

## UTILIZACIÓN DE LOS DESECHOS DE LA PRODUCCIÓN DE HONGOS COMESTIBLES COMO CO-DIGESTOR PARA OBTENER BIOGÁS

B. Colavolpe<sup>1</sup>, G. Casanovas<sup>2</sup>, F. Reymundo<sup>3</sup>, F. Della Vecchia<sup>4</sup>, E. Albertó<sup>5</sup>, A. Iorio F. de.<sup>6</sup>

Cátedra de Química Analítica – Departamento de Recursos Naturales y Ambiente – Facultad de Agronomía - Universidad de Buenos Aires (FAUBA)

Instituto de Investigaciones Biotecnológicas IIB-INTECH (UNSAM-CONICET). Laboratorio de Micologías y Cultivo de Hongos Comestibles.

Chascomús – Buenos Aires

Tel. 02241-424049 e-mail: dannabel04@yahoo.com.ar

*Recibido: 13/08/12; Aceptado: 03/10/12*

**RESUMEN:** El presente trabajo plantea la posibilidad de utilizar los desechos de la producción del hongo comestible *Pleurotus ostreatus* en el proceso de biodigestión anaerobia. El uso potencial biotecnológico y en aplicaciones medioambientales de los hongos de podredumbre blanca (*Pleurotus spp*) para la biodegradación de la lignina se ha discutido ampliamente, y se han observado resultados favorables en el proceso de biodigestión. Los objetivos de este trabajo son: evaluar el proceso de co-digestión anaerobia con desechos de la producción de *P. ostreatus* cultivado en paja de trigo, caracterizar la producción de biogás y analizar la factibilidad de integrar la producción de hongos comestibles con la de biogás. Se utilizaron heces ovinas, paja de trigo y desechos resultantes de la producción de *P. ostreatus*. Se midieron variables físico-químicas, producción diaria y total de biogás. Los resultados permitieron evidenciar la importancia de la co-digestión para aumentar los rendimientos de los biodigestores anaerobios.

**Palabras clave:** Biogás, Co-digestión, Fermentación anaeróbica, Paja de trigo, *Pleurotus ostreatus*.

### INTRODUCCIÓN

En la actualidad, el mundo se encuentra en un período de crisis energética, próximo a alcanzar el límite máximo de producción (“pico de Hubbert”) estimado para el año 2015 en el caso del petróleo y para el año 2020 en el caso del gas natural (ASPO, 2011). Esto se ve reflejado en la progresiva disminución de la tasa de retorno energético (EROI), que es la relación producida en un proceso de extracción y la consumida para tal fin. En los años '70 el valor de EROI era de 50:1, mientras que en el 2006 fue de 18:1 (Gagnon *et al.*, 2009). La producción de biogás forma parte del conjunto de energías limpias que parcialmente pueden ayudar a remplazar el uso de combustibles fósiles y reducir el impacto ambiental partiendo de recursos renovables (Goberna *et al.*, 2010). El potencial de producción de biogás podría remplazar en un 20-30% el consumo total de gas natural. El contenido de metano del biogás otorga el valor combustible al gas, típicamente la digestión anaerobia de sólidos orgánicos biodegradables, contiene aproximadamente 60-65% de metano. Por otra parte, los residuos resultantes de la digestión anaeróbica son ricos en nutrientes (N y P) y pueden ser aplicados como fertilizantes reduciendo el uso de químicos.

La biotecnología anaeróbica ha sido reportada como una alternativa sostenible por el volumen de los residuos orgánicos que utiliza, reduce y estabiliza (Ersahin, 2011). Se utilizan distintos materiales orgánicos, y residuos de la agroindustria, algunos son resistentes a la digestión anaeróbica como es el caso de los sustratos lignocelulósicos, que están compuestos por una compleja y rígida matriz, muy resistente al ataque enzimático. Celulosa y hemicelulosa pueden ser degradadas en el proceso de digestión anaeróbica, no así la lignina (Zhong, 2011). La producción de biogás a partir de biomasa lignocelulósica se basa en la despolimerización de estos materiales en azúcares fermentables. Reducir su tamaño, alterarlos química o físicamente para mejorar la susceptibilidad de sus enlaces glucosídicos a la escisión ácida o enzimática, son métodos utilizados como pretratamientos (Blanch, 2011). El ensilaje y la preservación alcalina de materiales de cultivos frescos, como el maíz, resultan métodos útiles de pretratamiento para la producción de metano (Pakarinen, 2011). Actualmente se están investigando tratamientos biológicos con microorganismos o enzimas como mejoradores del proceso de digestión, no solo por la remoción de la lignina sino también por la remoción de componentes específicos como sustancias antimicrobianas. La degradación biológica de polímeros lignocelulósicos es llevada a cabo por diversas enzimas (amilasa, celulasa, proteasa, lipasa) que mejoran su biodigestibilidad en la producción de biogás. Taherzadeh y Karimi, (2008) observaron que la fermentación sólida de cáscaras de naranja con cepas de hongos (*Sporotrichum*, *Aspergillus*, *Fusarium* y *Penicillium*) aumentó la disponibilidad de componentes alimenticios y disminuyeron los niveles de sustancias antimicrobianas.

