

a escala industrial: Efecto de la co-digestión con residuos agroalimentarios

F. Carrasco^{1*}, M. Majone² y M. Beccari²

¹Departamento de Ingeniería Química, Agraria y Tecnología Agroalimentaria. Universidad de Girona.

Av. Lluís Santaló, s/n. 17071 Girona.

²Departamento de Química. Università di Roma «La Sapienza». Piazzale Aldo Moro, 6. 00185 Roma (Italia).

Full Scale Thermophilic Anaerobic Digestion of Sludge: Effect of Co-digestion with Agro-industrial Wastes

Digestió anaeròbia termòfila de fangs a escala industrial: Efecte de la co-digestió amb residus agroalimentaris

Recibido: 23 de febrero de 2008; aceptado: 19 de mayo de 2008

RESUMEN

Se ha llevado a cabo un estudio en un digestor industrial de 2500 m³ con el fin de mejorar la gestión medioambiental de efluentes líquidos y residuos sólidos en una fábrica de alimentos precocinados pasando de la digestión anaerobia de los fangos procedentes del tratamiento de aguas residuales a la co-digestión anaerobia en presencia de residuos agroalimentarios de la misma fábrica, funcionando ambos procesos en condiciones termófilas. El objetivo de tal acción ha sido minimizar la cantidad de residuos a tratar en la misma fábrica (o a enviar fuera de la misma para su gestión ulterior) y, también, recuperar la energía presente en tales residuos mediante generación de biogás. Se ha demostrado que la sustitución de fango por residuos agroalimentarios no merma la producción de biogás, al haberse demostrado que el caudal de biogás permanece prácticamente constante (1678 ± 99 m³/día y 1623 ± 147 m³/día, medidos en condiciones estándar de 1 bar y 0 °C, para la digestión y co-digestión, respectivamente). Ahora bien, la co-digestión fue más eficaz en lo que a eliminación de sólidos se refiere y el rendimiento de eliminación de sólidos totales aumentó del 58,8% (digestión) al 65,0% (co-digestión) y el rendimiento de eliminación de sólidos volátiles se incrementó del 66,9 al 72,8%. Así pues, se ha demostrado el buen funcionamiento del digestor anaerobio termófilo al añadir residuos agroalimentarios al fango con el que operaba habitualmente. Mediante análisis lineal múltiple ha sido posible predecir el caudal de biogás y el rendimiento de eliminación de sólidos en función de diferentes variables de proceso.

Palabras clave: Digestión anaerobia termófila. Escala industrial. Fango. Co-digestión. Residuos agroalimentarios. Biogás. Modelos empíricos.

SUMMARY

A full scale (2500 m³) study has been performed to improve waste management in an agro-industrial factory of frozen food, by upgrading the thermophilic anaerobic digestion of sludges (from wastewater treatment) toward co-digestion of sludges and agro-industrial solid wastes (mainly wastage of pre-cooked food). The aim was to minimize the amount of wastes to be treated or disposed of out of the factory and to recover energy from wastes, so making the waste management less costly and more environmentally sound. Indeed, biogas flow rate remained quasi constant (1678 ± 99 and 1623 ± 147 m³/day (standard temperature and pressure, i.e. 0°C and 1 bar), for digestion and co-digestion, respectively). On another hand, total solids removal yield increased from 58.8 to 65.0% and volatile solids removal yield from 66.9 to 72.8%. Therefore, the addition of agro-industrial wastes confirmed the good performance under thermophilic conditions. By means of multiple linear regression analysis it was possible to predict biogas flow rate and removal yield as a function of various process variables.

Key words: Thermophilic anaerobic digestion. Full scale digester. Sludge. Co-digestion. Agro-industrial wastes. Biogas. Empirical models.

* Autor para la correspondencia.

Tel.: 972 41 84 61; Fax: 972 41 83 99

E-mail: felix.carrasco@udg.edu

RESUM

S'ha dut a terme un estudi en un digestor industrial de 2500 m³ amb la finalitat de millorar la gestió ambiental dels efluentes líquids i residus sòlids d'una fàbrica d'aliments pre-cuinats, passant de la digestió anaeròbia termòfila dels fangs procedents del tractament d'aigües residuals a la co-digestió amb residus agroalimentaris de la mateixa fàbrica. L'objectiu d'aquesta iniciativa va ser minimitzar la quantitat de residus sòlids a tractar (o a enviar fora de la fàbrica per a la seva gestió ulterior) i també recuperar llur contingut energètic mitjançant la generació de biogàs. S'ha demostrat que la incorporació de residus va permetre mantenir pràcticament el mateix cabal de biogàs (1678 ± 99 m³/dia i 1623 ± 147 m³/dia, mesurats en condicions estàndard d'1 bar i 0 °C, per a la digestió i co-digestió, respectivament). Ara bé, la co-digestió ha estat més eficaç que la digestió des del punt de vista d'eliminació de sòlids: el rendiment d'eliminació de sòlids totals va augmentar del 58,8 % al 65,0 % i el rendiment d'eliminació de sòlids volàtils es va incrementar del 66,0 % al 72,8 %. En conseqüència, s'ha pogut demostrar el bon funcionament del digestor anaerobi termòfil després d'afegir residus agroalimentaris al fang amb el qual operava habitualment. Mitjançant anàlisi lineal múltiple, s'ha correlacionat el cabal de biogàs i el rendiment d'eliminació de sòlids en funció de diferents variables de procés.

Mots clau: Digestió anaeròbia termòfila. Escala industrial. Fang. Co-digestió. Residus agroalimentaris. Biogàs. Models empírics.

INTRODUCCIÓN

La digestió anaeròbia de residus sòlids es un método atrayente puesto que combina una excelente estabilización de los residuos y una recuperación importante de energía a través de la producción de biogás⁽¹⁻³⁾. En la digestió anaeròbia de residuos, la materia se hidroliza para luego fermentar, mediante bacterias acidogénicas de rápido crecimiento, a acetato y otros ácidos grasos volátiles. Éstos últimos se oxidan por bacterias acetogénicas de lento crecimiento en acetato, hidrógeno y dióxido de carbono, que son substratos idóneos para las bacterias metanogénicas de lento crecimiento⁽⁴⁾. Puesto que la velocidad de crecimiento de los metanógenos es lenta, el tiempo de residencia de la biomasa es alto y se consigue una buena estabilización del residuo.

