UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN

Centro de Ciencias Ambientales
EULA-CHILE

PRODUCCION DE BIOGAS A PARTIR DE LOS BIOSOLIDOS PROVENIENTES DEL TRATAMIENTO DE AGUAS SERVIDAS UTILIZANDO DIFERENTES RAZONES INOCULO/SUSTRATO

Habilitación presentada para optar al título de

Ingeniero Ambiental

Alumno: María de los Angeles Venegas Vargas

Profesor guía: Dra. Gladys Vidal Sáez

CONCEPCION (Chile), 2013

Esta tesis ha sido realizada en el laboratorio de Biotecnología en Ingeniería Ambiental del Centro de Ciencias Ambientales EULA- CHILE de la Universidad de Concepción.

Profesores Integrantes Comisión Evaluadora:

Dra. Gladys Vidal S.
Tutora Tesis
Centro EULA-CHILE
Universidad de Concepción

Dra. Carolina Baeza F.
Evaluador interno
Centro EULA-CHILE
Universidad de Concepción

Dra. Patricia González S.
Evaluador Interno
Centro EULA-CHILE
Universidad de Concepción

DEDICATORIA

A mi papá y a mi mamá, por su amor y apoyo incondicional, por los sacrificios hechos para sacar a sus hijos adelante. Por enseñarme a vivir con honestidad y entrega. Por enseñarme que no hay nada más importante que la familia y el amor.

A mi hermana Verónica, por enseñarme que todo sacrificio tiene recompensa, que lo único que se necesita para salir adelante son ganas y trabajo duro, que de nada sirve el éxito si no se comparte con la familia.

A mi hermano Benjamín, por enseñarme que la humildad es una de las más grandes virtudes, que la mayor victoria se obtiene venciendo nuestros miedos.

A mi hermana Marta, por enseñarme a buscar siempre la excelencia y que lo más importante es hacer lo que nos gusta.

A mi familia y amigos, que fortalecieron mis alas y me impulsaron a volar tras mis sueños.

"He aprendido a mirar de una manera más viva:
como si mis abuelos por mi sangre miraran;
como si los futuros habitantes
alzaran mis pestañas.

Yo no miro la piel sino lo que en la piel
es fuego y esperanza.
Lo que aún en los muertos
sigue nutriendo razas.
Lo que es vida y es sangre
tras la inmovilidad de las estatuas"

Jorge Debravo

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer a mi familia por el amor y apoyo incondicional durante mis años de estudio universitario.

A mis amigos y amigas que han caminado conmigo en las buenas y en las malas, con los que he reído y llorado. Los que me han impulsado a lo largo de mi vida, desde el colegio hasta la universidad y que estarán siempre junto a mí.

A Catalina Solano por la confianza y apoyo, que me permitieron cumplir dos de mis sueños viajar a Chile y realizar mi tesis en el extranjero.

Agradecer a la Dra. Silvia Soto por ayudarme a abrir las puertas que me permitieron realizar mi tesis en la Universidad de Concepción.

A la Escuela de Ingeniería Ambiental del Instituto Tecnológico de Costa Rica, a los profesores que fueron parte de mi formación académica y en ocasiones parte mi formación personal. Por los consejos y tiempo dedicado.

A mis amigas chilenas que me han recibido con los brazos abiertos y se han convertido en parte de mi familia, por la paciencia y el cariño que me han demostrado en este corto tiempo.

Agradecer también, al Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental (GIBA) del Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile por recibirme, por su apoyo y compañía. Gracias a Carolina, Daniel, Daniela, Francisca, Gabriela, Marcela, María Elisa, María José, Patricio, Silvana y Soledad, por la paciencia, el cariño y la amistad.

En especial quiero agradecer a la Dra. Gladys Vidal, por confiar en mi trabajo, por exigirme sin abandonarme, por los consejos y las palabras de apoyo, en particular le agradezco la oportunidad de formar parte de la familia GIBA.

NOMENCLATURA

“,”	Separador de decimal
“.”	Separador de millares
ACT	Actividad Metanogénica Específica
AGV	Ácidos Grasos Volátiles
AS	Agua Servidas
BMPt	Bio-Methane Potential test
BS	Biosólido
DBO	Demanda Biológica de Oxígeno
DQO	Demanda Química de Oxígeno
DQO_d	DQO digerida
FGB	Factor de Generación de Biosólidos
I:S	Razón Inóculo/Sustrato
LA	Lodos Activados
$lodo_d$	Lodo digerido
MO	Materia Orgánica
NPK	Nitrógeno, Fósforo y Potasio
ORP	oxidation/reduction potential
PTAS	Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas
SRT	Solids Retention Time
SS	Sólidos Suspendidos
SSV	Sólidos Suspendidos Volátiles
SSV_0	Sólidos Suspendidos Volátiles de entrada, iniciales
SSV_d	Sólidos Suspendidos Volátiles digerido, destruido
ST	Sólidos Totales
ST_{bs}	Sólidos Totales, base materia seca
SV	Sólidos Volátiles
SV_0	Sólidos Volátiles de entrada, iniciales
SV_d	Sólidos Volátiles digerido, destruido

TABLA DE CONTENIDO

DEDICATORIA iii
AGRADECIMIENTOS iv
NOMENCLATURA v
Indice de Figuras viii
Indice de Tablas viii
RESUMEN 1
ABSTRACT 2
1 INTRODUCCION 3
1.1 Aguas servidas y producción de lodos 3
1.2 Biosólidos 6
1.2.1 Caracterización de los biosólidos 7
1.3 Digestión anaerobia de lodos 10
1.3.1 Generalidades de la digestión anaerobia 11
1.3.2 Factores determinantes e influyentes 13
1.4 Ensayo potencial de producción de metano 17
Parámetros que afectan el rendimiento del ensayo 18
Sistemas de medición de gases 19
2 ANTECEDENTES 21
2.1 Digestión anaerobia de lodos a nivel de laboratorio 21
2.1.1 Producción de biogás 22
2.1.2 Relación inóculo/sustrato, I:S 24
2.1.3 Condiciones de Operación en ensayos de laboratorio 24
3 HIPOTESIS 26
4 OBJETIVOS 26
4.1 Objetivo General 26
4.2 Objetivo Específico 26
5 METODOLOGIA 27
5.1 Inóculo y sustrato 27
5.2 Ensayos de potencial de producción de metano 27
5.3 Métodos analíticos 28
pH 28
Alcalinidad 28