<sup>1</sup> Becaria Doctoral CONICET

<sup>2</sup> Ayudante Segunda FAUBA

<sup>3</sup> Ayudante Segunda FAUBA

<sup>4</sup> Ayudante Primera FAUBA

<sup>5</sup> Investigador Independiente CONICET

<sup>6</sup> Profesora Asociada FAUBA

Los hongos, por su capacidad hidrolítica y por su distribución, son los organismos lignocelulolíticos por excelencia. Secretan enzimas extracelulares que actúan sinérgicamente en la degradación de estos materiales e incorporan moléculas pequeñas que utilizan como fuente de materia y energía para su crecimiento. *P. ostreatus* degrada lignina de manera oxidativa, involucra enzimas como la lignina peroxidasa, manganeso peroxidasa y lacasas (Boyle, 1992). El uso potencial biotecnológico y en aplicaciones medioambientales de los hongos de podredumbre blanca (*Pleurotus* sp.) para la biodegradación de la lignina se ha discutido ampliamente (Assi, 2008). Taniguchi *et al.* (2005) evaluaron hongos de pudrición blanca (*Phanerochaete chrysosporium*, *Trametes versicolor*, *Ceriporiopsis subvermispora*, y *Pleurotus ostreatus*) como pretratamiento de la paja de arroz para mejorar las condiciones de los sustratos en producción de biogás (Taherzadeh y Karimi, 2008). Zhong *et al.* (2011) evaluaron un pretratamiento realizado con levaduras (*Saccharomyces cerevisiae* sp., *Coccidioides immitis* sp., *Hasenula anomala* sp.), bacterias celulolíticas (*Bacillus licheniformis* sp., *Pseudomonas* sp., *Bacillus subtilis* sp.), un hongo de pudrición blanca (*Pleurotus florida* sp.) y una bacteria ácido-láctica (*Lactobacillus deiliehi* sp.) sobre paja de arroz y obtuvieron resultados muy favorables en la producción de biogás, rendimientos mayores a 33%, aumentos de metano en 75% y reducciones en el tiempo de digestión anaeróbica del 34%. Zhong, *et al.* (2011) reportaron aumentos de CH<sub>4</sub> en 33 % tratando residuos del procesamiento de naranjas con cepas seleccionadas de hongos. Mackul'ak *et al.* (2010) evaluaron a un hongo que produce pudriciones en madera (*Auricularia auriculata-judae*) como pretratamiento en diferentes materiales lignocelulósicos, y observaron un 15 % en aumentos de biogás. Muthangya *et al.* (2009) utilizaron como pretratamiento al hongo *Trichoderma reesei* y a la cepa CCHT-1, y obtuvieron aumentos de 101% en el gas metano.

El cultivo de hongos comestibles es una actividad comercial de importancia mundial. En 2000 la producción mundial de hongos comestibles produjo la suma de 20.000 millones de dólares y se encuentra en continuo incremento (Chang, 2000); se estima actualmente en 6.000 millones de toneladas anuales. Varios han sido los factores que han contribuido a este proceso: a) la materia prima utilizada son desperdicios provenientes de la agroindustria que tienen poco valor comercial y son fáciles de adquirir (Rajaratnam *et al.*, 1991); b) el producto obtenido es un alimento de agradable aspecto y sabor, y con una alta calidad de proteínas que aportan gran parte de los aminoácidos esenciales para la dieta (Chang, 1991); c) algunas especies pueden ser cultivadas con tecnología relativamente sencilla y baja inversión. El género *Pleurotus* es muy versátil y posee un gran número de especies comestibles que crecen en diferentes condiciones ambientales y sustratos. Las especies de este género son en general fáciles de producir en desechos agrícolas, lo que facilita la producción con costos relativamente bajos (Lechner y Albertó, 2011).