Hasta hace poco tiempo, la digestió anaeròbia se ha utilizado frecuentemente para la estabilización del exceso de fango aerobio procedente de plantas de tratamiento de aguas residuales. Ahora bien, la digestió anaeròbia de fangos requiere plantas de tratamiento suficientemente grandes (habitualmente para más de 100.000 habitantes), ya que se necesitan tratar grandes volúmenes. Por otro lado, generalmente vienen operando a bajas cargas orgánicas (<1 kg sòlidos volátiles/m³·d). Ya se ha demostrado que la digestió anaeròbia es una tecnología adecuada y económicamente rentable para el tratamiento de residuos sòlidos⁽⁵⁻⁹⁾. Los inconvenientes actuales de la digestió anaeròbia respecto a la aerobia son: mayor inversión inicial, personal cualificado y posible necesidad de un post-tratamiento aerobio. Por estas razones, los municipios tienden a preferir el tratamiento aerobio⁽⁶⁾. Por otro lado, la digestió anaeròbia presenta mayor atractivo medioambiental, debido a la recuperación de energía (a partir del biogás) y menores emisiones de compuestos volátiles a la atmósfera. En la literatura existen diversos trabajos sobre metanogénesis de residuos agrícolas y agroindustriales: suero de

leche⁽⁷⁾, hierba⁽⁸⁾, alpechines⁽⁹⁻¹⁰⁾, purines⁽¹¹⁾, pulpa de remolacha y pulpa de patata⁽¹²⁾, y efluentes de levadura del pan⁽¹³⁾. Otros procesos relacionados con la co-digestió de diversos residuos han sido recientemente estudiados: aguas negras y residuos domésticos⁽¹⁴⁾, fracción orgánica de los residuos sòlidos urbanos y fango secundario proveniente de plantas de aguas residuales municipales⁽¹⁵⁾. Debe, también, tenerse en cuenta que la digestió anaeròbia de residuos agroalimentarios puede plantear importantes problemas, debido a la rápida acidificación, desequilibrio de nutrientes y posible presencia de compuestos inhibitorios, entre otros factores⁽¹⁶⁾. A pesar de que una gran parte de la literatura científica se ha dedicado hasta hace poco tiempo a los tratamientos en condiciones mesófilas, vale la pena resaltar que los procesos en condiciones termófilas están ganando cada vez mayor interés⁽¹⁷⁻³¹⁾.

El objetivo de este trabajo ha consistido en mejorar la gestión del tratamiento de fangos (provenientes de la planta de tratamiento de aguas residuales) en una fàbrica de alimentos precocinados y congelados, pasando de la digestió de fangos (que eran las condiciones habituales) a la co-digestió con residuos agroalimentarios. De esta manera, se ha pretendido minimizar la cantidad de sòlidos a ser tratados en la misma fàbrica o enviados fuera para su gestión así como recuperar la energía procedente de tales residuos, a través del biogàs que se genera (ver figura 1).

PARTE EXPERIMENTAL

Planta de tratamiento de aguas residuales

Las características del agua residual son: caudal = 300 m³/día, DQO = 2300-20100 kg/día, contenido en lípidos = 125-1250 kg/día. El fango activo procedente del sedimentador secundario se recicla parcialmente a la unidad de flotación y la otra parte va al reactor aerobio. De la unidad de flotación sale el fango espesado (caudal = 50-60 m³/día y contenido en sòlidos totales = 4-5 %), que se alimenta al digestor anaerobio, conjuntamente con los residuos agroalimentarios triturados y diluidos.

Digestor anaerobio

El digestor de 2500 m³ ya existía y fue diseñado con el fin de estabilizar el fango procedente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la fàbrica. Operaba habitualmente en condiciones mesófilas y el control de temperatura se efectuaba mediante recirculación interna del fango a través de un intercambiador de calor externo. En este estudio, se ha procedido al funcionamiento en condiciones termófilas, habiendo sido la temperatura media de 50,7 ± 0,2 °C y 53,1 ± 0,4 °C, para la digestió del fango y co-digestió con residuos agroalimentarios, respectivamente. La mezcla dentro del digestor venía asegurada mediante dos agitadores (uno horizontal y otro vertical) así como por la recirculación interna del biogàs generado (55 % de metano y 45 % de dióxido de carbono, según mediciones efectuadas ocasionalmente).

Caracterización de la alimentación y del efluente

Tanto la alimentación como los efluentes del digestor anaerobio se analizaron durante todo el período de estudio (aproximadamente 10 meses). El pH se midió potenciométricamente, y los sòlidos totales (ST) y sòlidos volátiles (SV) mediante gravimetría. La demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno total Kjeldhal y nitrógeno orgánico se evaluaron siguiendo procedimientos estándar⁽³²⁾. Los lípidos y los ácidos grasos volátiles se determinaron mediante cromatografía gaseosa, los hidratos de carbono por

PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

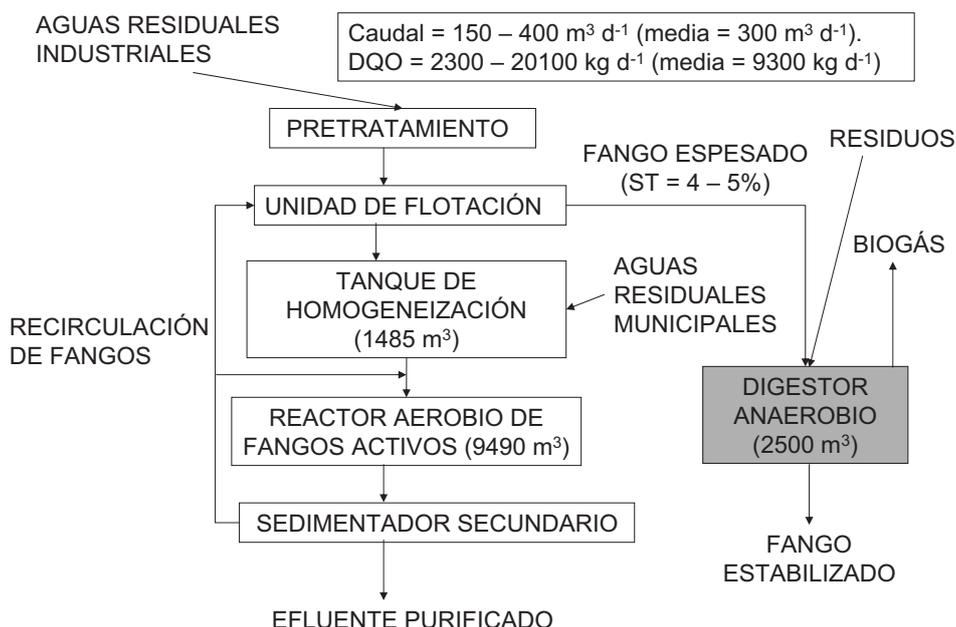


Figura 1. Diagrama de flujo del proceso de tratamiento de aguas residuales de la fábrica agroalimentaria estudiada.

espectrofotometría. Las proteínas se determinaron como 6,25 veces el contenido en nitrógeno orgánico.

Los residuos agroalimentarios utilizados para la co-digestión fueron: alimento pre-cocinado A (sólidos totales = 42,5 %, hidratos de carbono = 25,8 %, proteínas = 7,6 %, lípidos = 7,9 %, DQO = 336 kg/m³, nitrógeno total = 1,69 % y cenizas = 2,1 %) y alimento pre-cocinado B (sólidos totales = 32,4 %, hidratos de carbono = 23,7 %, proteínas = 6,6 %, lípidos = 3,8 %, DQO = 368 kg/m³, nitrógeno total = 1,63 % y cenizas = 1,3 %).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Una vez estabilizada la temperatura, se llevó a cabo la digestión del fango en condiciones termófilas (102 días, $T = 50,7 \pm 0,2$ °C), tras lo cual se procedió a la co-digestión con residuos agroalimentarios en condiciones también termófilas (79 días, $T = 53,1 \pm 0,4$ °C). La figura 2 ilustra la variación de la temperatura a lo largo del tiempo para las dos fases (digestión y co-digestión).

Tal como ilustra la figura 3, la carga orgánica de la alimentación varió sobremanera a lo largo de la experimentación (generalmente entre 0,4 y 1,8 kg ST/m³·d, con valores punta de hasta 2,4 kg ST/m³·d. Las variaciones de la carga orgánica de un día al otro eran, a menudo, superiores al 100 %, debido a variaciones independientes del caudal y del contenido en sólidos totales de la alimentación. El caudal de alimentación varió generalmente entre 25 y 100 m³/día (ver figura 4), con valores punta de 125 m³/día. Por otro lado, el contenido en sólidos totales de la alimentación se encontró habitualmente en el inter-

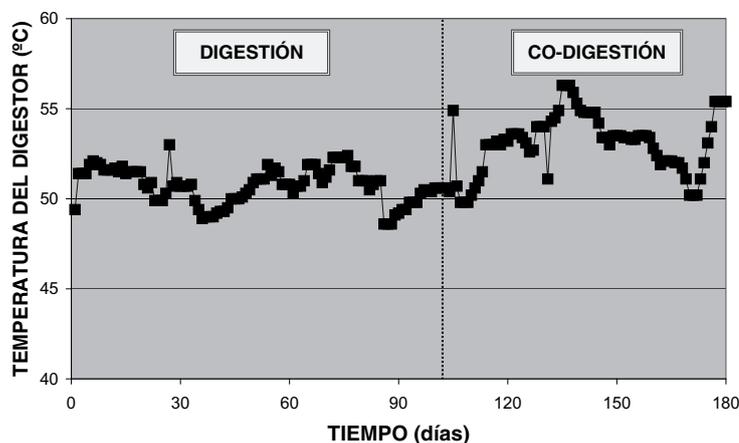


Figura 2. Perfil de temperaturas a lo largo de la experimentación.

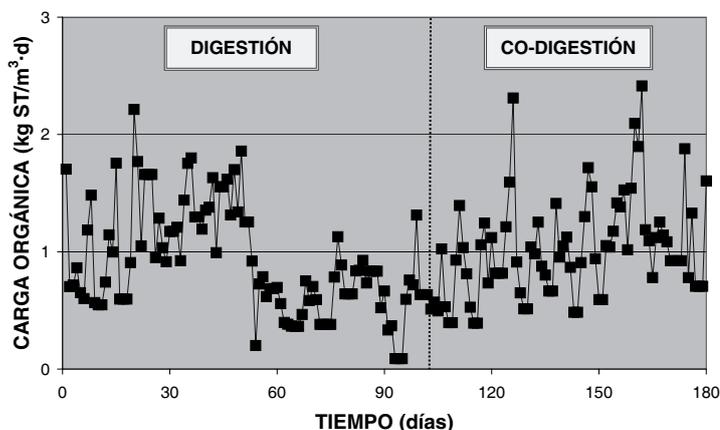


Figura 3. Variación de la carga orgánica de la alimentación a lo largo del tiempo.

valo 2,8-5,7 % (ver figura 5), con valores máximos de hasta 7,7 %, mientras que los sólidos volátiles fluctuaron en el intervalo 2,0-5,2 %, con valores punta de 6,6 %. Es preciso resaltar que no existió ninguna correlación entre el caudal y el contenido en sólidos totales de la alimentación ($r^2 = 0,001$ y $0,007$ para la digestión y co-digestión, respectivamente) ni entre el caudal y el contenido en sólidos volátiles ($r^2 = 0,125$ y $0,082$ para la digestión y co-digestión, respectivamente). Aunque las variaciones de la alimentación fueron importantes, como acaba de comentarse, el proceso fue capaz de atenuarlas, al conseguirse características del efluente casi constantes (ST = 1,8-2,0 % para la digestión y 1,3-1,8 para la co-digestión). Este hecho es muy relevante, ya que significa que el digestor puede alimentarse con residuos agroalimentarios, que son absolutamente compatibles con el fango con el que habitualmente se alimentaba el digestor. Por otro lado, los perfiles del contenido en sólidos volátiles y de DQO de la alimentación presentaron fluctuaciones similares a las ya reseñadas para la carga orgánica y el contenido en sólidos totales.

