

Análisis del potencial energético de lodos de planta depuradora

ARTÍCULO

Aristarán Luisina¹, Verónica Córdoba¹, Javier Hungría² Estela Santalla¹

1. Laboratorio de Bioenergía, Centro de Tecnologías Ambientales (cTAE), Facultad de Ingeniería (FIO), Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires (UNCPBA), Argentina

2. Departamento Ingeniería Química, Universidad de Córdoba, España

vcordoba@fio.unicen.edu.ar ✉

RESUMEN

Los lodos de planta depuradora (LPD) son los residuos sólidos resultantes del tratamiento de aguas residuales domésticas, cuyo alto contenido en materia orgánica degradable, los convierte en la principal fuente de emisión de gases de efecto invernadero de las plantas depuradoras. En el presente estudio, se evaluará el potencial de autoabastecimiento eléctrico de una planta de tratamiento de una ciudad de 100.000 habitantes, a partir de la digestión anaeróbica de los lodos, utilizando el biogás como combustible en un sistema de generación eléctrica.

Se determinó en forma experimental, el potencial de biometano, a partir de un ensayo estandarizado, obteniendo $212 \pm 15 \text{ mL CH}_{4,\text{CNPT}} \text{ g SV}^{-1}$ para una relación sustrato/inóculo de 1, en unidades de sólidos volátiles. Asumiendo una producción anual de 22.500 t de lodos, considerando un rendimiento de conversión de energía térmica a eléctrica del 30%, y una disponibilidad del sistema del 90%, se obtuvo una capacidad de producción de electricidad de 207.000 kWh anuales, lo que representa un potencial de autoabastecimiento de 63,5%, contribuyendo además, a mitigar anualmente 1.165 tCO₂e por la captura de metano, y 101 tCO₂e adicionales por la sustitución de la energía eléctrica en la matriz energética argentina.

ABSTRACT

The sewage sludge is the solid waste resulting from the treatment of domestic wastewater, whose high content of degradable organic matter makes them the main source of emission of greenhouse gases from wastewater treatment plants. It is proposed to determine the electric self-supply potential of a 100,000-hab plant from the anaerobic digestion of sludge and the use of biogas as fuel in a motogenerator for electricity production. The biomethane potential was determined from a standardized test obtaining $212 \pm 15 \text{ mL CH}_{4,\text{CNPT}}/\text{g SV}^{-1}$. Assuming an annual sludge production of 22,500 t, assuming an overall efficiency of 30% and a system availability of 90% it was obtained a potential electricity production of 207,000 kWh per year, which represents a self-supply capacity of 63.5%, also contributing to mitigate 1,165 tCO₂e per year due to methane capture and additional 101 tCO₂e/year for the replacement of electricity in the Argentina electric grid.

INTRODUCCIÓN

Las plantas depuradoras de aguas residuales, son las responsables de gestionar las aguas domiciliarias. Un inadecuado

funcionamiento, puede generar efectos adversos sobre el medio ambiente, tales como contaminación de aguas superficiales, o generación de gases de efecto invernadero (GEIs), así como sobre la salud humana, por la proliferación de vecto-

PALABRAS CLAVE:

LODOS PLANTA DEPURADORA; BIOENERGÍA; POTENCIAL DE BIOMETANO; REDUCCIÓN DE EMISIONES GEIS; BIOGÁS; ENERGÍA RENOVABLE.

KEYWORDS:

SEWAGE SLUDGE; BIOENERGY; BIOMETHANE POTENTIAL; GREENHOUSE GAS EMISSIONS REDUCTION; BIOGAS; RENEWABLE ENERGY.

res. Durante el tratamiento biológico de las aguas residuales, se originan barros denominados lodos de plantas depuradoras. Según Zhen et al. (2017), entre 1 y 2% del agua tratada en las plantas, es convertida en barros como consecuencia de la actividad biológica, y su gestión puede representar hasta el 50% de los costos operativos totales de la planta.