DQO 29
Sólidos totales y volátiles 29
Sólidos suspendidos totales y volátiles 29
Potencial REDOX 29
Conductividad 29
6 RESULTADOS Y DISCUSION 30
6.1 Caracterización de lodos 30
6.2 Efecto de la razón I:S en el volumen de metano generado 33
6.3 Efecto de la razón I:S en la actividad metanogénica 36
6.4 Efecto de la razón I:S en la eliminación de SV 39
7 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES 43
Conclusiones 43
Recomendaciones 43
8 REFERENCIAS 44
9 ANEXOS 48
9.1 Consumo de agua potable, aguas servidas y lodos en Chile en el periodo 2010-2013 48
9.2 Producción de metano por reactor montado 49
9.3 Comparación de la producción de metano acumulado neta vs producción de metano corregida con el blanco 50
9.4 Velocidad de producción de metano y ACT para cada reactor montado 51

Indice de Figuras

Figura 1. Evolución de los tipos de tecnología de tratamiento de aguas servidas en los últimos años en Chile. 5
Figura 2. Diagrama general de la digestión anaerobia. 11
Figura 3. Diagrama de la digestión anaerobia del lodo primario. 12
Figura 4. Equipo experimental utilizado en ensayos de BMPt. 27
Figura 5. Producción acumulada de metano en los reactores evaluados por duplicado (error 5%). 34
Figura 6. Estimación de la producción acumulada de biogás por reactor (error 5%). 34
Figura 7. Curvas de volumen acumulado de metano. 35
Figura 8. Curvas de producción de metano corregidas con el blanco. 36
Figura 9. Evolución de la DQO del metano húmedo. 42
Figura 10. Curvas de volumen de metano generado por reactor montado. 49
Figura 11. Producción de metano corregida vs sin corregir. 50

Indice de Tablas

Tabla 1. Características generales del lodo primario y secundario de PTAS municipales....6
Tabla 2. Densidad general de patógenos en los lodos secundarios de sistemas de aguas servidas. 8
Tabla 3. Concentraciones máximas de metales en biosólidos para aplicación al suelo. 9
Tabla 4.Concentraciones críticas de algunos metales pesados. 16
Tabla 5. Razones volumétricas evaluadas 28
Tabla 6. Razones volumétricas y razones de SV de I:S 31
Tabla 7. Caracterización inicial de las condiciones evaluadas. 32
Tabla 8. Estimación de la velocidad de producción de metano y de la actividad metanogénica específica. 37
Tabla 9. Análisis estadístico de la constante de producción de metano para cada una de las condiciones evaluadas. 38
Tabla 10.Caracterización final de las condiciones evaluadas. 39
Tabla 11.Reducción de sólidos totales, volátiles y DQO. 40
Tabla 12.Datos sobre la generación de lodos, aguas residuales y consumo de agua potable en Chile, 2010-2013. 48
Tabla 13. Estimación de la velocidad de producción de metano y de la actividad metanogénica específica 51

RESUMEN

Los sistemas de tratamiento de lodos activados de aguas servidas producen una gran cantidad de biosólidos producto de la eliminación de la materia orgánica de éstas. Los biosólidos se caracterizan por su alto contenido de agua, la que les otorga un volumen importante y favorece sus características mecánicas, pero entorpece su manejo y disposición final. Las metodologías de disposición tradicionalmente usadas cada vez se enfrentan a mayores presiones debido a la rigurosidad de la legislación. La solución ideal al problema sería combinar técnicas de reducción, estabilización e higienización de biosólidos en su origen.

La materia orgánica de los biosólidos residuales pueden ser estabilizados por medio de la digestión anaerobia, en la cual, las proteínas serán digeridas en aminoácidos, los carbohidratos en azúcares y los lípidos en ácidos grasos; obteniendo como productos finales biogás y un biosólidos de menor volumen. El uso de la digestión anaerobia como proceso para tratar los residuos orgánicos es cada vez más frecuente, debido a la necesidad de aplicar procesos de disposición más sostenibles, a la presencia de normas para disposición de residuos y a la oportunidad de obtener biogás. Para conseguir un sistema productivo y eficiente se deben considerar diversos aspectos como el tipo de inóculo y sustrato a utilizar y el contenido de nutrientes del sustrato. Debido a lo antes indicado el objetivo de esta tesis es evaluar el efecto de la fracción de inóculo inicial relativa al sustrato alimentado en la producción de biogás a partir de biosólidos provenientes del tratamiento de aguas servidas.

La metodología de trabajo considera la operación de sistemas batch anaeróbicos (BMPt, Bio-Methane Potential test) bajo cuatro condiciones de inóculo/sustrato (I:S): 1:1, 2:5, 1:2, 2:1, con la finalidad de optimizar los procesos de digestión anaerobia. Los resultados indican que la mayor producción de metano se alcanzó con la razón I:S, 1:1. Para esta relación de I:S la producción de metano fue de 158,12 $mlCH_4$ / gSV_0, mientras que la menor producción fue de 8,65 $mlCH_4$ / gSV_0 en la razón I:S de 2:1. Por otra parte, la mayor mineralización de sólidos totales y volátiles se dio con la razón I:S de 2:5 con una remoción de 46,16 y 53,67%, respectivamente.

Palabras clave: lodo residual, biosólidos, digestión anaerobia, producción de metano, razón inóculo/sustrato.

ABSTRACT

The treatment systems of sewage activated sludge produce a large amount of biosolids. The biosolids, produced after removing organic matter from sewage, are characterized by their high water content. Although the water content gives the biosolids a significant volume and enhances its mechanical properties, it hampers their handling and disposal. Traditional methodologies increasingly face greater pressures due to the stringency of the legislation. The ideal solution is to combine reduction, stabilization and sanitizing techniques at the origin of biosolids.