Al correlacionar la carga orgánica con el caudal de alimentación, se llegó a coeficientes de regresión de 0,69 y 0,76 para la digestión y co-digestión, respectivamente, lo cual confirma que existe una relación importante entre ambas variables. Ahora bien, al llevar a cabo una regresión lineal múltiple de la carga orgánica en función del caudal y contenido en sólidos totales de la alimentación se obtuvieron correlaciones excelentes: $r^2 = 0,96$ para la digestión y $0,97$ para la co-digestión. Las ecuaciones obtenidas son muy similares, lo que significa, como era de esperar, que la correlación es independiente del tipo de alimentación (sólo fango o fango + residuos agroalimentarios). Las pendientes normalizadas de las correlaciones anteriores son de 0,81-0,83 para el caudal de alimentación y de 0,47-0,52 para el contenido en sólidos totales de la alimentación. Estos resultados muestran que la influencia (sobre la carga orgánica de la alimentación) del caudal es mayor que la del contenido en sólidos total.

La figura 6 muestra que la producción de biogás (medido en condiciones estándar de 1 bar y 0 °C) seguía rápidamente las variaciones sufridas en la carga orgánica de la alimentación (como se ha mostrado anteriormente en la figura 3), lo cual confirma que el proceso biológico era capaz de aumentar su velocidad de conversión al incrementarse la carga orgánica alimentada, mientras que, por otro lado, la calidad del efluente permanecía prácticamente constante. El caudal volumétrico de biogás varió generalmente de 700 a 2800 m³/día (medidos en condiciones estándar de 1 bar y 0 °C, según las recomendaciones de la IUPAC). Se alcanzaron incluso valores máximos de 3020 m³/día en un día determinado para ambos tipos de proceso (digestión y co-digestión).

Al representar la producción de biogás en función de la carga orgánica se obtuvo una gran dispersión de los puntos experimentales ($r^2 = 0,45$ y $0,36$ para la digestión y co-

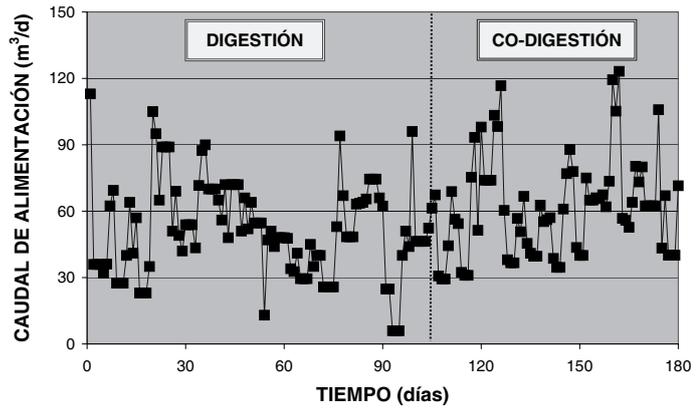


Figura 4. Variación del caudal de alimentación a lo largo del tiempo.

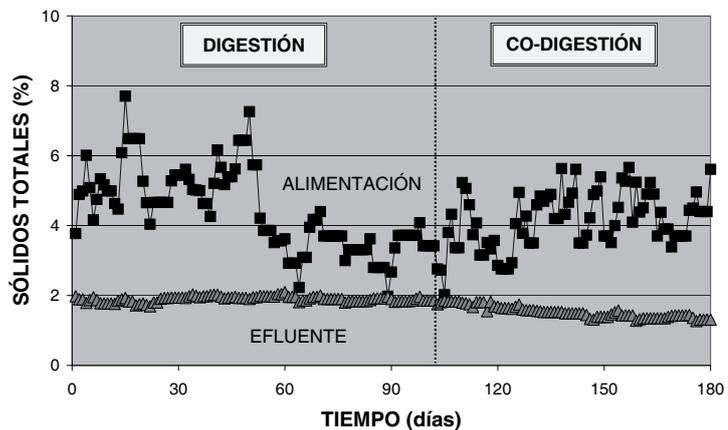


Figura 5. Variación del contenido en sólidos totales de la alimentación a lo largo del tiempo.

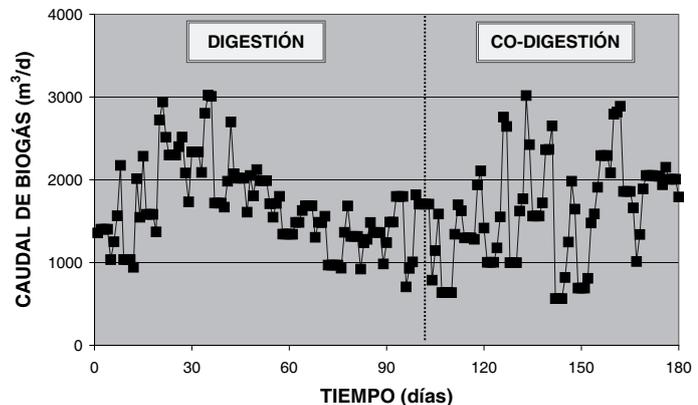


Figura 6. Variación del caudal de biogás (medido en condiciones estándar de 1 bar y 0 °C) a lo largo del tiempo.