Entre las técnicas usualmente utilizadas para la eliminación de los lodos, se encuentran la deposición en sitios controlados, el compostaje, el secado-incineración, la digestión anaeróbica (DA), la aplicación en tierra, y el reciclaje de materiales de construcción entre otros (Zhen et al. 2017). De todos los tratamientos previamente mencionados, la DA suele ser una de las tecnologías más propicias para el tratamiento de los lodos, no sólo por la revalorización energética de los mismos, a partir de la captura del biogás generado, sino también, porque permite destruir los organismos patógenos, reducir el contenido de materia orgánica, y disminuir su volumen (Appels et al. 2008). A pesar de los beneficios inherentes a la tecnología, según Abelleira-Pereira et al. (2015), la DA de los lodos de depuradora, presenta una baja eficiencia en términos de producción de metano y degradación de materia orgánica, sugiriendo la necesidad de aplicar métodos de pretratamiento que aceleren la etapa de hidrolítica inicial, reconocida por varios autores como la etapa limitante del proceso (Abelleira-Pereira et al. 2015; Zhen et al. 2017). Si bien la aplicación de algunos pretratamientos genera mejoras en la producción de metano, según ha indicado Cano (2015), no se ha tenido en cuenta el aumento del consumo de energía implicada en los mismos, lo que supone una disminución de la eficiencia energética y económica del proceso global. Por lo tanto, se evaluará el potencial de producción de metano de los lodos estabilizados sin pretratamiento, determinando la capacidad de autoabastecimiento eléctrico de la planta.

En Argentina, según el informe del Plan Nacional del Agua (2017), tan sólo el 58,4% de la población cuenta con sistema de cloacas, aunque se proyecta que para el año 2019, este porcentaje aumente al 75%, con la consecuente adecuación del sistema de tratamiento de efluentes. El incremento del caudal de efluente tratado, supondrá un aumento de los lodos generados, pero también un desafío para aprovechar dicho recurso a través de la DA, tecnología que aún se encuentra en estado incipiente de desarrollo, tal como lo demostró el relevamiento de plantas de biogás en Argentina, realizado por el INTI entre los años 2015 y 2016 (Gil et al. 2016). Por otro lado, la Tercera Comunicación Nacional del Gobierno de Argentina, mostró a través del inventario de GEIs del sector residuos, correspondiente al año 2012, que no existe un registro a nivel nacional sobre las plantas depuradoras, su capacidad operativa y la producción de lodos, lo cual, salvo para algunas plantas de tratamiento de aguas domésticas del Área Metropolitana (AySA. 2017), donde los lodos son estabilizados, tratados como biosólidos, y dispuestos en rellenos sanitarios, en el resto del país sólo se los estabiliza y seca en playas al aire libre, sin control de las emisiones de metano. El presente trabajo, tiene como objetivo aportar conoci-

miento sobre las características físico-químicas de los lodos generados en las plantas de tratamiento de efluentes domésticos, determinar su potencial de producción de biometano, a través de un protocolo estandarizado, e identificar su cinética de degradación anaeróbica. La información obtenida, se utilizará para determinar el potencial de producción de energía eléctrica para el autoabastecimiento de la planta depuradora.

METODOLOGÍA

Sustrato e Inóculo

Los lodos utilizados como sustrato en el ensayo, se obtuvieron del sedimentador primario de la planta de tratamiento de efluentes de la ciudad de Olavarría (100.000 hab. - Buenos Aires), mientras que el inóculo utilizado, corresponde a los lodos previamente estabilizados durante 20 días en la misma planta.

Antes de su utilización, el inóculo fue desgasificado por un periodo de 5 días, con el objetivo de agotar la materia orgánica que pueda contener, y así, minimizar la producción endógena de biogás.

Caracterización fisicoquímica

La caracterización del sustrato se llevó a cabo mediante técnicas (APHA. 1999), incluyendo la cuantificación de sólidos totales (ST) y volátiles (SV), demanda química de oxígeno (DQO), pH, alcalinidad y nitrógeno amoniacal (N_{NH4+}). En cuanto al inóculo, además de los parámetros anteriores, también se determinaron sólidos suspendidos totales (SST) y volátiles (SSV).

Determinación del potencial de biometano (PBM)

La determinación del PBM se llevó a cabo en bioreactores batch de 1,2 L de capacidad, utilizando una concentración de inóculo en el reactor de 10 g SV/L, con un espacio de cabeza libre del 20%, de acuerdo a las directivas del protocolo propuesto por Holliger et al. (2016). Se realizaron dos ensayos por triplicado, utilizando dos relaciones inóculo/sustrato (I/S): 2/1 y 1/1 en unidades de SV, denominados ensayo A y B, respectivamente. Los ensayos se llevaron a cabo bajo condiciones mesofílicas (35°C ± 1°C), utilizando un baño termostático para mantener la temperatura del proceso constante, tal como se muestra la Figura 1.

