacción general:



La precipitación del estruvita es controlada por el pH, el grado de sobresaturación, la temperatura y la presencia de otros iones, tales como calcio, y puede ocurrir cuando las concentraciones de los iones del magnesio, del amonio y del fosfato exceden el producto de solubilidad (denotado a menudo como K_{sp}) para la estruvita (Doyle y Parsons, 2002).

A continuación se presenta un estudio de caso de una granja porcina. Se realiza un balance de los productos que podrían generarse mediante el tratamiento y disposición adecuada de los efluentes de este sector productivo.

Balance de energético y de nutrientes en una granja porcina

Para llevar a cabo el balance de los tres nutrientes principales que salen del digestor anaerobio, se cuantificó la cantidad de desechos producidos por cada cerdo para estimar los residuos sólidos. En la Fig. 1 se muestra la cantidad de desechos generados en la granja de estudio, en función de la edad y peso del cerdo. La granja está ubicada en el Valle del Yaqui, estado de Sonora, en el noroeste de México (Cervantes y Yescas, 2004).

Con estos datos, se puede calcular la cantidad de residuos, los cuales se generan, en promedio, a razón de 256,219 kg/semana en base húmeda. Considerando que los desechos tienen un 90% de humedad, se tiene que son 25,621.9 kg/semana de desechos generados en base seca. Este dato se tomará en cuenta para realizar los balances de C, N y P.

Balance de carbono

Con el dato que se obtuvo de los desechos en base seca, y considerando que, de la cantidad de ellos, el 50% lo constituye el C (Monroy y Viniegra, 1990), y tomando como eficiencia del digestor un 50%, podemos obtener el biogás que se producirá:

$$\text{Biogás} = (25,621.9 \text{ kg/semana}) \cdot (0.5) \cdot (0.5) =$$

$$\text{Biogás} = 6,405.47 \text{ kg/semana}$$

Con lo anterior, y suponiendo que el 60% del biogás está constituido por metano, se calcula la cantidad de éste:

$$\text{CH}_4 = (6,405.47 \text{ kg C/semana}) \cdot (0.6)$$

$$* (16 \text{ kg CH}_4 / 12 \text{ kg C})$$

$$\text{CH}_4 = 5124.37 \text{ kg /semana}$$

De esta masa de metano, se puede calcular el volumen producido; para poder obtenerlo, se requiere conocer el número de moles. Conociendo el peso molecular del CH₄, se tiene que:

$$n = m / \text{PM} = (5124.37 \text{ kg}) / (16 \text{ kg/kmol})$$

$$n = 320.27 \text{ kmoles} = 3.20 \times 10^5 \text{ moles}$$

Sabiendo el número de moles, con la ley de los gases ideales, se calcula el volumen de metano, tomando una temperatura promedio de 25°C y una presión de 1 atm:

$$PV = nRT$$

$$V = nRT / P$$

$$V = [(3.20 \times 10^5 \text{ moles}) \cdot (0.082 \text{ lt-atm/}^\circ\text{K-mol})$$

$$\cdot (298 \text{ }^\circ\text{K})] / (1 \text{ atm})$$

$$V = 7.82 \times 10^6 \text{ lts} = 7,826.12 \text{ m}^3/\text{sem}$$

$$V = 1,118.02 \text{ m}^3/\text{d}$$

El volumen producido de metano es de 1,118.02 m³/d, lo que es equivalente a 423.17 litros de diesel, considerando que 1 m³ de biogás equivale a

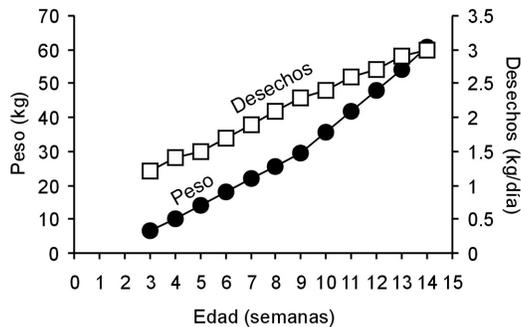


Fig. 1. Desechos producidos en una granja porcina en función del peso y edad de los animales (Adaptada de Cervantes y Yescas, 2004).

0.1 galones de diesel (Monroy y Viniegra, 1990). Esta cantidad de metano puede generar la cantidad de energía presentada en la Tabla 5. Como se observa, no toda la energía calorífica, obtenida de la quema del biogás, se convierte en electricidad. Los generadores de electricidad en base a combustión interna tienen una eficiencia del orden del 30%.