En países de Europa como Italia, Alemania y Austria los sustratos son generalmente suplementados por cultivos energéticos, como los cereales o el maíz, que hacen más eficiente el proceso (Kolesárová, 2011). Amon *et al.* (2006) sugieren que la mezcla de diferentes sustratos (co-digestión) puede incrementar los rendimientos de la digestión. Nuevas investigaciones se orientan a explorar alternativas que minimicen la competencia entre biocombustibles y alimentos, con diferentes sustratos que actúan como co-digestores (Kumar *et al.*, 2009).

Los objetivos de este trabajo son: evaluar el proceso de co-digestión anaerobia con los desechos de la producción de *P. ostreatus*, caracterizar la producción de biogás y analizar la factibilidad de integrar la producción de hongos comestibles con la de biogás.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1 Obtención de Desecho de Hongo Comestible

#### 2.1.1 Preparación de *Pleurotus ostreatus*

Se utilizó una cepa de *Pleurotus ostreatus*, ICFC: 153/00 proveniente de la colección de cultivos fúngicos del IIB-INTECH. El inóculo se preparó en botellas de vidrio de 750 ml colocándose semillas de trigo (*Triticum durum*), que fueron hervidas con el agregado de 1 % w/w de carbonato de calcio (CaCO<sub>3</sub>). Las botellas fueron esterilizadas durante 1.5 horas, 121 °C y 1,2 Kg/cm<sup>2</sup>. Una vez frías, fueron inoculadas con una porción de 1 cm de diámetro de medio sólido agar papa glucosado (APG) con la cepa 153/00. Las botellas fueron incubadas a 25 °C en oscuridad con remoción periódica.

#### 2.1.2 Preparación de sustrato

Se utilizaron los métodos tradicionales para obtener fructificaciones con una cepa de *P. ostreatus* (Stamets, 1993; Albertó, 2008). Se emplearon bolsas de polipropileno de 20 x 45 cm con 1 kg de paja de trigo húmeda (70 % de humedad). La paja trigo (PT) fue picada previamente quedando pequeñas porciones de 1 cm de longitud. Se realizaron 10 repeticiones con el único agregado de 1 % de CO<sub>3</sub>Ca. Las bolsas fueron cerradas con algodón y un cilindro de PVC (polyvinylchloride), luego fueron esterilizadas con vapor en autoclave durante 2 h, 121°C y 1,2 Kg/cm<sup>2</sup>. Una vez frías, fueron inoculadas al 5% del peso húmedo. La incubación se realizó con temperatura controlada a 25 °C y oscuridad. El cuarto de producción se acondicionó a 20 °C, con ventilación, fotoperiodo de 9 h de luz fluorescente (20 W) y riego por aspersión automático durante 5 min, 8 veces/día, con % de humedad de 75 a 85. Las bolsas fueron trasladadas al cuarto de producción luego de permanecer 20 días en incubación. Fueron realizados 6 cortes (20 mm long.) en cada bolsa. Las primeras fructificaciones se obtuvieron después de 7 días desde su traslado. Se obtuvieron sucesivas oleadas productivas. Luego de permanecer las bolsas 3 meses en cuarto de producción fueron utilizadas para realizar el ensayo de producción de biogás.

### 2.2 Producción de biogás

#### 2.2.1 Sustratos para la digestión anaeróbica

Se utilizó estiércol ovino del tambo experimental de la Facultad de Veterinaria-UBA, paja de trigo de Pergamino, provincia de Buenos Aires, y desechos de la producción de hongos (según ítem 2). Todas las muestras fueron secadas a 105 ° C durante 24 hs (APHA, 1992) y tamizadas con malla de 2-mm. Se determinó el porcentaje de sólidos totales (ST), sólidos fijos (SF) y sólidos volátiles (SV) según APHA (1992) en los distintos sustratos empleados.

### 2.2.2 Diseño experimental y análisis físico-químicos

Como inóculo se utilizó el digestato (material obtenido de un biodigestor anaeróbico), incubado durante 30 días a 35°C ± 2°C, de un digestor de 100 litros de capacidad, en estable actividad metanogénica, alimentado con estiércol ovino; pH: 7,12, ST: 6,89% en base fresca (w/w) y SV: 71,42% en base seca. Se determinó el contenido inicial ST, SF, SV, conductividad eléctrica (Ce) y pH de las mezclas utilizadas en la biofermentación, según APHA (1992) (influyente).