La carga de los reactores para el ensayo de PBM fue realizada utilizando inóculo, sustrato y una solución de nutrientes en las cantidades detalladas en la Tabla 1. En paralelo al ensayo de PBM, se llevó a cabo un ensayo control o blanco, al cual no se le adicionó sustrato, y un ensayo de control positivo (CP), utilizando como sustrato celulosa microcristalina (Angelidaki et al. 2009; Holliger et al. 2016).

Tabla 1. Condiciones de los ensayos de PBM.

Fuente: elaboración propia.

Composición de las mezclas				
ENSAYO	Inóculo [mL]	Sustrato [mL]	Solución de nutrientes [mL]	Volumen total [mL]
A (2/1)	486,49	192,51	281,00	960
B (1/1)	486,49	385,03	88,49	960

El volumen de biogás generado se determinó por desplazamiento de agua acidificada (pH=2), y la composición del mismo (CH₄, CO₂, O₂), se cuantificó diariamente mediante un medidor portátil (Landgem GA2000, Fig. 2) provisto de celdas infrarrojas para la medición de metano y dióxido de carbono (máximo error ±0.5%), y celdas electroquímicas para la medición de oxígeno (máximo error ±1.0%). La calibración de las celdas se realizó con una mezcla de gases certificados patrón (CH₄-CO₂, AGA Certificado 165342). Dicho equipo permite determinar también la presión y temperatura del biogás en cada uno de los sistemas de desplazamiento.

La producción de metano de cada ensayo se corrigió a condiciones normales de presión y temperatura, tal como se indica en la ecuación (1).

Ecuación (1)

$$PBM_{CNPT} \left(mL CH_4 / g SV \right) = \frac{CH_{4\text{acumulado}} \left(mL CH_4 / g SV \right) \cdot P_m \cdot T_{\text{estándar}}}{T_m \cdot P_{\text{estándar}}}$$

Donde T_m y P_m, son los valores de temperatura y presión medidos en el ensayo, respectivamente. Para corregir a condiciones normales, se consideraron los valores de temperatura y presión de 273°K y 1 atm, respectivamente. El valor de CH₄ acumulado, corresponde a la producción neta de metano por parte de sustrato, obtenida restando cualquier producción de metano generada por el inóculo.

Determinación de la reducción de materia orgánica

De cada reactor se determinó el contenido en SV al inicio y al final de las experiencias, con la finalidad de determinar el porcentaje de reducción en el contenido de materia (R_{MO}%), según la ecuación (2).

$$Ecuación (2) \quad R_{MO} \% = \frac{|SV_{\text{inicio}} - SV_{\text{final}}|}{SV_{\text{inicio}}} \cdot 100\%$$

Appels et al. (2008), reportan una forma rápida para estimar la reducción de materia orgánica (V_d) en unidades de SV, a través de la siguiente ecuación empírica:

$$Ecuación (3) \quad V_d = 13,7 \cdot \ln (TRH) + 18,9$$

Donde TRH representa al tiempo de proceso o digestión en días.

Se utilizarán ambas ecuaciones para determinar la reducción de materia orgánica, como una medida de la eficiencia del proceso anaeróbico, identificando posibles diferencias entre ambas expresiones.

Análisis cinético

El estudio cinético de un proceso anaeróbico proporciona información útil para el análisis, diseño y operación de las plantas de producción de biogás (Angelidaki et al. 1993). Los datos experimentales de la producción acumulada de metano se

Figura 1. Biorreactores en baño termostático y medición de gases, equipo de medición portátil Landgem GA2000.

Fuente: elaboración propia.

ajustarán a la ecuación de Gompertz, utilizando Statgraphics Centurion XVI (v.16.2.04). Esta ecuación ha sido ampliamente utilizada por varios autores (Nielfa et al. 2015; Córdoba et al. 2016; Pellerá and Gidaracos 2016) para modelar la producción de biogás y/o metano de diferentes sustratos.

Ecuación (4)

$$M(t) = P \cdot \exp \left(-\exp \left(\frac{R}{P} \right) \cdot (\lambda - t) \cdot e^{\lambda} + 1 \right)$$

Donde M es la producción acumulada de metano [mL g SV⁻¹] en el tiempo t [horas]; λ es el tiempo de retardo [horas]; P es la producción potencial máxima de metano [mL gSV⁻¹] y R, es la velocidad máxima de producción de metano [mL gSV⁻¹ hs⁻¹].