The organic material in the wastewater biosolids can be stabilized by anaerobic digestion, in which the proteins are digested into amino acids, carbohydrates into sugars and lipids into fatty acids;the end product obtained is biogas and biosolids with a reduced volume. The use of anaerobic digestion as a process for treating organic waste is becoming more prevalent due to the need for more sustainable processes for disposal, the presence of standards for waste disposal, and the opportunity to obtain biogas. There are two aspects to consider to achieve a productive and efficient system:the substrate and inoculum type used and the nutrient content of the substrate. The objective of this thesis is to evaluate the effect of the fraction of initial inoculum on the substrate fed into the biogas produced from biosolids during the wastewater treatment.

The working methodology considers the operation of anaerobic batch systems (BMP, potential bio-methane) under four conditions of inoculum / substrate (I:S): 1:1, 2:5, 1:2, 2:1, with the goal of optimizing the processes of anaerobic digestion. The results indicate that the increased production of methane was reached with the ratio I:S, 1:1. For the ratio I:S, the methane production was 158,12 mlCH4 / gSV0 while lower production was 8,65 mlCH4 / gSV0 with theratio I:S of 2:1. Furthermore, the greater total mineralization and volatile solids was obtained with the ratio I:S of 2:5 with removal of 46,16 and 53,67%, respectively.

Keywords: sewage sludge, biosolids, anaerobic digestion, methane production, inoculum/substrate ratio.

1 INTRODUCCION

1.1 Aguas servidas y producción de lodos

Todo asentamiento humano tiene una serie de necesidades básicas para la subsistencia y desarrollo del mismo. Satisfacer estas condiciones implica un uso de recursos y la generación de residuos y desechos. El crecimiento de los núcleos urbanos genera un estrés sobre ciertos recursos: agua, suelo, aire, biota, etc.

En el caso del recurso hídrico, se transforma tanto a nivel de cuencas hidrográficas como a nivel de calidad del agua y surge la preocupación por mejorar y estandarizar la calidad de las aguas servidas. La Superintendencia de Servicios Sanitarios define agua servida como:

> "*Efluentes que resultan del uso del agua en las viviendas, el comercio o la industria como resultado de actividades urbanas, industriales o agrícolas. Contienen materia orgánica e inorgánica, organismos vivos, elementos tóxicos, entre otros, que las hacen inadecuadas para su uso, y es necesaria su evacuación, recolección y transporte para su tratamiento y disposición final. En el caso particular de los residuos líquidos provenientes de las viviendas, reciben la denominación de Aguas Servidas. En el caso particular de las industrias, reciben la denominación de Residuos Líquidos Industriales, Riles"* (SISS).

La composición de las aguas servidas (AS) está ligada al origen de las mismas. Los principales compuestos orgánicos encontrados en las aguas servidas son las proteínas (40%-60%), carbohidratos (25%-50%) y grasas y aceites (10%) (Alarcon, 2009).

En Chile, la promulgación de diversas normativas ambientales produjo un aumento en la cobertura de saneamiento ambiental desde prácticamente cero en 1994 (Barañao & Tapia, 2004) a 99,82[1]% en 2012 (SISS, 2012). Con el aumento en la cobertura de saneamiento, se da el establecimiento de plantas de tratamiento de aguas servidas y posteriormente surge un nuevo reto ambiental, el volumen lodos residuales generados.

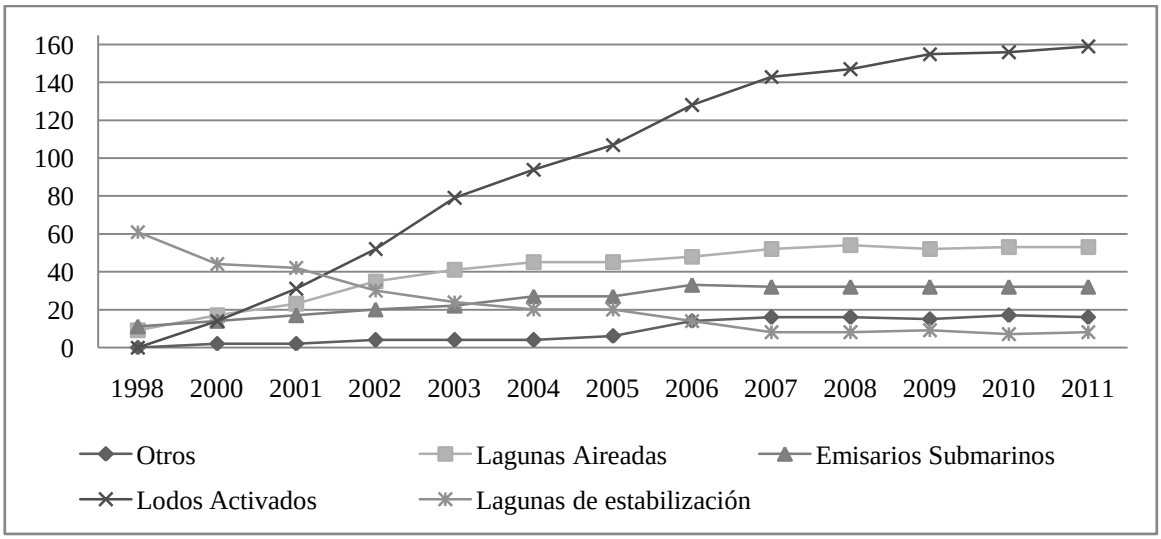
[1] % de cobertura de tratamiento de aguas servidas sobre la población saneada.

A partir de los 90’s se generó un cambio significativo en el enfoque del tratamiento del AS, dando lugar a las primeras plantas de lodos activados (Mena, 2002). Sin embargo, las particularidades geográficas de las regiones chilenas hacen que se den ciertas divergencias en las tecnologías utilizadas en el tratamiento de aguas residuales. No obstante, la evolución de los sistemas usados a lo largo de Chile apunta hacia los lodos activados (Figura 1).