El potencial de biogásificación anaeróbica de todas las muestras fue determinado según el método de Adani *et al.* (2001), modificado por Schievano *et al.* (2008) ajustando el periodo de incubación a 30 y 50 días. Se utilizaron botellas de plástico de 500 ml de capacidad. En cada una se colocó 400 g de la mezcla de sustratos e inóculo correspondiente, manteniéndose constante el porcentaje de sólidos totales en alrededor de 7% expresado masa en masa (m/m). La proporción de inóculo en los tratamientos fue de un 50% m/m, siendo el 50% restante correspondiente a los sustratos. Las botellas fueron colocadas sobre un recipiente con agua, la temperatura de los biodigestores se mantuvo constante durante todo el ensayo a 35 ± 2°C mediante el uso de 2 resistencias ubicadas en el recipiente con agua. A todas las botellas se les aplicó un flujo inicial de N<sub>2</sub> atmosférico. Los digestores no contaron con un sistema de homogenización continua del material a digerir. Se realizó agitación de los biodigestores previamente a cada medición de volumen biogás. Se utilizó agua acidulada (5% de ácido clorhídrico), para evitar que el CO<sub>2</sub> (componente del biogás) se disuelva en el agua y se altere la correcta medición (Yank, 2002) La duración del ensayo fue de 44 días. Las mediciones fueron realizadas cada 48 horas.

Se determinó el volumen de biogás producido en los distintos tratamientos mediante la medición del volumen de agua desplazado utilizando la metodología de Mena *et al.* (2007), adaptado por Della Vecchia *et al.* (2009).

Se realizaron 7 tratamientos: Tratamiento 1 (T1): 100% Estiércol, Tratamiento 2 (T2): 25% P. ostreatus Paja de Trigo, Tratamiento 3 (T3): 50% P. ostreatus + Paja de Trigo, Tratamiento 4 (T4): 100% P. ostreatus + Paja de Trigo, Tratamiento 5 (T5): 25% Paja de Trigo, Tratamiento 6 (T6): 50% Paja de Trigo, Tratamiento 7 (T7): 100% Paja de Trigo y el Inóculo (In). Fueron realizadas 3 repeticiones por cada tratamiento. La composición de las mezclas en los diferentes tratamientos se muestra en la Tabla 1.

	H2O (g)	Heces Ovinas (g)	Paja de Trigo (g)	Desecho Hongo (g)	Inóculo (g)
T1	85,12	14,88	-	-	200
T2	80,90	11,16	-	7,93	200
T3	76,69	7,44	-	15,87	200
T4	68,26		-	31,74	200
T5	86,88	11,16	1,96	-	200
T6	88,64	7,44	3,92	-	200
T7	92,16	-	7,84	-	200
Inóculo	-	-	-	-	200

Tabla 1: Composición de las mezclas en los diferentes tratamientos.

Con los resultados obtenidos se realizó un análisis estadístico de varianza con medidas repetidas: Modelo de dos factores, con medidas repetidas en un factor, con un nivel de significancia de 0,05. Modelo con un factor inter-sujetos: TRATAMIENTOS, con un grupo de sujetos en cada nivel de factor (8 niveles en total: T1, T2, T3, T4, T5, T6, T7 e In) y un factor intra-sujetos (por cuyos niveles pasan todos los sujetos): TIEMPO. Se utilizó el programa estadístico SPSS (Statistic Syntax Editor). También se realizó una comparación de medias con un análisis de varianza (ANOVA) de una vía en el día del pico de producción de T4, a los 6 días que coinciden con la tercera medición.

## **3. RESULTADOS Y DISCUSION**

### 3.1 Composición química de los sustratos utilizados en la digestión anaerobia

En la Tabla 2 se presenta el contenido de sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV) y sólidos fijos (SF) de los sustratos utilizados para realizar las mezclas en los distintos tratamientos. La paja de trigo degradada por P. ostreatus presenta valores ampliamente inferiores de ST, SV y SF en relación a la paja de trigo sin degradar (Tabla 2). Tsang et al, 1987 reportaron que Pleurotus sajor-caju, P. sapidus, P. cornucopiae, y P. ostreatus, cultivados en paja de trigo sin suplementos redujeron un 18% en promedio el peso de la paja.

	ST	SV	SF
Inóculo (In)	6,89 ± 0,67	4,93 ± 0,54	1,96 ± 0,12
Paja de Trigo (PT)	95,19 ± 0,11	88,78 ± 0,07	6,41 ± 0,06
Estiércol ovino	46,33 ± 0,66	33,64 ± 0,98	12,69 ± 0,32
PT degradada por <i>P. ostreatus</i>	21,73 ± 2,07	18,63 ± 1,81	3,09 ± 0,28

Tabla 2: Contenido de sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV) y sólidos fijos (SF;) de los diferentes sustratos utilizados en los diferentes tratamientos.