Potencial de Producción de energía eléctrica

La evaluación de la capacidad de generación de energía eléctrica de los lodos, se determinó asumiendo eficiencias de captura del sistema de generación de biogás y de conversión de energía térmica a eléctrica (considerando el uso de un motogenerador), a partir de la ecuación (5),

(5) Ecuación

$$EE = V_{CH_4} \cdot \eta_c \cdot \rho_{CH_4} \cdot PCI_{CH_4} \cdot \eta_e \cdot f_{cap}$$

Donde EE es la potencial de generación de energía eléctrica [kWh año⁻¹], V_{CH₄} es el volumen anual de metano generado, η_c es la eficiencia de captura de biogás (asumido 85%), ρ_{CH₄} es la densidad del metano (0,656 kg m⁻³), PCI_{CH₄} es el poder calorífico inferior del metano (11.900 kcal kg⁻¹), η_e es la eficiencia en la conversión de energía térmica a eléctrica (considerado 30%) y f_{cap} es un factor de capacidad que representa la disponibilidad total del sistema (se asumió 90%). El volumen anual de metano generado V_{CH₄} (L CH₄ año⁻¹) se calculó a partir de la ecuación (6):

$$Ecuación (6) \quad V_{CH_4} = PBM \cdot SV \cdot G$$

Donde PBM es el potencial de biometano [L CH₄ CNPT kgSV⁻¹], SV es la concentración en sólidos volátiles de los lodos [kgSV kgSV⁻¹ lodo] y G es la generación anual de lodos (kg año⁻¹).

Análisis estadístico

El análisis estadístico de los resultados se realizó utilizando t-student, con un nivel de confianza del 95,0%. Los datos se expresaron como el valor medio (±) de la desviación estándar de las repeticiones (n = 3). Se realizó una prueba ANOVA para determinar la significancia de los valores medios. Se utilizó Statgraphics Centurion XVI (v.16.2.04).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización fisicoquímica del sustrato y del inóculo

La metodología sugerida por Holliger et al. (2016), establece que, el inóculo a utilizar en la determinación del PBM, debe cumplir ciertos criterios de calidad para asegurar un proceso estable, y evitar problemas de inhibición de la digestión. Por un lado, el valor de pH debe encontrarse en el rango de 7 a 8,5, debe presentar un contenido en nitrógeno amoniacal inferior a 2.500 mg N-NH₄⁺ L⁻¹, y una alcalinidad superior a 3.000 mgCaCO₃ L⁻¹. En la Tabla 2, donde se presentan las características fisicoquímicas del sustrato y del inóculo, se puede observar que el inóculo cumple con todas las condiciones de calidad sugeridas.

El sustrato, por su parte, presenta un contenido en materia orgánica significativamente superior al inóculo, y pH cercanos a la neutralidad, a pesar de que su valor de alcalinidad (1.287,61 ± 7,98 mg CaCO₃ L⁻¹) es relativamente bajo comparado con la del inóculo.

Tabla 2. Caracterización fisicoquímica del sustrato y del inóculo.

Parámetro	I	S
ST [g L ⁻¹]	43,03 ± 1,26	41,83 ± 7,98
SV [g L ⁻¹]	19,73 ± 1,04	24,93 ± 4,34
SST [g L ⁻¹]	40,70 ± 1,50	-
SSV [g L ⁻¹]	19,27 ± 1,53	-
pH	7,60 ± 0,03	6,58 ± 0,02
Alcalinidad [mg CaCO ₃ L ⁻¹]	3.133 ± 60	1.288 ± 8
NNH ₄ ⁺ [mg NH ₄ ⁺ L ⁻¹]	245 ± 26	156 ± 6
DQO [mg L ⁻¹]	41.829 ± 2.754	38.966 ± 6.973

Los valores corresponden al promedio de triplicados ± desvío estándar.

Fuente: elaboración propia.

Producción de biogás y metano

La duración de la DA en ambos ensayos fue de 29 días, al cabo de los cuales, la producción de biogás del tratamiento A alcanzó $343 \pm 18 \text{ mL gSV}^{-1}$, 9,3% superior al tratamiento B ($311 \pm 18 \text{ mL gSV}^{-1}$), aunque sin presentar diferencias significativas ($p=0,0875$). En cuanto al volumen de metano producido, tampoco se observaron diferencias significativas ($p=0,3393$) entre los tratamientos, obteniéndose 201 ± 10 y $212 \pm 15 \text{ mL CH}_4 \text{ CNPT gSV}^{-1}$ para los tratamientos, A y B, respectivamente, tal como puede observarse en la Figura 2. La concentración promedio de metano en el biogás resultó $58,75 \pm 0,23$ y $68,32 \pm 1,18 \%$ para A y B, respectivamente.