digestión, respectivamente). Esto significa que deben tenerse en cuenta otras variables. Por tal razón, se efectuó una regresión lineal múltiple. Los mejores coeficientes se consiguieron al tener en cuenta seis variables independientes, que son diferentes combinaciones del caudal de alimentación (q) y del contenido en sólidos totales (ST), a saber: q , q^2 , ST, ST^2 , $q \cdot ST$ y q/ST . Así fue posible aumentar los coeficientes de regresión a 0,55 y 0,47. Aunque se produjo una mejora en las correlaciones, tales resultados

demuestran que las condiciones no estacionarias (típicas de estas instalaciones a escala industrial) no permiten alcanzar ajustes como los que se pueden obtener en pequeños equipos operando en régimen estacionario. Así pues, puede afirmarse que la producción de biogás de un día

determinado depende no sólo de las condiciones operatorias de tal día, sino que también viene influenciada por las condiciones de días precedentes. La figura 7 ilustra la variación del caudal de biogás teórico (determinado por la ecuación obtenida por regresión lineal múltiple de 6 variables)

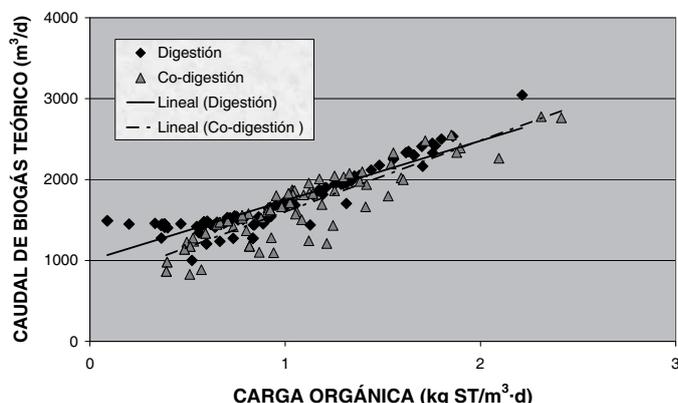


Figura 7. Variación del caudal de biogás teórico (medido en condiciones estándar de 1 bar y 0 °C), obtenido por regresión lineal múltiple (modelo de 6 variables: caudal de alimentación (q), contenido en sólidos totales de la alimentación (ST), q^2 , ST^2 , $q \cdot ST$ y q/ST), en función de la carga orgánica de la alimentación.

en función de la carga orgánica de la alimentación. Los resultados ponen de relieve que se obtiene un mejor ajuste ($r^2 = 0,82$ y $0,80$). Esta similitud en los coeficientes de regresión puede atribuirse a la compatibilidad de los residuos agroalimentarios con el fango, ya que el digester es capaz de adaptarse a las nuevas condiciones de la co-digestión.

Además de la producción de biogás (que tiene en cuenta la recuperación de energía), el otro parámetro importante a considerar es el rendimiento de eliminación (de sólidos totales, sólidos volátiles, DQO, DQO soluble, hidratos de carbono, hidratos de carbono solubles, ácidos grasos de larga cadena o lípidos). Mediante este parámetro, se consigue cuantificar la eficacia del proceso de tratamiento para eliminar diferentes tipos de sustancias. Como ilustra la figura 8, el rendimiento de eliminación de sólidos totales sufrió variaciones similares a las ya expuestas para la carga orgánica de la alimentación o el caudal de biogás. Tal rendimiento varió generalmente entre 35 y 75 % (digestión) y 40-77 % (co-digestión). Por consiguiente, los rendimientos de eliminación de sólidos totales son comparables para ambos tipos de alimentación, lo que corrobora la compatibilidad entre el fango y los residuos de alimentos precocinados.

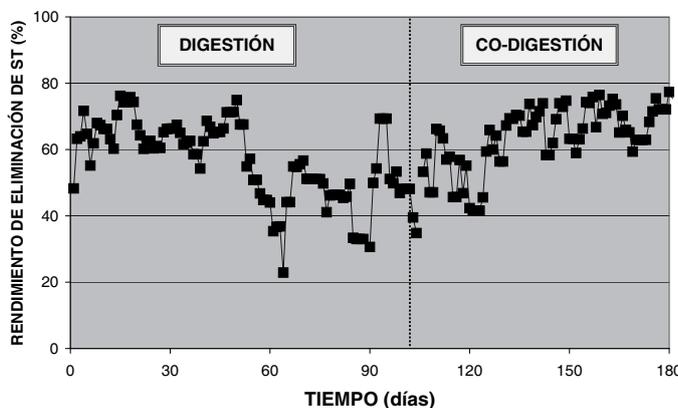


Figura 8. Variación del rendimiento de eliminación de sólidos totales a lo largo de la experimentación.

Al representar el rendimiento de eliminación de sólidos totales en función de la carga orgánica se obtuvo una gran dispersión de los puntos experimentales ($r^2 = 0,16$ and $0,25$ para la digestión y co-digestión, respectivamente). Por este motivo, deben tomarse en cuenta otras variables. Al tomar dos variables independientes (i.e. caudal y contenido en sólidos totales de la alimentación), modelo más simple en un análisis de regresión lineal múltiple, se alcanzaron coeficientes de regresión de 0,84 y 0,81 para la digestión y co-digestión, respectivamente, valores suficientemente elevados para un proceso a escala industrial. Ahora bien, los mejores resultados se obtuvieron al introducir en el modelo seis variables, que son diferentes combinaciones del caudal de alimentación (q) y contenido en sólidos totales de la alimentación (ST): q , q^2 , ST , ST^2 , $q \cdot ST$ y q/ST , como ya se había comentado anteriormente para la modelización del caudal de biogás. Mediante esta correlación fue posible explicar el 95 y 90 % de los puntos experimentales para la digestión y co-digestión, respectivamente. La figura 9 muestra la bondad de los dos modelos empíricos (2 variables y 6 variables) y pone de manifiesto que el modelo de 6 variables conduce a mejores predicciones del rendimiento de eliminación de sólidos totales. Los resultados de rendimientos de eliminación de sólidos volátiles fueron similares a los ya citados para los sólidos totales.