### 3.2 Volúmenes acumulados y diarios de biogás, rendimientos de las mezclas digeridas anaeróbicamente

Se han encontrado diferencias en cuanto al volumen acumulado de biogás, expresado en ml por Kg de materia seca (MS), resultado de la composición de las mezclas digeridas. T4 resultó ser el tratamiento que mayor producción de biogás acumulado presentó (402.015,24 ml/(kg MS), le siguió en orden decreciente T7 con un valor de producción acumulada de 384.123,92 ml/(kg MS). Los cultivos anuales son ampliamente utilizados en los sistemas más eficientes de producción de biogás, ya que aportan gran cantidad de energía, azúcares para los microorganismos involucrados en el proceso de biodigestión. El silo de maíz es considerado entre los cultivos energéticos el de mayor potencial de rendimiento en producción de biogás (Tong *et al.*, 1990). En este caso la paja de trigo utilizada fue de excelente calidad y tuvo efectos que resultaron favorables al proceso de biodigestión. Los tratamientos con menores rendimientos acumulados fueron In con 64.830 ml/(kg MS) y T1 con 101.223,67 ml/(kg MS) mientras que el resto de los tratamientos mostraron valores intermedios de biogás acumulado (Figura 2).

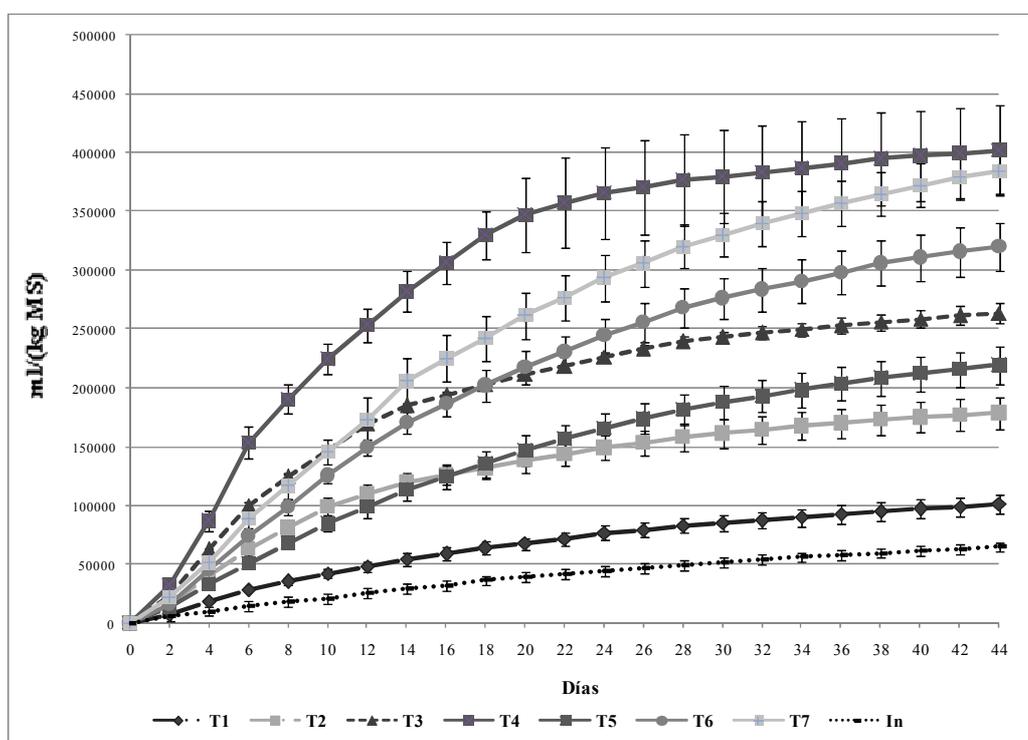


Figura 2: Producción de Biogás acumulada (ml/(kg MS)) en función del tiempo en días en los distintos tratamientos.

En la Figura 3 se observa la producción diaria de biogás durante el ensayo (ml/(kg MSdía)). El efecto del factor tiempo resultó significativo, así como también el efecto del factor tratamiento (el nivel crítico asociado al estadístico F resultó menor a 0,05). La interacción Tiempo/Tratamiento también resultó tener efectos significativos.