Los valores experimentales de la producción de biometano para los ensayos A y B resultaron 18,8 y 14,3% inferiores a los obtenidos por Cabbai et al. (2013), quienes bajo condiciones mesófilas y utilizando una relación I/S de 3/1, obtuvieron $248 \pm 4 \text{ mL CH}_4 \text{ gSV}^{-1}$ en la DA de los lodos de depuradora. No obstante, los resultados obtenidos en este estudio, se encuentran en el rango de los reportados por Abelleira-Pereira et al. (2015), cuando evaluaron la producción de biogás de lodos, obteniendo valores entre 250 y 300 mL gSV^{-1} con concentraciones de metano promedio entre 71 y 73%.

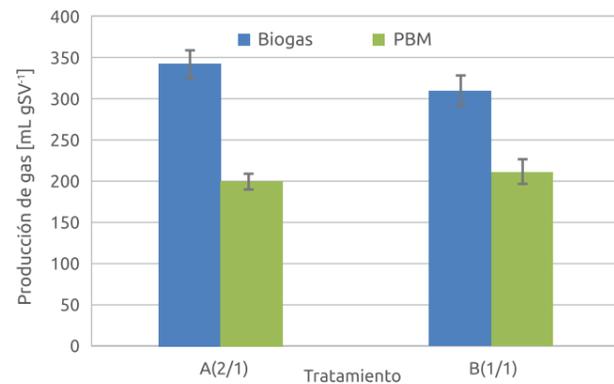


Figura 2. Producción de biogás y metano.

Fuente: elaboración propia.

A fin de validar, el procedimiento aplicado en la determinación del PBM, se analizaron los criterios establecidos en el protocolo propuesto por Holliger et al. (2016), los cuales deben ser cumplidos por los valores experimentales, a fin de aceptar o rechazar su validez. La falta de cumplimiento de alguno de ellos, implicará el rechazo del valor de PBM obtenido. La Tabla 3, muestra junto con los criterios analizados, los valores obtenidos experimentalmente, y el rango máximo aceptable para cada uno de ellos.

Tal como puede observarse de la Tabla 3, los valores experimentales se encuentran dentro de los rangos de aceptación y, por lo tanto, el valor del PBM obtenido para cada ensayo, corresponde a un valor representativo de la producción de biometano de los lodos de depuradora.

Tabla 3. Criterios de aceptación del ensayo PBM.

	Criterio de aceptación	Valor experimental
RSD Blanco	<5%	0
RSD Control positivo	<5%	4,83%
RSD A (2/1)	<10%	4,77%
RSD B (1/1)	<10%	7,00%
PBM del control positivo (NL CH ₄ kgSV ⁻¹)	$352 < \text{BMP}_{\text{cp}} < 414$	$348,8 \pm 16,84$

RSD: Desviación estándar relativa

Fuente: elaboración propia

Remoción de materia orgánica

La remoción de materia orgánica en unidades de SV, no presentó diferencias significativas entre los ensayos, tal como se observa en la Tabla 4, donde se indica el % RMO y el valor de Vd obtenido como resultado de la aplicación de la ecuación empírica propuesta por Appels et al. (2008).

Tabla 4. Remoción de materia orgánica.

	A (2/1)	B (1/1)
% RMO	$46,18 \pm 1,31$	$46,52 \pm 0,84$
Vd (SV)	65,06	65,06

Fuente: elaboración propia

Las diferencias entre la máxima remoción de materia orgánica, para los 29 días que duró el proceso de DA, en ambos ensayos (ecuación 3), y los porcentajes calculados según la ecuación 2, resultaron 41 y 29%, para los ensayos, A y B, respectivamente. Esto puede ser resultado de una ralentización de la etapa hidrolítica, tal como han indicado diversos autores Cano. (2015); Gil et al. (2018), dando como resultado una baja degradación de la materia orgánica junto con elevados tiempos de proceso. De todas maneras, los resultados experimentales, obtenidos en el presente estudio, coinciden con los reportados por autores como Abelleira-Pereira et al. (2015), quienes alcanzaron remociones del orden del 41 al 42%, en tiempos de digestión de 28 días.