El incremento en la producción de lodos residuales es proporcional al aumento de la cobertura de tratamiento de aguas servidas, igualmente está influenciado por el volumen de aguas residuales generadas por la población así como del tipo de sistema de depuración aplicado.

Para el periodo 2007-2008 el consumo mensual de agua potable por familia oscilaba entre los $14m^3$ por mes de invierno y $26m^3$ por mes en el verano (SISS, 2009), considerando un consumo mensual promedio de $20m^3$ y una composición promedio por familia de 4 personas, el consumo de agua potable es aproximadamente 167 l/hab-día para dicho periodo, lo que es similar al reportado para el 2011, donde el consumo promedio rondó los 170 l/hab-día (SISS, 2011).

A partir de datos sobre la cantidad de personas cuyas aguas son tratadas, valores de generación de agua residual y generación anual de lodos, se puede estimar el factor de generación de biosólidos (FGB). Para el año 2011 se estima que el FGB fue 0,889 g BS/ l AS (Anexo 9.1Consumo de agua potable, aguas servidas y lodos en Chile en el periodo 2010-2013).



Elaboración propia con información del Informe de Gestión del Sector Sanitario, SiSS 2011.

Figura 1. Evolución de los tipos de tecnología de tratamiento de aguas servidas en los últimos años en Chile.

En Chile en el 2009, la mayoría de lodos eran dispuestos o acumulados sin un tratamiento previo de estabilización, debido a que esto elevaría considerablemente los costos operacionales de las plantas, lo que se traduciría en aumentos en las tarifas del servicio (Alarcon, 2009). El costo del tratamiento y disposición de los biosólidos es cerca del 30-40% del costo capital y entre 50 y 60% del costo de la operación (Khắc *et al*., 2011).

Consecuentemente, se da un desplazamiento del apremio, se pasa un problema de contaminación de aguas a una complicación de disposición de sólidos. Este problema es mayor en países desarrollados e industrializados, principalmente porque las regulaciones nuevas causan un aumento en el número de plantas y la disposición de lodos está sujeta a legislación ambiental con estrictos estándares de calidad (Pérez *et al*., 2006).

Con la construcción de nuevas PTAS crece la producción de lodos y con la llegada de nuevos estándares y normas más estrictas se agrava el problema de disposición y manejo de lodos. Las metodologías de disposición tradicionalmente usadas (incineración y aplicación en suelos) cada vez se enfrentan a mayores presiones debido a la rigurosidad de la legislación. Es preferible el reciclado de lodos y el uso de estos en lugar de incinerarlos o enviarlos al relleno sanitario. Sin embargo, la solución ideal al problema sería combinar

técnicas de reducción y remoción de lodos en la fuente de contaminación, es decir, en las PTAS (Pérez *et al*., 2006).

1.2 Biosólidos

Los residuos sólidos o semisólidos provenientes del proceso de tratamiento de agua de servidas, compuestos por materia orgánica residual no descompuesta, o en proceso de descomposición, obtenidos de una PTAS denominan biosólidos (EPA, 1994), es decir, los lodos generados. Sin embargo, se destaca el uso del término biosólidos a manera de recordar los beneficios biológicos de la reutilización de este recurso.

Los sistemas de tratamiento de lodos activados produce una gran cantidad de biosólidos (BS), se estima que por cada miligramo de materia orgánica biodegradable tratada, se generan entre 0,5 y 0,8 mg de nuevas células (Reyes, 2011).

Los lodos generados en las PTAS pueden ser categorizados como primarios o secundarios. Los lodos primarios se originan en los procesos de separación sólido-líquido (decantación, flotación) y los secundarios son los generados en los procesos biológicos (Ramalho, 1996). Los lodos primarios son relativamente más fáciles de degradar. Mientras que la degradación de los secundarios es más compleja, debido a la pared celular de los microorganismos (Speece, 2008).

Tabla 1. Características generales del lodo primario y secundario de PTAS municipales

Parámetro	Unidades	Lodo Primario	Lodo secundario
Sólidos Totales Secos (ST_{bs})	%	2,0-8,0	0,8-1,2
Sólidos Volátiles	% de ST_{bs}	60-80	59-88
Grasas	% de ST_s	13-65	5-12
Proteínas	% de ST_{bs}	20-30	32-41
Nitrógeno	% de ST_{bs}	1,5-4,0	2,4-5,0
Fósforo	% de ST_{bs}	0,2-0,6	0,6-2,3
Energía contenida	MJ/kg	23-29	19-23
Energía	10^6 BTU/ton DQO	20-26	17-20

Fuente: (Speece, 2008)

El contenido de proteínas en el lodo secundario es mayor que en lodo primario. Esto contribuye a una mayor alcalinidad y una mayor concentración de amonio en el lodo digerido. Esta última puede provocar la formación de estruvita (sólido blanco cristalino, precipitado de amonio, fosfatos y magnesio) (Speece, 2008).

Una porción importante del metano producido proviene de la degradación de las grasa del lodo. La conversión de grasas se ve afectada por ocurrencia de la metanogénesis, debido quizás a la necesidad de bajas concentraciones de H_2 en la dinámica de metabolización de grasas (Speece, 2008).

1.2.1 Caracterización de los biosólidos

Los biosólidos se caracterizan por su alto contenido de agua, la que les otorga un volumen importante y favorece sus características mecánicas, pero entorpece su manejo y disposición final. Las características químicas de los biosólidos están relacionadas con su contenido orgánico, nutrientes, concentración de patógenos, concentración de metales y químicos tóxicos (Cortez, 2003).

Nutrientes: los BS provenientes de AS contienen tres nutrientes esenciales para el crecimiento de las plantas: nitrógeno, fósforo y potasio (NPK). Sin embargo, los niveles de NPK presentes en los biosólidos estabilizados son inferiores a los contenidos en fertilizantes químicos (Toro, 2005).

Materia Orgánica: es el porcentaje que representan los sólidos volátiles (SV), su determinación es importante para determinar el potencial de olor, la utilización como mejorador de suelo y para la generación de biogás (Toro, 2005).