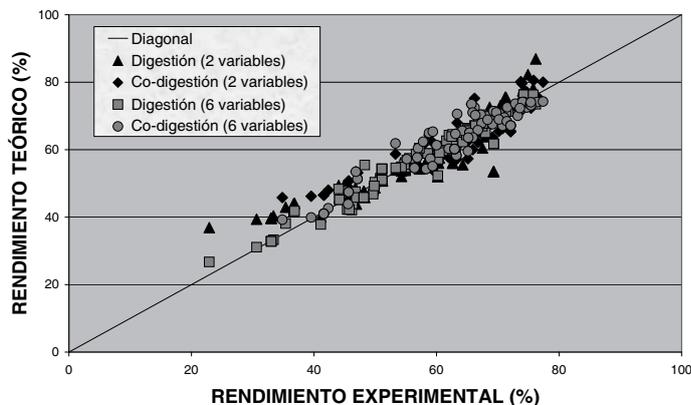


Figura 9. Bondad de los modelos de predicción del rendimiento de eliminación de sólidos totales (2 variables: caudal de alimentación (q) y contenido en sólidos totales de la alimentación (ST) y 6 variables: q , ST , q^2 , ST^2 , $q \cdot ST$ y q/ST).

La tabla I muestra las condiciones operatorias de la alimentación y la tabla II contiene las características del digestor y del efluente así como la producción de biogás para las dos fases experimentales (digestión y co-digestión). Todos los datos son valores medios del período en cuestión y los intervalos de confianza se determinaron al 95 % de nivel de confianza. Por otro lado, con los datos diarios de las diferentes parámetros (de la alimentación y del efluente) y efectuando un balance de materia sobre el digestor, fue posible evaluar los valores globales, para cada período, del rendimiento de eliminación de diferentes tipos de sólidos (totales y volátiles) y de familias de moléculas (DQO, hidratos de carbono, ácidos grasos de larga cadena y lípidos), tal como ilustra la figura 10. Así pues, el rendimiento de eliminación de sólidos totales aumentó del 58,8 al 65,0 % (i.e. incremento relativo del 11 %) y el rendimiento de eliminación de sólidos volátiles pasó del 66,9 al 72,8 % (i.e. incremento relativo del 9 %), al pasar de la digestión a la co-digestión. Estos resultados confirman una mayor eficacia de la co-digestión para eliminar sólidos. Además, al ser superiores los rendimientos de eliminación de sólidos volátiles, esto significa que los microorganismos tienen tendencia por los sólidos volátiles, dentro del conjunto de sólidos totales. El rendimiento de eliminación de DQO aumentó sólo ligeramente, del 70,4 al 72,2% (i.e. incremento relativo del 3%). El rendimiento de eliminación de hidratos de carbono fue netamente superior en la co-digestión mientras que los correspondientes a los ácidos grasos de larga cadena se mantuvieron constantes. Así pues, la utilización de residuos agroalimentarios condujo a rendimientos de eliminación superiores.

La producción de biogás (medida en condiciones estándar de 1 bar y 0 °C) se mantuvo significativamente constante: $1678 \pm 99 \text{ m}^3/\text{día}$ (i.e. intervalo de confianza = $1579\text{-}1777 \text{ m}^3/\text{día}$) para la digestión y $1623 \pm 147 \text{ m}^3/\text{día}$ (i.e. intervalo de confianza = $1476\text{-}1770 \text{ m}^3/\text{día}$). Se trata de valores globales para cada uno de los períodos. Lo que acaba de enunciarse no hace más que confirmar el interés de utilizar residuos agro-alimentarios en la planta de tratamiento de aguas residuales de la fábrica, ya que se consiguen mayores rendimientos de eliminación de sólidos y se mantiene la producción de biogás.

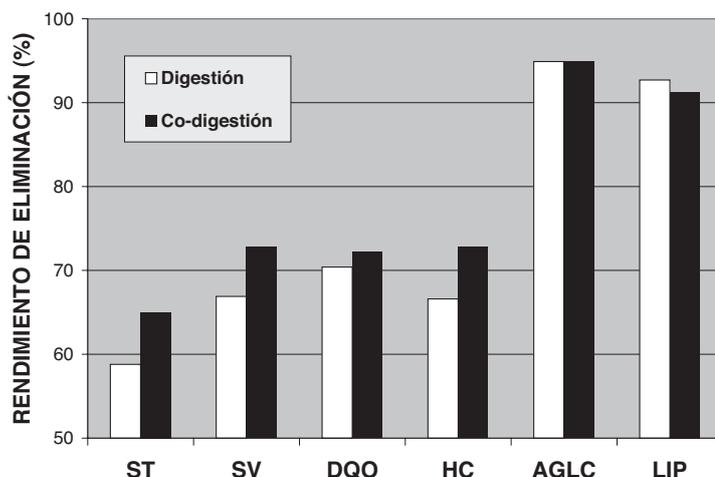


Figura 10. Comparación de rendimientos de eliminación de sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), DQO, hidratos de carbono (HC), ácidos grasos de larga cadena (AGLC) y lípidos (LIP) en función del tipo de proceso (digestión del fango y co-digestión con residuos agroalimentarios).

TABLA I

Condiciones operatorias de la alimentación.

Intervalos de confianza al 95 % de nivel de confianza	Digestión	Co-digestión
Caudal volumétrico ($\text{m}^3/\text{día}$)	$51,8 \pm 4,3$	$61,6 \pm 5,0$
Tiempo de residencia hidráulico (días)	$48,3 \pm 4,0$	$40,6 \pm 3,3$
pH	$5,79 \pm 0,11$	$5,52 \pm 0,08$
ST (%)	$4,41 \pm 0,23$	$4,16 \pm 0,18$
SV (%)	$3,56 \pm 0,22$	$3,63 \pm 0,19$
SV/ST (%)	$79,9 \pm 2,0$	$86,7 \pm 1,3$
Carga orgánica ($\text{kg ST}/\text{m}^3 \cdot \text{día}$)	$0,92 \pm 0,09$	$1,03 \pm 0,10$
Carga orgánica ($\text{kg SV}/\text{m}^3 \cdot \text{día}$)	$0,77 \pm 0,09$	$0,92 \pm 0,10$
DQO (kg/m^3)	$54,4 \pm 4,4$	$51,1 \pm 3,6$
DQO soluble (kg/m^3)	$4,68 \pm 1,2$	$3,07 \pm 0,2$
DQO/ST (kg/kg)	$1,15 \pm 0,09$	$1,19 \pm 0,12$
Nitrógeno total Kjeldhal (kg/m^3)	$7,88 \pm 1,9$	$2,43 \pm 0,2$
DQO/N (kg/kg)	$16,3 \pm 2,3$	$24,4 \pm 2,9$
N-NH ₃ (kg/m^3)	$0,75 \pm 0,19$	$0,45 \pm 0,12$

TABLA II

Condiciones operatorias del digestor, del efluente y del biogás.