T4 concentró la mayor producción entre el segundo y el octavo día del ensayo. El máximo rendimiento a lo largo del ciclo en T4 se obtuvo al día 6, en la tercera medición de volumen de biogás (valor medio: 66.338,05 ml/(kg MSdía)) (Figura 3). El análisis estadístico mostró que la producción de T4, en el día 6, es significativamente diferente al resto de los tratamientos. T1 resultó ser similar a In y a T5. T2 no mostró diferencias significativas con T6 y T5, así como tampoco se observaron diferencias entre T3, T6 y T7 en este punto de análisis. El rendimiento de T4 en el día 6 resultó un 43,93 % mayor que T7 (tratamiento siguiente a T4 en valor acumulado de producción de biogás) y un 92,56 % mayor que In (segundo tratamiento con mayor valor).

Los pretratamientos con *P. ostreatus* resultaron en una degradación selectiva de lignina por sobre los componentes holocelulósicos y aumentó la susceptibilidad de la paja de arroz a la hidrólisis enzimática (Taherzadeh and Karimi, 2008). Sin embargo contemplando el ciclo total de producción de biogás, T4 presentó un 4,451 % y un 83,874 % más de rendimiento acumulado que T7 e In respectivamente; no mostrando diferencias significativas con T7, pero sí con el resto de los tratamientos. Según Tsang et al, 1987 la digestibilidad de la celulosa de la paja de trigo residual después de la cosecha de *Pleurotus ssp.* fue generalmente menor que la de la paja original y según los autores no parece factible producir de forma simultánea fructificaciones de *Pleurotus* y un residuo altamente deslignificado de paja de trigo.

No hubo diferencias entre los tratamientos que mostraron menores rendimientos (In y T1). Tampoco se observaron diferencias significativas entre T2, T3, T5 y T6.

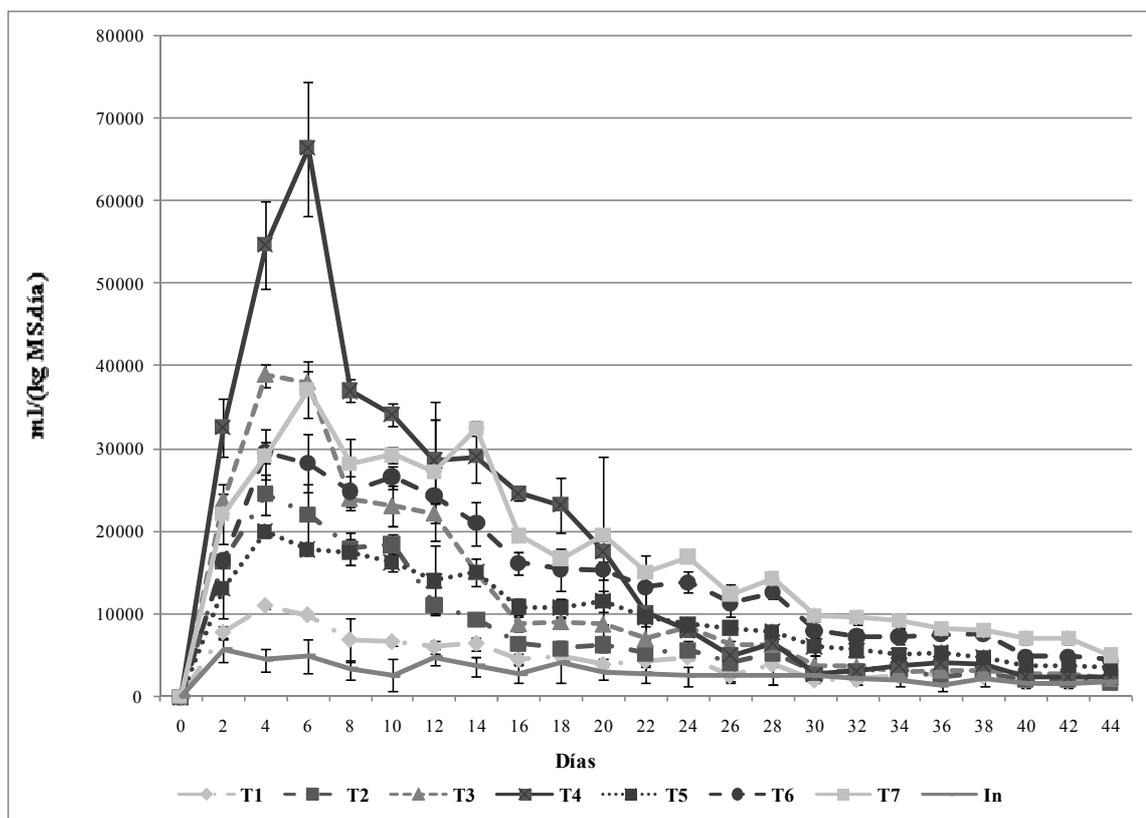


Figura 3: Producción diaria de Biogás (ml/(kg MS día)).