Patógenos: los BS son principalmente masa residual constituida por una heterogénea y significativa población de microorganismos como bacterias, virus, protozoos y helmintos (Tabla 2), los cuales se concentran durante el proceso de saneamiento de aguas residuales (Toro, 2005).

Tabla 2. Densidad general de patógenos en los lodos secundarios de sistemas de aguas servidas.

Tipo	Organismo	Densidad (NMP/g peso seco)
Virus	Virus entéricos varios	10^2-10^4
	Bacteriófagos	10^5
Bacterias	Coliformes totales	10^8-10^9
	Coliformes fecales	10^7-10^8
	Estreptococus fecales	10^6-10^7
	Salmonela sp.	10^2-10^3
	Clostridium sp.	10^6
	Mycobacterium de tuberculosis	10^6
Protozoos	Giardia sp.	10^2-10^3
Helmintos	Ascaris sp.	10^2-10^3
	Trichuris vulpis	10^2
	Toxocara sp.	10^1-10^2

Fuente: (Toro, 2005).

Metales Pesados: debido a los procesos físico-químicos envueltos en el tratamiento de aguas residuales, los metales pesados existentes en las aguas residuales tienden a acumularse en los BS generados (Bai *et al*., 2012). Comúnmente se encuentran metales como: boro, cromo, plomo, níquel, mercurio, plata, zinc. Algunos de estos elementos son micronutrientes esenciales requeridos por las plantas. Sin embargo, a altas concentraciones pueden ser tóxicos para los humanos, animales y plantas. La concentración de metales pesados puede limitar la tasa de aplicación del BS en terreno y la vida útil del terreno de aplicación (Toro, 2005).

En Chile de acuerdo al "Reglamento para el manejo de lodos generados en plantas de tratamiento de aguas servidas", solamente se podrán aplicar en suelos BS de Clase A o Clase B, cuyos contenidos máximo de metales pesados sea igual o menor a lo estipulado en la Tabla 3.

Tabla 3. Concentraciones máximas de metales en biosólidos para aplicación al suelo.

Metal	Concentración máxima en mg/kg de ST_{bs} [2]	
	Para aplicación de BS en suelos que cumplen los requisitos establecidos en el reglamento	**Para aplicación de BS en suelos degradados que cumplen los requisitos establecidos en el reglamento**
Arsénico	20	40
Cadmio	8	40
Cobre	1.000	1.200
Mercurio	10	20
Níquel	80	420
Plomo	300	400
Selenio	50	100
Zinc	2.000	2.800

Fuente: (Ministerio Secretaría General de la Presidencia, 2009)

Desde el punto de vista sanitario los biosólidos se clasifican en Lodos Clase A y Lodos Clase B. Los primeros son aptos para aplicación sin restricción; los segundos son aptos para aplicación benéfica, con restricciones de aplicación según tipo y localización de los suelos y cultivos. Los parámetros considerados para la clasificación sanitaria de lodos corresponden a la reducción del potencial de atracción de vectores y a la presencia de patógenos. (Ministerio Secretaría General de la Presidencia, 2009)

En el artículo 6 del "Reglamento para el manejo de lodos generados en plantas de tratamiento de aguas servidas", se establecen ciertas condiciones para considerar un lodo como estabilizado (reducción del potencial de atracción de vectores). El parámetro de aceptación principal es una reducción de sólidos volátiles de un 38% como mínimo.

Para clasificar un lodo como Clase A, adicional al cumplimiento de una reducción de atracción de vectores, el lodo deber tener una densidad de coliformes menor a 1.000 NMP/g ST_{bs}; o una densidad de Salmonella sp. menor a 3 NMP/4 g ST_{bs}. Además, un contenido de

[2] Concentraciones expresadas como contenidos totales.

ova helmíntica viable menor a 1 /4g ST_{bs} (Ministerio Secretaría General de la Presidencia, 2009).

Para clasificar un lodo como Clase B, adicionalmente al cumplimiento de una reducción de atracción de vectores, el lodo debe presentar una media geométrica del contenido de coliformes fecales, producto del análisis de un número de muestras no inferior a siete, tomadas al momento de su uso o de su eliminación, menor que 2.000.000 NMP/g ST_{bs} (Ministerio Secretaría General de la Presidencia, 2009).

1.3 Digestión anaerobia de lodos

La materia orgánica de los lodos residuales puede ser estabilizada por medio de la digestión anaerobia. Para ello, los sólidos orgánicos primero deben ser hidrolizados en compuestos intermedios solubles. En la digestión anaerobia, las proteínas serán digeridas en aminoácidos, los carbohidratos en azúcares y los lípidos en ácidos grasos (Speece, 2008).

El uso de la digestión anaerobia como proceso para tratar los residuos sólidos orgánicos es cada vez más frecuente. Esta tendencia puede ser debido a la necesidad de aplicar procesos de disposición de sólidos orgánicos más amigables con el ambiente que el uso de rellenos sanitarios, a la presencia de normas para disposición de residuos y a la oportunidad de obtener biogás (Esposito *et al*., 2012).

El lodo procedente del tratamiento aerobio de las aguas residuales será la fuente de material orgánico en los procesos metabólicos fermentativos, los cuales producirán gases estables, metano y dióxido de carbono principalmente. Un problema frecuente en la digestión anaerobia de lodos es mantener el equilibrio entre los grupos bacterianos involucrados, si por alguna razón las bacterias metanogénicas dejan de metabolizar los productos formados en la etapa acetanogénica, se dará una acumulación de ácido acético y en consecuencia un descenso del pH y la descomposición de lodo disminuirá (Van Haandel & Marais, 1999).