Balace de nitrógeno

Al igual que para hacer el balance de carbono, y sabiendo que de 8 a 13% de los desechos, en base seca, es nitrógeno (Rittman y Mc Carty, 2001), tomando un valor medio, podemos obtener el nitrógeno que se encuentra presente en la materia orgánica:

$$N = (25,621.9 \text{ kg/sem}) \cdot (0.1) = 2,562.19 \text{ kg N/sem}$$

Cuando los residuos entren al reactor, el 50% se van a digerir durante la generación de biogás y biomasa, formando nitrógeno amoniacal a partir de la hidrólisis de proteínas. La otra mitad del nitrógeno que originalmente se encontraba en el influente, saldrá en el efluente en forma de nitrógeno orgánico, el cual no participa en la formación de estruvita, como se detallará líneas abajo. Por lo tanto, la cantidad de nitrógeno que no tomará parte en la formación de estruvita es de 1281.09 kg a la semana.

Del 50% de materia orgánica que se va a digerir, el 90% se transformará en biogás y el restante 10% se incorporará en la biomasa del digestor, por lo que se estima que se producirán 1281.09 kg/semana de biomasa. De esta cantidad el 10% es nitrógeno, por lo que el nitrógeno consumido para crecimiento microbiano será:

$$N_{\text{consumido en crecimiento microbiano}} = (1281.09) \cdot (0.1) = 128.10 \text{ kg N/sem}$$

Con esto podemos calcular el nitrógeno en el efluente que es el que se podrá utilizar en la formación de estruvita, por lo que:

$$\begin{aligned} N_{\text{efluente}} &= N_{\text{influyente}} - N_{\text{consumido}} - N_{\text{orgánico}} \\ N_{\text{efluente}} &= 2562.19 - 128.10 - 1281.09 \\ N_{\text{efluente}} &= 1153 \text{ kg/semana de N-amoniacal} \end{aligned}$$

$$N_{\text{efluente}} = 164.71 \text{ kg/d}$$

Está es la cantidad de nitrógeno que puede participar en la formación de estruvita.

Balace de fósforo

El balance de fósforo es muy parecido al de nitrógeno, cambiando únicamente el porcentaje presente de este elemento en los desechos. El fósforo presente en los residuos de este tipo es 1% en base seca (Monroy y Viniegra, 1990), así se puede estimar la cantidad de fósforo en la materia orgánica de la siguiente manera:

$$P = (25,621.9 \text{ kg/semana}) \cdot (0.01) = 256.21 \text{ kg/sem}$$

El fósforo consumido es solo el 1% del que entra al digestor, y al igual que el nitrógeno, es utilizado como alimento para los microorganismos, por lo que el fósforo consumido será:

$$P_{\text{consumido}} = (256.21 \text{ kg/sem}) \cdot (0.01) = 2.56 \text{ kg/sem}$$

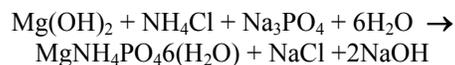
Para sacar el fósforo remanente, sólo hay que restar el fósforo consumido al presente:

$$\begin{aligned} P_{\text{salida}} &= 256.21 \text{ kg/semana} - 2.56 \text{ kg/semana} \\ P_{\text{salida}} &= 253.65 \text{ kg/semana} \end{aligned}$$

Por lo tanto, el fósforo que se obtendrá en el efluente del reactor es igual a 36.23 kg/día.

Producción de estruvita

Con los datos obtenidos anteriormente, y haciendo un balance estequiométrico, podemos calcular la cantidad de estruvita ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6(\text{H}_2\text{O})$) a producir, y las cantidades de fósforo y magnesio adicionales para lograr dicha producción. La estruvita es un precipitado mineral que ocurre en digestores anaerobios y sistemas ancilares de acuerdo a la siguiente estequiometría:



Como la relación entre los elementos ya mencionados (Mg, N y P), es equimolar con la estruvita, el cálculo se facilita en gran medida. Con

Tabla 5. Resultados de la producción diaria de biogás en la granja porcina de estudio (basado en datos obtenidos por Monroy y Viniegra, 1990).