#### 4. CONCLUSIONES

Se pudo observar que los desechos de la producción del hongo comestible *P. ostreatus* cultivado en paja de trigo puede utilizarse como co-digestor para la obtención de biogás, proporcionando altos rendimientos relativos. Si bien la paja de trigo tiene varios usos, uno de ellos es la producción del hongo *P. ostreatus*, los desechos de este proceso productivo no tienen valor comercial. A partir de este trabajo se pudo evidenciar la posible integración de ambos procesos. Además, se observaron claras diferencias en los picos de producción diaria entre el tratamiento que contenía 100% Paja de Trigo degradada por *P. ostreatus* y 100% Paja de Trigo. A modo práctico esto tiene gran importancia ya que significaría que este material podría utilizarse para producir biogás con tiempos de retención hidráulica menores a la paja de trigo. Menores tiempos de retención permiten biodigestores de menor tamaño, reduciendo considerablemente los costos de producción de biogás.

#### REFERENCIAS

- Adani F., Calcaterra E. y Malagutti L. (2001). Preapration of a test for etimating biogas production from pretreated urban waste. The Sustainable Landfill, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita de Paula, Cagliari, Italy. CISA, Cagliari, Italy, 571-577.
- Albertó, E. & L. Gasoni 2003. Producción de hongos en la Argentina. IDIA XXI 5: 70-76.
- Albertó, E. 2008. Cultivo Intensivo de los Hongos Comestibles. Hemisferio Sur. Buenos Aires. 265 pp.
- Amon T. H., Amon, B., Kryvoruchko, V., Bodiroza, V., Potsch, E. y Zollitsch, W. (2006). Optimizing methane yield from anaerobic digestion of manure: Effects of dairy systems and of glycerine supplementation. International Congress Series 1293, 217-220. Assi, J. A. and King, A. J. 2008. Manganese Amendment and *Pleurotus ostreatus* Treatment to Convert Tomato Pomace for Inclusion in Poultry Feed. Poultry Science. 87:1889-1896
- Association for the study of Peak Oil & Gas (ASPO). 2011. En <http://www.aspousa.org>