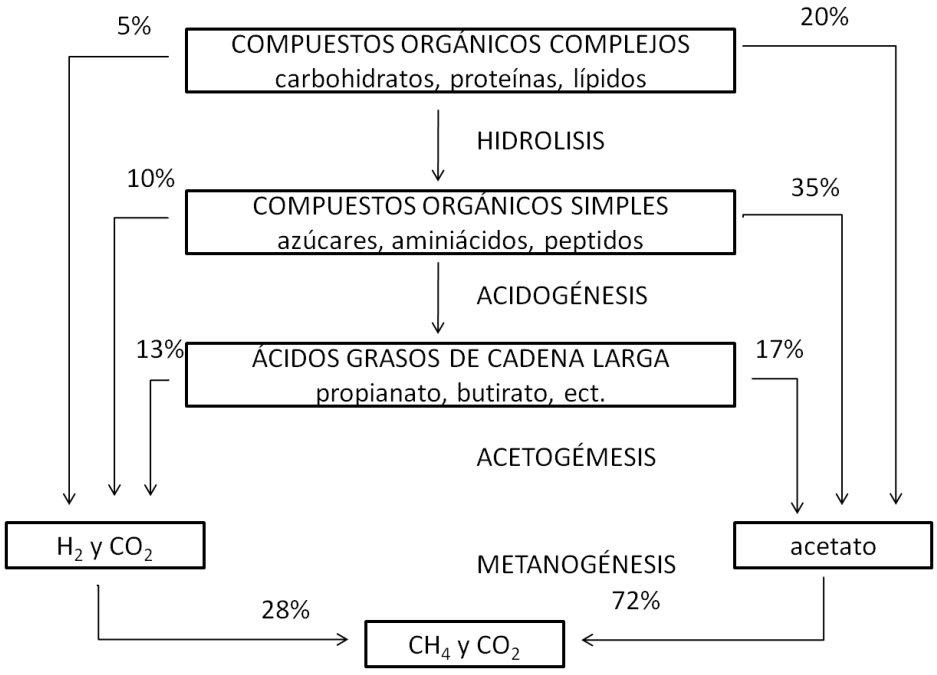
La reducción de la materia orgánica en la digestión anaerobia de lodos es resultado de que la energía química liberada permanece en el metano generado, por lo que se hace necesario catabolizar mucho material para que las bacterias tengan la energía necesaria para el anabolismo. De este modo, solamente una pequeña parte de la materia orgánica utilizada

será sintetizada y la mayoría (80-90%) será transformada en biogás (Van Haandel & Marais, 1999).

La biodegradabilidad del lodo primario varía entre el 40-70% y la del lodo secundario entre 20-50%. Por otra parte, el potencial de producción de metano del lodo primario es 2.5 veces mayor que el del lodo secundario. Debido principalmente al contenido de grasas del lodo primario (Speece, 2008).

1.3.1 Generalidades de la digestión anaerobia

El proceso de la digestión anaerobia consiste en una serie de reacciones que degradan la materia orgánica hasta metano y dióxido de carbono como productos finales (Milán *et al*., 2006). El biogás producido es principalmente metano (aproximadamente 2/3), dióxido de carbono y pequeñas cantidades de mercaptanos, hidrógeno y ácido sulfhídrico (Ramalho, 1996). El proceso de digestión anaerobia se puede dividir en cuatro etapas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis, tal como se muestra en la Figura 2.



Fuente: (Speece, 2008)

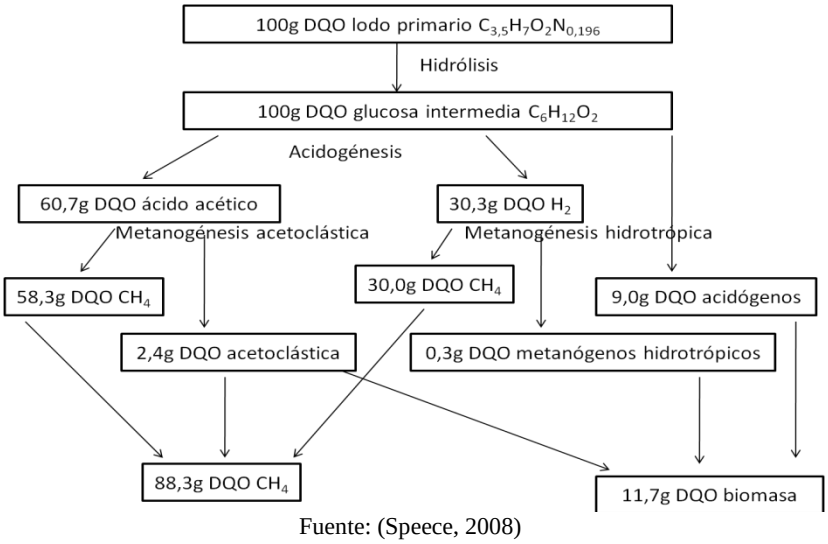
Figura 2. Diagrama general de la digestión anaerobia.

La hidrólisis es un proceso enzimático en el que ocurren tres procesos en paralelo, conversión de carbohidratos, proteínas y lípidos en monosacáridos, aminoácidos y ácidos

grasos de cadena larga, respectivamente (Speece, 2008; Appels *et al*., 2008), la transformación se da por exoenzimas; la degradación de los carbohidratos es producto de la acción de las celulasas que los degradan en monosacáridos, disacáridos y trisacáridos; la degradación de proteínas es mediada por protesas y peptidasas que las transforman en aminoácidos; la catabolización de lípidos es mediada por lipasas que los transforman en ácidos grasos de cadenas largas y glicerol (Mancillas *et al*., 2012).

En la etapa de acidogénesis, dos grupos de bacterias acidogénicas degradan los monosacáridos y aminoácidos en una mezcla de ácidos orgánicos, hidrogeno y dióxido de carbono. En la acetogénesis los ácidos orgánicos son convertidos a acetato, hidrogeno y dióxido de carbono por bacterias acetogénicas que utilizan los ácidos grasos de cadena larga, el propionato, el butirato y el valerato. En la última etapa el hidrogeno y acetato son convertidos en una mezcla de metano y dióxido de carbono. El hidrogeno producido es convertido por bacterias metanogénicas hidrogenotrópicas y el acetato por bacterias metanogénicas acetoclásticas (Hernández, 2011).

En general, la hidrólisis/acidificación es el paso limitante en la digestión anaerobia. Las etapas de hidrólisis y de acidificación limitan la conversión de proteínas, la hidrólisis de estas ocurre en condiciones acidogénicas y metanogénicas, aproximadamente el 20 y 60% respectivamente. En el caso de la conversión de grasas, la etapa limitante es la acidificación (Speece, 2008).