Producción	Cantidad
Energía producida (kcal)	9,891,122.94 [*]
Electricidad generada (Kw-hr)	3450 [†]

^{*}Poder calorífico CH₄ = 8847 kcal/ m³. [†]Poder calorífico = 860 kcal/Kw-hr. Electricidad obtenida considerando una eficiencia del 30% del motor generador.

Tabla 6. Relación y proporción de compuestos involucrados en la producción de estruvita a partir de los desechos porcinos.

Compuesto	Cantidad (kg/d)
Mg(OH) ₂	682.37
NH ₄ Cl	629.42
Na ₃ PO ₄	1929.45
MgNH ₄ PO ₄ ·6(H ₂ O)	2882.42

Tabla 7. Cantidad de P y Mg requerido para producir estruvita.

Elemento	Cantidad (kg/d)
P	348.24
Mg	282.36

164.71 kg/d de nitrógeno que salen del digestor y realizando equivalencias con los pesos moleculares de los compuestos, se obtienen las cantidades que se muestran en la Tabla 6.

Sabiendo estos valores y de la misma manera en que se obtuvieron, se puede calcular la cantidad de P y Mg que se tiene que añadir al efluente para reaccionar con el nitrógeno (Tabla 7).

La cantidad de P necesaria para producir la estruvita es de 364.71 Kg/d, pero como del efluente salen 16.47 Kg/d de fósforo, como producto de la digestión, sólo es necesario añadir la diferencia de estas dos cantidades.

La estruvita ha sido aplicada en diferentes países (Alemania, Japón, Australia, entre otros) como fertilizante, obteniéndose muy buenos rendimientos en los cultivos estudiados (Doyle y Parsons, 2002). Por lo tanto, la recuperación de estos nutrientes de los desechos porcinos para su aplicación en agricultura representa una alternativa viable. Sin embargo, para efectuar el proceso de recuperación

de forma eficiente, es necesario eliminar la mayor parte de la materia orgánica, a través de la digestión anaerobia, previo a la etapa de recuperación de nutrientes (estruvita).

La literatura reporta varios casos exitosos en los que se ha aplicado la digestión anaerobia, en combinación con la recuperación de estruvita, para el tratamiento de efluentes de granjas porcinas. Los reportes indican que la aplicación de estos procesos han permitido eficiencias de eliminación de materia orgánica, N y P mayores al 90% (Wrigley et al. 1992; Celen y Türker, 2001; Munich y Barr 2001). Además, en algunos casos la calidad del efluente obtenido ha permitido el reuso del agua tratada para diferentes fines en granjas porcinas (Miles y Ellis, 2001). Los procesos de recuperación de estruvita que se han desarrollado permiten la recuperación de N y P en reactores muy compactos, ya que se requieren tiempos de reacción tan bajos como 4 minutos para obtener excelentes resultados de recuperación (Yoshino et al. 2003).

Por otra parte, los beneficios económicos derivados de la producción de estruvita del tratamiento de efluentes porcinos, son muy alentadores. En efecto, los costos estimados de la producción de estruvita, por la adición de magnesio y otros aditamentos, son de alrededor de 80 a 140 dólares por tonelada; mientras que las ganancias por la comercialización de la estruvita pueden llegar hasta los 200 dólares por tonelada (Doyle y Parsons, 2002). Por lo tanto, además del manejo sostenible que representa la aplicación de la digestión anaerobia y la recuperación de estruvita, en el tratamiento de aguas residuales porcinas, las ventajas económicas son muy evidentes.

El presente estudio es un claro ejemplo de lo que se puede generar con los desechos porcinos y los alcances que se obtienen mediante su tratamiento por digestión anaerobia. La aplicación de la digestión anaerobia para el tratamiento de los desechos porcinos no solamente puede convertirse en un mecanismo para contrarrestar la contaminación generada por este sector pecuario; sino también, en un área de oportunidad por los subproductos que podrían obtenerse en combinación con otros procesos, como la formación de estruvita.