Intervalos de confianza al 95 % de nivel de confianza	Digestión	Co-digestión
Temperatura del digestor (°C)	$50,7 \pm 0,2$	$53,1 \pm 0,4$
pH	$7,34 \pm 0,02$	$7,27 \pm 0,03$
Caudal volumétrico ($\text{m}^3/\text{día}$)	$49,7 \pm 4,2$	$59,6 \pm 4,9$
Ácidos grasos volátiles (kg/m^3)	$0,05 \pm 0,04$	$0,02 \pm 0,01$
ST (%)	$1,90 \pm 0,02$	$1,53 \pm 0,04$
SV (%)	$1,28 \pm 0,01$	$1,05 \pm 0,03$
SV/ST (%)	$67,6 \pm 0,5$	$68,8 \pm 1,0$
Carga orgánica ($\text{kg ST}/\text{m}^3 \cdot \text{día}$)	$0,38 \pm 0,03$	$0,36 \pm 0,03$
Carga orgánica ($\text{kg SV}/\text{m}^3 \cdot \text{día}$)	$0,26 \pm 0,02$	$0,25 \pm 0,02$
DQO (kg/m^3)	$17,0 \pm 0,5$	$14,6 \pm 0,5$
DQO soluble (kg/m^3)	$0,98 \pm 0,07$	$0,94 \pm 0,03$
Nitrógeno total Kjeldhal (kg/m^3)	$17,5 \pm 6,7$	$2,5 \pm 0,2$
N-NH ₃ (kg/m^3)	$1,60 \pm 0,28$	$1,11 \pm 0,05$
Caudal de biogás ($\text{m}^3/\text{día}$)	1678 ± 99	1623 ± 147

CONCLUSIONES

Se ha llevado a cabo la digestión anaerobia termófila de fangos procedentes de la planta de tratamiento de aguas residuales de una fábrica agroalimentaria en un digestor de 2500 m³. Se ha analizado el comportamiento de esta unidad industrial al pasar de la digestión del fango a la co-digestión con residuos agroalimentarios de la misma fábrica. Los resultados han demostrado que la co-digestión presenta importantes ventajas. Por un lado, el digestor mantuvo su estabilidad al introducir los residuos agroalimentarios y era capaz de adaptarse a la nueva composición de la alimentación. Por otro lado, aumentaron los rendimientos de eliminación de sólidos totales (del 59 al 65 %) y de sólidos volátiles (del 67 al 73 %). Además, se consiguió extraer el contenido energético de los residuos, ya que el proceso fue capaz de mantener la producción de biogás a un nivel prácticamente constante (1678 ± 99 m³/día para la digestión versus 1623 ± 147 m³/día para la co-digestión), al sustituir parcialmente el fango por los residuos agroalimentarios.

NOTACIÓN

AGLC: Ácidos grasos de larga cadena.
DQO: Demanda química de oxígeno (kg/m³).
HC: Hidratos de carbono.
LIP: Lípidos.
q: Caudal volumétrico de alimentación (m³/día).
ST: Sólidos totales (%).
SV: Sólidos volátiles (%).

AGRADECIMIENTOS

Uno de los autores (F. Carrasco) desea mostrar su más profundo agradecimiento al Ministerio de Educación y Ciencia por haber financiado su estancia en el Departamento de Química de la Università di Roma "La Sapienza", en el marco del programa de movilidad de profesorado. Se agradece igualmente la asistencia técnica de S. Catallo y G. Carucci (Università di Roma «La Sapienza», Italia) y de C. Liguoro (Uniliver, spa, Cisterna, Italia), así como la colaboración científica de V. Villani y F. Cecchi (Università di Verona, Italia) y de D. Dionisi (Università di Roma «La Sapienza», Italia).

BIBLIOGRAFÍA

- (1). Hartmann, H.; Ahring, B.K. (2006). Strategies for the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid wastes: an overview. *Water Sci. Technol.*, 53, 7-22.
- (2). Mata-Álvarez, J.; Mace, S.; Llabrés, P. (2000). Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Biores. Technol.*, 74(1), 3-16.
- (3). van Lier, J. B.; Tilche, A.; Ahring, B. K.; Macarie, H.; Moletta, R.; Dohanyos, M.; Pol, L. W.; Lens, P.; Verstraete, W. (2001). New perspectives in anaerobic digestion. *Water Sci. Technol.*, 43(1), 1-18.
- (4). Pavlostathis, S.G.; Giraldo-Gómez, E. (1991). Kinetics of anaerobic treatment. *Water Sci. Technol.*, 24, 35-59.
- (5). De Baere, L. (2000). Anaerobic digestion of solid waste: state-of-the-art. *Water Sci. Technol.*, 41(3), 283-290.
- (6). Ten Brummeler, E. (2000). Full scale experience with the BIOCEL process. *Water Sci. Technol.*, 41(3), 299-304.