Fuente: (Speece, 2008)

Figura 3. Diagrama de la digestión anaerobia del lodo primario.

Durante la digestión anaerobia se pueden observar los siguientes comportamientos en los niveles de pH, DQO, ácidos volátiles y producción de metano. En la fermentación ácida el pH desciende debido a la generación de ácidos orgánicos y durante la fermentación metanogénica se consumen estos ácidos y el pH aumenta. En el caso de la DQO, esta se mantiene relativamente inalterable, ya que en la fermentación ácida los compuestos solamente se transforman a su forma soluble. La DQO cae durante la fermentación metanogénica (Ramalho, 1996).

Entre los beneficios de la digestión anaerobia está la reducción de SV, reducción de patógenos, se obtiene un lodo estabilizado de menor volumen y más fácil de deshidratar y se da la generación de metano. Por otra parte, es una tecnología de altos costos de inversión, se puede presentar mineralización en el reactor y formación de espumas, así como la existencia de muchos factores que pueden inhibir el proceso. Por ejemplo, alimentar el digestor con lodos muy diluidos es una de las principales causas de un desarrollo inadecuado del proceso de digestión (Reyes, 2011).

Para conseguir un sistema productivo y eficiente se deben de considerar diversos aspectos como el tipo de microorganismo anaerobio a utilizar (inóculo bacteriano), el tipo de sustrato a utilizar y el contenido de nutrientes del sustrato (micro y macronutrientes), así como un adecuado SRT, una alimentación uniforme, mantener una temperatura optima y agitación (Speece, 2008).

1.3.2 Factores determinantes e influyentes

La parte microbiológica de la digestión anaerobia es un proceso complejo y delicado, ya que involucra diversos grupos de bacterias y cada uno tiene sus propias condiciones óptimas de trabajos, debido a sus diferencias en aspectos fisiológicos, nutricionales, cinética de crecimiento y a su sensibilidad a factores ambientales (Appels *et al*., 2008), es sumamente complejo determinar el valor absoluto al que un compuesto actuará como un inhibidor. Esto sumado a que el grado de toxicidad de un compuesto no solamente está en función de su concentración, sino que también está influenciado por las relaciones de

antagonismo[3] y sinergismo[4] entre compuestos, la aclimatación[5] de las bacterias a concentraciones tóxicas de algún elemento y a factores ambientales (Reyes, 2011).

Físico-Químicos

Temperatura: la tasa de digestión anaerobia aumenta con la temperatura, con una fase óptima de 30 a 37°C un aumento de la temperatura sobre los 37°C tiende a disminuir la tasa de digestión. Pero a temperaturas sobre los 42°C nuevamente se observa un aumento en la digestión anaerobia, con una tasa de crecimiento máximo entre los 53-55°C (Van Haandel & Marais, 1999). En función de la temperatura se pueden distinguir 3 rangos de operación (López, 1989):

- Psicrófilo: menos de 25°C
- Mesófilo: entre 25°C y 45°C. Intervalo en el que trabajan la mayoría de reactores, generalmente el óptimo de producción se da entre los 35 y 40°C. Mientras que el balance energético óptimo se sitúa entre los 25 y 35°C. (López, 1989).
- Termófilo: superior a los 45°C. El intervalo óptimo de producción se sitúa entre los 50 y 60°C, sin embargo, el balance energético es muy desfavorable (López, 1989).

La digestión mesofílica ofrece una buena reducción de SV y bajas concentraciones de AGV, pero no logra una reducción de patógenos suficiente para categorizar el lodo como Clase A. Por otra parte, la digestión termófila alcanza una reducción de patógenos suficiente para categorizar el lodo como Clase A y un SRT menor, sin embargo, las concentraciones AGV comúnmente son altas (Speece, 2008).

pH: este depende de la alcalinidad bicarbonatada, de la presión parcial del dióxido de carbono y de la concentración de ácidos volátiles (López, 1989). El valor óptimo está en el rango de 6,5-7,5 (Van Haandel & Marais, 1999). El pH determina la producción de biogás, ya que a pH menores de 6,2 o mayores de 8,0 se inhibe la actividad de las bacterias metanogénicas (López, 1989), debido a la elevada toxicidad de las formas no ionizadas de los ácidos volátiles y del amoniaco (Ferrer and Seco, 1992). A pH bajos predomina la

[3] Antagonismo: reducción de la toxicidad de un substrato en presencia de otro.
[4] Sinergismo: aumento del efecto tóxico de una sustancia causada por la presencia de otra.
[5] Aclimatación: reorganización de los recursos metabólicos para superar las dificultades metabólicas producidas por un sustrato tóxico.

formación de ácido acético y butírico, mientras que a pH mayor a 8 prevalece el ácido acético y propíonico (Appels *et al*., 2008).

La estabilidad del proceso depende de la capacidad reguladora del contenido del digestor, que viene dada por su alcalinidad (Ferrer and Seco, 1992).El bicarbonato de sodio ($NaHCO_3$), hidróxido de sodio (NaOH), carbonato de sodio (Na_2CO_3) y sulfuro de sodio (Na_2SO_4), son los compuesto más comunes utilizados para mejorar la capacidad reguladora dentro del reactor (Esposito *et al*., 2012).

Alcalinidad: representa la capacidad reguladora del digestor. Es una medida del contenido de carbonatos, bicarbonatos, hidróxidos de calcio, magnesio, sodio y potasio, expresada como mg$CaCO_3$/l. Entre los 2.500 y 5.000 mg $CaCO_3$/l se obtiene un rango seguro de operación (López, 1989).

La alcalinidad del lodo crudo y del digerido varía entre 400-1200mg/l y 3000-5000mg/l, respectivamente. Aproximadamente 200mg $CaCO_3$/l producen la destrucción de 1000mg SV/l en lodos primario y 360mg $CaCO_3$/l producen la destrucción de 1000mg SV/l en lodo secundario (Speece, 2008).