Estudio Cinético de la DA de los lodos de depuradora

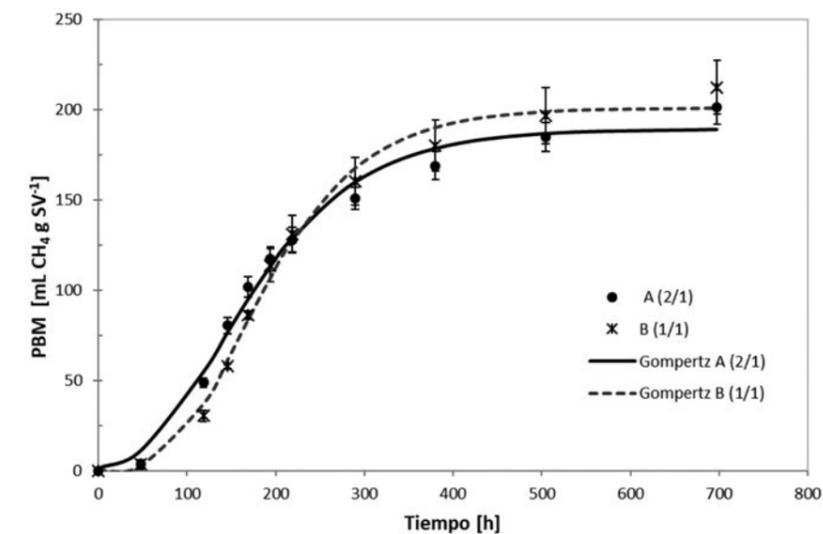
Se realizó el análisis de la cinética de la producción de biometano, mediante el ajuste de los datos experimentales a la ecuación de Gompertz (4). Los valores de los parámetros cinéticos P, R y λ obtenidos, se detallan en la Tabla 5, donde se puede observar, que el modelo propuesto, ajustó adecuadamente los valores experimentales ($R^2 > 99\%$), en los dos ensayos realizados.

Tabla 5. Parámetros cinéticos de la ecuación de Gompertz.

Parámetro	P [mL _{CH₄} gSV ⁻¹]	R [mL _{CH₄} gSV ⁻¹ h ⁻¹]	λ [h]	R ² [%]
A (2/1)	$189,19 \pm 5,46$	$0,8110 \pm 0,082$	$51,24 \pm 11,83$	98,94
B (1/1)	$200,94 \pm 4,95$	$0,9635 \pm 0,087$	$82,18 \pm 8,69$	99,28

Fuente: elaboración propia

De la Tabla 5, se puede observar, que no se presentan diferencias significativas ($p > 0,05$) entre los tratamientos para la producción final de metano (P) y para la velocidad de producción de metano (R), indicando que, la concentración de inóculo, no influyó significativamente sobre estos parámetros. Estos resultados, concuerdan con los informados por Neves et al. (2004), quienes encontraron que, un aumento de la cantidad de inóculo utilizado en el sistema, no era un factor determinante en la producción de metano, cuando las relaciones I/S se encontraban en el rango 0,4 a 2, al utilizar como inóculo lodos granulares y como sustrato residuos de comida. Las diferencias observadas en los tiempos de fase lag, entre ambos ensayos, podría estar indicando que, menor concentración de inóculo, demanda mayor tiempo de adaptación de los microorganismos al sustrato. Los tiempos experimentales obtenidos para los ensayos A (2,13 días) y B (3,4 días), resultaron superiores a los reportados por Ortega-Martinez et al. (2016), quienes observaron fases lag inferiores a 2 días, lo que evidencia una etapa hidrolítica limitante de la velocidad de producción de metano. La Figura 3, muestra en rótulos los valores experimentales de la producción de metano (promedios de triplicados), y en líneas el ajuste a la ecuación de Gompertz (ecuación 4).



La utilización de diferentes concentraciones de inóculo en estudios de DA, permiten obtener información relevante del proceso, cuando se desconoce el comportamiento del sustrato, o para identificar la concentración que optimiza la producción de metano. De acuerdo con lo reportado por Holliger et al. (2016), se puede asumir que no existe sobrecarga o inhibición del sistema, cuando los resultados de PBM, obtenidos a partir de dos ensayos con distinta relación I/S, presentan valores similares. Del análisis de los resultados experimentales, al no observar diferencias significativas ni entre el porcentaje de remoción de materia orgánica, ni en los valores PBM, entre los ensayos A y B, se considera que la utilización de una relación I/S de 1, resulta razonablemente adecuada, considerando una mejor utilización del volumen del digestor. Por lo tanto, para la estimación del potencial de producción de electricidad para autoconsumo de la planta depuradora, se utilizará el valor del PBM de los lodos obtenido para el ensayo B.