- APHA – America Public Health Association, 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 18th edition. APHA, Washington, DC.
- Blanch, H. W, Simmons, B. A. and Klein-Marcuschamer, D. 2011. Biomass deconstruction to sugars. *Biotechnol J.* 6(9):1086-102.
- Boyle, C. D., Kropp, B. R. and Reid, A. I. D. 1992. Solubilization and Mineralization of Lignin by White Rot Fungi. *APPLIED AND ENVIRONMENTAL MICROBIOLOGY*, 58(10): 3217-3224.
- Chang, S. 1991. Cultivated mushrooms. in Aurora, D. Mukerji, K. & Marth, E. Dekker (Eds), *Handbook of Applied Mycology III*, inc. New York, 221-240.
- Chang, S. 2000. Global impact of edible and medicinal mushrooms on human welfare in the 21st century: no green revolution. *Int. J. Medic. Mushrooms.* 1: 1-7.
- Della Vecchia F., Bargiela M., Casanovas G., Reymundo F., Roca J. E., Ferrero J. C., Fernández G., Serafini R., Arreghini S. y Iorio A. F. de. (2009). Vías para la integración de tecnologías de tratamiento de residuos agropecuarios y producción de biocombustibles. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente* 13, 1, 9-13.
- Ersahin, M. E. et al. 2011. Biomethane Production as an Alternative Bioenergy Source from Codigesters Treating Municipal Sludge and Organic Fraction of Municipal Solid Wastes. *Journal of Biomedicine and Biotechnology.* doi:10.1155/2011/953065
- Gagnon N., Charles A. S. y Brinker L. (2009). A Preliminary Investigation of Energy Return on Energy Investment for Global Oil and Gas Production. *Energies* 2009, 2, 490-503; doi: 10.3390/en20300490.
- Goberna, M. et al. 2010. Adaptation of Methanogenic Communities to the Cofermentation of Cattle Excreta and Olive Mill Wastes at 37°C and 55°C. *APPLIED AND ENVIRONMENTAL MICROBIOLOGY*, 76(19): 6564–6571.
- Kolesárová, N. et. al. 2011. Utilization of Biodiesel By-Products for Biogas Production. *Journal of Biomedicine and Biotechnolog.* doi:10.1155/2011/126798
- Kumar, B., Hiremath R. B., Balachandra P. y Ravindranath N. H. 2009. Bioenergy and food security: Indian context. *Energy for Sustainable Development*, 13 (4): 265-270.
- Lechner, B. E. y Albertó, E. 2011. Search for new naturally occurring strains of *Pleurotus* to improve yields. *Pleurotus albidus* as a novel proposed species for mushroom production. *Rev Iberoam Micol.* 28(4): 148-154.
- Mackul'ak, T. Prousek, J. and Bodik, I. 2010. Possibility of Biogas Production Increasing by the Use of Pretreated hay and leaves with the Utilization of wood-rotting fungi. *Third International Symposium on Energy from Biomass and waste.* Venice, Italy. 8-11.
- Menna, M. et al. 2007. Metodología de bajo costo para la cuantificación de biogás en biodigestores de laboratorio. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente.* 11: 08.107-08.113.
- Muthangya, M. et al. 2009. Two-Stage Fungal Pre – Treatment for Improved Biogas Production from Sisal Leaf Decortication Residues. *Int. J. Mol. Sci.* 10: 4805-4815.
- Pakarinen, A. et al. 2011. Evaluation of preservation methods for improving biogas production and enzymatic conversion yields of annual crops. *Biotechnology for Biofuels.* 4:20
- Rajarathnam, S. & Zakia Bano, 1991. Biological utilization of edible fruiting fungi. in D. Aurora, K. Mukerji & M. E. Dekker (Eds), *Handbook of Applied Mycology.* Inc. New York. 3: 241-292.
- Stamets, P. S. 1993. *Growing Gourmet and Medicinal Mushrooms.* Berkeley: Ten Speed Press.
- Schievano A., Pognani M., D'Imporzano G. y Adani F. (2008). Predicting anaerobic biogasification potencial of ingestates and digestates of a full-scale biogas plant using chemical and biological parameters. *Bioresource Technology* 99, 8112-8117.
- Taherzadeh, M. J. and Karimi, K. 2008. Pretreatment of Lignocellulosic Wastes to Improve Ethanol and Biogas Production: A Review. *Int. J. Mol. Sci.* 9: 1621-1651.
- Taniguchi, M. et al. 2005. Evaluation of pretreatment with *Pleurotus ostreatus* for enzymatic hydrolysis of rice straw. *J Biosei.* 100:637-43.
- Tong, X., Smith, L. H. y McCarty, P. L. (1990). Methane fermentation of selected lignocellulosic materials. *Biomass* 21, 239-255.
- Tsang, L. J., Reid, I. D., Coxworth, E. C. (1987). Delignification of Wheat Straw by *Pleurotus* spp. under Mushroom-Growing Conditions. *APPLIED AND ENVIRONMENTAL MICROBIOLOGY.* 53, 6, 1304-1306.
- Yank, L.; P. Martina and J. Corace. 2002. Determinación de CO<sub>2</sub> en diferentes muestras de gas mediante el uso del aparato Orsay, Grupo de Investigación de Energías Renovables (GIDER), Dpto. de Termodinámica – Facultad de Ingeniería – UNNE, Resistencia – Chaco – Argentina.
- Zhong, W., et. al. 2011. Effect of biological pretreatments in enhancing corn straw biogas production. *Bioresource Technology*, doi: 10.1016/j.biortech. 2011.09.077

## ABSTRACT

This paper discusses the possibility of using waste from the production of edible mushroom *Pleurotus ostreatus* in the process of anaerobic digestion. Biogas production from lignocellulosic biomass requires the depolymerization of these materials into fermentable sugars by methanogenic bacteria responsible for this natural process. The potential use in biotechnology and environmental applications of white-rot fungi (*Pleurotus* spp) for the biodegradation of lignin has been widely discussed, and favorable results have been observed in the process of bio-digestion. The objectives of this work are: to evaluate the process of anaerobic co-digestion of waste production of *P. ostreatus* grown on wheat straw, characterize the biogas production and analyze the feasibility of integrating the production of edible fungi with biogas. Sheep feces were used, wheat straw and waste from the production of *P. ostreatus*. Physico-chemical variables and the total daily production of biogas were measured. The results revealed the importance of co-digestion and the feasibility of using wheat straw and wheat straw degraded by mushrooms to increase the yields of anaerobic digesters.

**Keywords:** Anaerobic fermentation, Biogas, Co-digestion, *P. ostreatus*, Wheat straw.