- (7). Erguder, T.H.; Tezel, U.; Guven, E.; Demirer, G.N. (2001). Anaerobic biotransformation and methane generation of cheese whey in batch and UASB reactors. *Waste Manag.*, 21(7), 643-650.
- (8). Yu, H.W.; Samani, Z.; Hanson, A.; Smith, G. (2002). Energy recovery from grass using two-phase anaerobic digestion. *Waste Manag.*, 22(1), 1-5.
- (9). Beccari, M.; Petrangeli Papini, M.; Majone, M.; Torrisi, L. (2001). Enhancement of anaerobic treatability of olive oil mill effluents by addition of Ca(OH)₂ and bentonite without intermediate solid/liquid separation. *Water Sci. Technol.*, 43 (11), 275-282.
- (10). Filidei, S.; Masciandaro, G.; Ceccanti, B. (2003). Anaerobic digestion of olive mill effluents: Evaluation of wastewater organic load and phytotoxicity reduction. *Water, Air, Soil Poll.*, 145(1), 79-94.
- (11). Bonmatí, A.; Flotats, X. (2003). Air stripping of ammonia from pig slurry: characterization and feasibility as a pre- or post-treatment to mesophilic anaerobic digestion. *Waste Manag.*, 23(3), 261-272.
- (12). Schuchardt, F. (1987). Zur Bedeutung des Luftproenvolumens für die Kompostierung organischer Schlämme. *Grundl. Landtechnik*, 37, 108-115.
- (13). Deveci, N.; Ciftci, G. (2001). A mathematical model for the anaerobic treatment of baker's yeast effluents. *Waste Manag.*, 21(1), 99-103.
- (14). Kujawa-Roeleveld, K.; Elmitwalli, T.; Gaillard, A.; van Leeuwen, M.; Zeeman, G. (2002). Co-digestion of concentrated black water and kitchen refuse in an accumulated system (AC) within a DESAR concept. Proceedings of the 3rd International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Wastes, Munich (Germany), September 18-20.
- (15). Bolzonella, D.; Battistoni, P.; Susini, C.; Cecchi, F. (2006). Anaerobic co-digestion of waste activated sludge and OFM-SW: the experience of Viareggio and Treviso plants. *Water Sci. Technol.*, 53, 203-211.
- (16). Carucci, G.; Carrasco, F.; Trifoni, K.; Majone, M.; Beccari, M. (2005). Anaerobic digestion of food industry wastes: effect of co-digestion on methane yield. *J. Environ. Eng.*, 131 (7), 1-9.
- (17). Ahn, J.H.; Forster, C.F. (2000). A comparison of mesophilic and thermophilic anaerobic upflow filters. *Biores. Technol.*, 73(3), 201-205.
- (18). Angelidaki, I.; Chen, X.; Cui, J.; Kaparaju, P.; Ellegaard, L. (2006). Thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic fraction of household municipal solid waste: Start-up procedure for continuously stirred tank reactor. *Water Res.*, 40, 2621-2628.
- (19). Bolzonella, D.; Innocenti, L.; Pavan, P.; Traversa, P.; Cecchi, F. (2003). Semi-dry thermophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: focusing on the Start-up phase. *Biores. Technol.*, 86(2), 123-129.
- (20). De la Rubia, M.A.; Pérez, M.; Romero, L.I.; Sales, D. (2006). Effect of solids retention time (SRT) on pilot scale anaerobic thermophilic sludge digestion. *Process Biochem.*, 41(1), 79-86.
- (21). Fezzani, B.; Cheikh, R.B. (2007). Thermophilic anaerobic co-digestion of olive mill wastewater with olive mill solid wastes in a tubular digester. *Chem. Eng. J.*, 132(1-3), 195-203.
- (22). Kobayashi, T.; Li, Y.Y.; Harada, H. (2007). Análisis de microbial community structure and diversity in the thermophilic anaerobic digestion of waste activated sludge. Proceedings of the 11th IWA World Congress on Anaerobic Digestion. Session PP4C- Microbial Diversity 1. Brisbane (Australia), September 23-27.
- (23). Kuo, W.C.; Cheng, K.Y. (2007). Use of respirometer in evaluation of process and toxicity of thermophilic anaerobic digestion for treating kitchen waste. *Biores. Technol.*, 98(9), 1805-1811.

⁽²⁴⁾. Linke, B. (2006). Kinetic study of thermophilic anaerobic digestion of solid wastes from potato processing. *Biomass Bioenergy*, 30(10), 892-896.

⁽²⁵⁾. Nielsen, H.B.; Madenovska, Z.; Westermann, P.; Ahring, B.K. (2004). Comparison of two-stage thermophilic (65 °C/ 55 °C) anaerobic digestion with one-stage thermophilic (55 °C) digestion of cattle manure. *Biotechnol. Bioeng.*, 86, 291-300.

⁽²⁶⁾. Pavan, P.; Battistoni, P.; Mata Álvarez, J.; Cecchi, F. (2000). Performance of thermophilic semi-dry anaerobic digestion process changing the feed biodegradability. *Water Sci. Technol.*, 41, 75-81.

⁽²⁷⁾. Pérez, M.; Rodríguez-Cano, R.; Romero, L.I.; Sales, D. (2006). Anaerobic thermophilic digestion of cutting oil wastewater: Effect of co-substrate. *Biochem. Eng. J.*, 29(3), 250-257.

⁽²⁸⁾. Scherer, P.A.; Vollmer, G.R.; Fakhouri, T.; Martensen, S. (2000). Development of a methanogenesis process to degrade exhaustively the organic fraction of municipal «gray waste» under thermophilic and hyper-thermophilic conditions. *Water Sci. Technol.*, 41, 83-91.

⁽²⁹⁾. Siegrist, H.; García-Heras, J.L.; Gujer, W. (2002). Mathematical model for meso- and thermophilic anaerobic sewage sludge digestion. *Env. Sci. Technol.*, 36, 1113-1123.

⁽³⁰⁾. Siritwongrungsom, V.; Zeng, R.J.; Angelidaki, I. (2007). Homoacetogenesis as the alternative pathway for H₂ sink during thermophilic anaerobic degradation of butyrate under suppressed methanogenesis. *Water Res.*, 41, 4204-4210.

⁽³¹⁾. Valdez-Vázquez, I.; Ríos-Leal, E.; Esparza-García, F.; Cecchi, F.; Poggi-Varaldo, H.M. (2005). Semi-continuous solid substrate anaerobic reactors for H₂ production from organic waste: Mesophilic versus thermophilic regime. *Intern. J. Hydr. Ener.*, 30, 1383-1391.

⁽³²⁾. Standard Methods for the Determination of Water and Waste Water (1985). 16th ed., APHA/AWWA/ WPCF, Washington DC, APHA.