Figura 3. Producción de diaria de metano y Ajuste de la ecuación de Gompertz.

Fuente: elaboración propia.

Cálculo del potencial de producción de energía eléctrica y reducción de emisiones de metano

Considerando la planta de tratamiento de efluentes domésticos, correspondiente a una población de 100.000 habitantes, con una producción anual de lodos de aproximadamente 22.500 t, aplicando los factores indicados en la ecuación 5, y un promedio registrado durante los últimos cinco años de 326.000 kWh, asumiendo un potencial de producción de biometano de 212 CH₄ CNPT gSV⁻¹ (ensayo B), se obtuvo una producción anual de metano (V_{CH₄}) de 99.500 m³. A partir de este valor, y aplicando la ecuación 5, la generación de energía eléctrica alcanzaría 207.000 kWh al año, representando un reemplazo promedio de la energía consumida por la planta de 63,5% (últimos cinco años de operación). La Figura 4, muestra la variación del consumo de energía eléctrica anual, entre 2013 y 2017 de la planta depuradora, y el potencial energético que proveería el aprovechamiento de los lodos. Los porcentajes sobre cada barra, representan la capacidad de sustitución del consumo de electricidad provista por el aprovechamiento de los lodos para cada año.

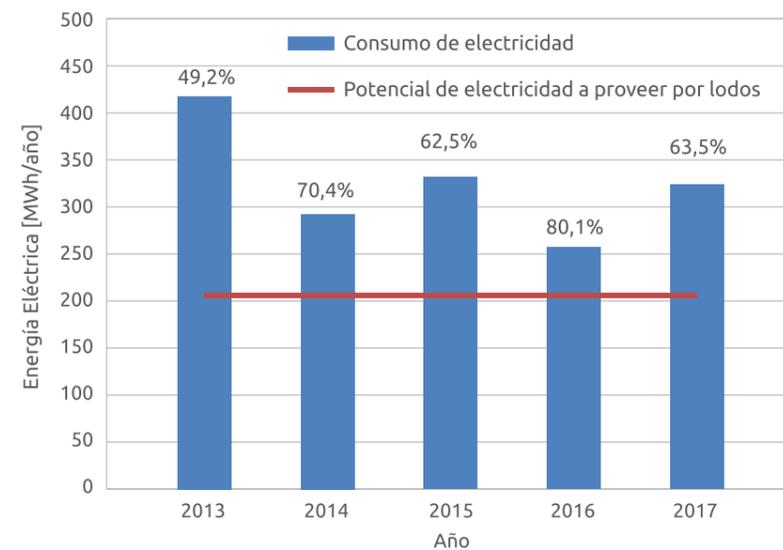


Figura 4. Consumo de electricidad de la planta depuradora y capacidad de sustitución por parte del aprovechamiento energético de los lodos.

Fuente: elaboración propia

La captura y utilización del biogás generado por la DA de los lodos de la planta depuradora de efluentes domésticos, contribuiría a disminuir significativamente el consumo energético de la planta, y si se considera el período 2013-2017, se hubiera contribuido a mitigar anualmente 1.265 tCO₂e, aporte que representa la mitigación de las emisiones de metano (1.165 tCO₂e), más las emisiones por sustitución de energía eléctrica proveniente de la red pública nacional (101 tCO₂e), calculadas a partir del factor de emisión para el año 2015, correspondiente a 0,487 tCO₂/MWh (Ministerio de Energía y Minería, 2018). Considerando que la provincia de Buenos Aires realizó un inventario de GEIs para el año 2014, el cual reportó para el sector "Tratamiento y eliminación de aguas residuales domésticas", un total de 1.020,2 Gg CO₂e (Santalla et al, 2017), la mitigación que podría alcanzarse con el aprovechamiento energético de los lodos representa, para el mismo año del inventario, 0,11% de las emisiones de GEIs de la provincia de Buenos Aires.