Bibliografía

- Boursier, H., Béline, F. and Paul, E., 2005. Piggery wastewater characterisation for biological nitrogen removal process design. *Bioresource Technology* 96: 351-358.
- Castillo-Acosta, L.G., 2002. Estimación de la contaminación por nitrógeno derivada de la actividad humana en las aguas superficiales y subterráneas del Valle del Yaqui, Sonora. Tesis de Maestría en Ingeniería en Administración de Recursos Hidráulicos. Instituto Tecnológico de Sonora. México.
- Celen, I and Türker, M. 2001. Recovery of ammonia as struvite from anaerobic digester effluents. *Environmental Technology* 22: 1263-1272.
- Cervantes, F., Monroy, O. and Gómez, J., 1998. Accumulation of intermediates in a denitrifying process at different copper and high nitrate concentrations. *Biotechnology Letters* 20: 959-961.
- Cervantes, F.J. y Yescas-López, J.F., 2004. Estrategias para el aprovechamiento de desechos porcinos y su aplicación en la agricultura. Memorias del XXV Aniversario del programa en Ganadería, Colegio de Postgraduados. pp. 40-52.
- Cervantes, F.J., De la Rosa, D. and Gómez, J., 2001. Nitrogen removal from wastewaters at low C/N ratios with ammonium and acetate as electron donors. *Bioresource Technology* 79: 165-170.
- Cervantes, F.J., Pérez, J. y Gómez, J., 2000. Avances en la eliminación biológica del nitrógeno de las aguas residuales. *Revista Latino Americana de Microbiología* 42: 73-82.
- Doyle J.D. and Parsons S.A., 2002. Struvite Formation, Control and Recovery. *Water Research* 36(16): 3925-3940.
- Ghosh, S., 1987. Improved sludge gasification by two-phase anaerobic digestion. *Journal of Environmental Engineering*. 113: 1265-1284.
- Gómez-Hernández, J., Lema-Rodicio, J.M. y Méndez-Pampín, J.R., 1995. La nitrificación biológica con cultivos axénicos o lodos activados. *Ciencia* 46: 507-523.
- González, R., Marín, L.E. and Córdova, G., 1997. Hydrogeology and groundwater pollution of Yaqui Valley, Sonora, Mexico. *Geofísica Internacional*. 36(1): 49-54.
- Henry, M.P., Sajjad, A. and Ghosh, S., 1987. The effects of environmental factors on acid-phase digestion of sewage sludge. In: 42nd Purdue Industrial Waste Conference Proceedings, pp. 727-737. Lewis Publishers, Inc. Chelsea, Michigan, USA.
- Her, J. and Huang, J., 1995. Influences of carbon source and C/N ratio on nitrate/nitrite denitrification and carbon breakthrough. *Bioresource Technology* 54: 45-51.
- Miles, A. and Ellis, T.G. 2001. Struvite precipitation potential for nutrient recovery from anaerobically treated wastes. *Water Science and Technology* 43(11): 259-266.
- Monroy, O. y Viniegra, G., 1990. Biotecnología para el Aprovechamiento de los Desperdicios Orgánicos. AGT Editor. pp. 260. México.
- Munch, E.V. and Barr, K. 2001. Controlled struvite crystallisation from removing phosphorus from anaerobic digester sidestreams. *Water Research* 35: 151-159.
- Rittman, B.E. y McCarthy, P.L., 2001. Biotecnología del Medio Ambiente, principios y aplicaciones. Ed. McGraw-Hill. pp. 745. España.
- Rodríguez-Rodríguez, G., Rivera-Ramírez, R., Razo-Flores, E. y Bremauntz-Michavila, M.P., 1993. Algunos aspectos acerca del proceso de digestión anaerobia. Parte II: Bioquímica de la Metanogénesis. *Revista Latino Americana de Microbiología* 35: 459-468.
- Thomsen, J., Geest, T. and Cox, R., 1994. Mass spectrometric studies of the effect of pH on the accumulation of intermediates in denitrification by *Paracoccus denitrificans*. *Applied and Environmental Microbiology* 60: 536-541.
- Van Lier, J., 1995. Thermophilic anaerobic wastewater treatment; temperature aspects and process stability. Tesis Doctoral. Wageningen University. Wageningen, Holanda.
- Wrigley, T.J., Webb, K.M. and Venkitachalm, H. 1992. Laboratory study of struvite precipitation after anaerobic digestion of piggery wastes. *Bioresource Technology* 41: 117-121.
- Yescas, J. F. (2004) Generación de biogás a partir de desechos porcinos: balance energético de una granja". Tema de Sustentación para obtener el título de Ing. Químico. Instituto Tecnológico de Sonora.
- Yoshino, M., Yao, M., Tsuno H. and Somiya, I. 2003. Removal and recovery of phosphate and ammonium as struvite from supernatant in anaerobic digestion. *Water Science and Technology* 48(1): 171-178.