CONCLUSIONES

La aplicación de un protocolo estandarizado para obtener el valor del PBM, permitió validar el valor experimental de la producción de metano por DA de lodos, de una planta depuradora que abastece a una población de 100.000 hab. Este parámetro proveyó adecuada certidumbre para estimar el potencial de aprovechamiento energético de los lodos. Los valores obtenidos permitieron establecer una capacidad de producción de electricidad para autoconsumo, que podría contribuir a reemplazar 63,5% del consumo de electricidad de la planta, con la consiguiente disminución de energía fósil y de emisiones de GEIs.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Cooperativa Eléctrica de Olavarría (Coopelétrica) por el suministro de los lodos, y al Consejo Interuniversitario Nacional, por el otorgamiento de la "Beca Estímulo a las Vocaciones Científicas" a la alumna Aristarán Luisina para la realización del presente trabajo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELLEIRA-PEREIRA JM, SARA IP, CRUZ R DE, et al. Enhancement of methane production in mesophilic anaerobic digestion of secondary sewage sludge by advanced thermal hydrolysis pretreatment. *Water Research*, v. 71 p. 330–340, 2015. doi: 10.1016/j.watres.2014.12.027
- ANGELIDAKI I, ALVES M, BOLZONELLA D, et al. Defining the biogas potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Science & Technology*, v. 59, p. 927–934, 2009. doi: 10.2166/wst.2009.040
- ANGELIDAKI I, ELLEGAARD L, AHRING BK. A Mathematical Model for Dynamic Simulation of Anaerobic Digestion of Complex Substrates: Focusing on Ammonia Inhibition. *Biotechnology Bioengineering*, v. 42, p. 159–166, 1993. doi: 10.1002/bit.260420203
- APHA: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th ed. Washington, DC. American Public Health Association, 1999.
- APPELS L, BAEYENS J, DEGRÉVE J, DEWIL R. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science*, v. 34, p. 755–781, 2008. doi: 10.1016/j.pecc.2008.06.002
- CANO R, et al. Energy feasibility study of sludge pretreatments: A review. *Applied Energy* v. 149, p. 176–185, 2015. doi: 10.1016/j.apenergy.2015.03.132
- CÓRDOBA V, COLAVOLPE MB, FERNÁNDEZ M, et al. Potential methane production of spent sawdust used in the cultivation of *Gymnopilus pampeanus*. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 4, 2016. doi: 10.1016/j.jece.2016.10.009
- Factor de Emisión de CO₂ de la Red Argentina de Energía Eléctrica, <http://www.energia.gov.ar/contenidos/verpagina.php?idpagina=2311>
- GIL A, SILES JA, MARTÍN MA, et al. Effect of microwave pretreatment on semi-continuous anaerobic digestion of sewage sludge. *Renewable Energy*, v. 115, p. 917–925, 2018. doi: 10.1016/j.renene.2017.07.112
- GIL G, GOICOA V, BARLATEY MA, PICCOLETTI A. Relevamiento de Plantas de Biogás en Argentina. In: Probiomasa – INTI, 2016.
- HOLLIGER C, ALVES M, ANDRADE D, et al. Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science & Technology*, p. 1–9, 2016. doi: 10.2166/wst.2016.336
- MINISTERIO DE ENERGÍA Y MINERÍA ARGENTINA. Cálculo del Factor de Emisión de CO₂ de la Red Argentina de Energía Eléctrica. En <https://datos.minem.gov.ar/dataset/calculo-del-factor-de-emision-de-co2-de-la-red-argentina-de-energia-electrica>. Acceso 01 de Julio de 2018.
- MINISTERIO DEL INTERIOR, OBRAS PUBLICAS Y VIVIENDA. Plan Nacional del Agua. En https://www.argentina.gov.ar/sites/default/files/plan_nacional_agua_.pdf. Acceso 01 de julio de 2018.
- NIELFA A., CANO R, FDZ-POLANCO M. Theoretical methane production generated by the co-digestion of organic fraction municipal solid waste and biological sludge. *Biotechnology Reports*, v. 5, p. 14–21, 2015. doi: 10.1016/j.btre.2014.10.005
- PELLERA F, GIDARAKOS E. Effect of substrate to inoculum ratio and inoculum type on the biochemical methane potential of solid agroindustrial waste. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 4, p. 3217–3229, 2016. doi: 10.1016/j.jece.2016.05.026
- SANTALLA E., CÓRDOBA V. Volumen 5: Residuos. En *Inventario de Gases de Efecto Invernadero de la Provincia de Buenos Aires – Año 2014*. Proyecto "Programa de Desarrollo Regional. "Mitigación del Cambio Climático: Fortalecimiento de Capacidades para el Desarrollo de Inventarios de Gases de Efecto Invernadero de la Provincia de Buenos Aires", p. 235-275, 2017.
- ZHEN G, LU X, KATO H, et al. Overview of pretreatment strategies for enhancing sewage sludge disintegration and subsequent anaerobic digestion: Current advances, full-scale application and future perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 69, p. 559–577, 2017. doi: 10.1016/j.rser.2016.11.187