Nutrientes y metales pesados

La importancia de los micro y macronutrientes radica en que las concentraciones adecuadas de estos propician el funcionamiento eficaz del reactor, por ejemplo, la presencia en adecuadas concentraciones de los micronutrientes níquel, cobalto y hierro, en digestores anaeróbicos a temperaturas termofílicas y mesofílicas, incrementan las tasas de producción de metano desde el 14% a un 50% (Reyes, 2011).

- Carbono: una adecuada relación de C/N está en el orden de 15-30:1, mientras que la relación C/P está en el orden de 75-113:1 (Reyes, 2011).
- Sulfuros: por si solos son tóxicos para los microorganismos anaeróbicos, sin embargo, la combinación de estos con metales pesados forma sales insolubles que no perjudican la digestión anaerobia (Reyes, 2011).
- Potasio: altas concentraciones de potasio generan un efecto inhibitorio, especialmente para los microorganismos termofílicos (Reyes, 2011).

Tabla 4.Concentraciones críticas de algunos metales pesados.

Sustancia	Símbolo	Concentración estimulante (mg/l)	Concentración moderadamente inhibitoria (mg/l)	Concentración fuertemente inhibitoria (mg/l)
Sodio	Na^{+}	350	3.500-5.500	8.000
Potasio	K^{+}	200-400	2.500-4.500	1.200
Calcio	Ca^{+2}	100-200	2.500-4.000	8.000
Magnesio	Mg^{+2}	75-150	1.000-1.500	3.000
Amonio	NH^{+4}	20-200	1.500-3.500**	3.000
Sulfuro	S^{-2}	1-25	70	200
Cobre	Cu^{+2}	---	---	50-70 (0,5-1)*
Cromo	Cr^{+6}	---	10	200-250 (3)**
	Cr^{+3}	---	---	180-240 (2)**
Níquel	Ni^{+2}	0,05-0,06	---	30 (1-2)**
Zinc	Zn^{+2}	---	400	600-1.700 (0,5-17)**
Arsénico **Arsenato**	As^{+3} As^{+5}	---	>0,7	0,5-17
Cadmio	Cd	---	---	10 (0,01-0,027)**
Plomo	Pb	---	---	250
Cobalto	Co	0,03-0,06	0,5	20
Hierro	Fe	1,1	10	200

*** Concentración en su forma soluble** **Fuente: (Reyes, 2011) y (López, 1989)**

**** Concentraciones inhibitorias a pH 7,4 a 7,6**

Los metales están involucrados en los aspectos de crecimiento microbiano, metabolismo y diferenciación. La presencia de níquel, cobalto y hierro se considera de carácter esencial. El Hierro como nutriente destaca por aumentar la conversión de ácido acético en metano y por su efecto positivo en la reducción de sulfatos (Mancillas *et al*., 2012).

Concentraciones adecuadas de metales esenciales tiene un efecto estimulante en el sistema biológico, mientras que la presencia elevada de estos tiene un efecto tóxico a nivel celular, ya que causa estrés oxidativo, al generar radicales libres. Por otra parte, una limitación en los metales traza esenciales puede significar una disminución en la producción de metano, además un aumento en la inestabilidad del sistema (Mancillas *et al*., 2012).

Operacionales

Agitación: la agitación mejora el proceso al homogenizar la mezcla y facilitar el contacto entre los microorganismos y el sustrato. Además de evitar la formación de espumas en la superficie (López, 1989).

Tiempo de Retención: el tiempo de retención afecta la velocidad de producción de gas, la eficacia del proceso aumenta conforme aumenta el tiempo de retención hasta un valor asintótico. El SRT, es el tiempo medio que el sustrato permanece en el digestor antes de ser eliminado como lodo estabilizado (López, 1989).

Carga Orgánica Volumétrica: generalmente se define como la cantidad de materia orgánica introducida en el digestor por unidad de volumen y tiempo. La concentración de materia orgánica puede ser determinada como DQO, SV, DBO, ST o COT (López, 1989). La relación entre la producción de biogás y la carga volumétrica es proporcional, si la carga volumétrica es baja la población bacteriana disminuye su producción de metano por la falta de sustrato. Sin embargo, si se aumenta excesivamente la carga orgánica la producción de gas puede verse reducida, ya que la generación de ácidos grasos aumenta inhibiendo el proceso de metanización (Raposo *et al*., 2011).

Velocidad del proceso: en general, la velocidad del proceso está limitada por la velocidad de la etapa más lenta, la cual depende de la composición de cada residuo. Para sustratos solubles, la fase limitante habituadal es la metanogénesis, y para aumentar la velocidad la estrategia consiste en adoptar diseños que permitan una elevada concentración de microorganismos acetogénicos y metanogénicos en el reactor. Para residuos en los que la materia orgánica esté en forma de partículas, la fase limitante es la hidrólisis, proceso enzimático cuya velocidad depende de la superficie de las partículas. Para aumentar la velocidad, una de las estrategias es el pretratamiento para disminuir el tamaño de partículas o ayudar a la solubilización (maceración, ultrasonidos, tratamiento térmico, alta presión, o combinación de altas presiones y temperaturas) (IDAE, 2007).

1.4 Ensayo potencial de producción de metano

Los ensayos del potencial de producción de metano, BMPT (Bio-Methane Potential), brindan información importante sobre la bio-metanización de sustratos específicos y

también proveen resultados esenciales para calibrar y validar modelos matemáticos (Esposito *et al*., 2012).

El ensayo BMPT ha sido desarrollado como una metodología estándar para determinar la biodegradabilidad final y asociarla al rendimiento de metano durante la fermentación anaerobia de sustratos orgánicos. La prueba se desarrolla bajo condiciones ideales de descomposición anaerobia (Chynoweth *et al*., 1993), generalmente como sistema batch, midiendo la cantidad máxima de biogás o metano producida por gramo de SV_0, además se logran obtener otros resultados de importancia como el tiempo de digestión necesario para degradar completamente el sustrato y la estimación de la constante cinética de digestión (Esposito *et al*., 2012).

La metodología utilizada para realizar ensayos BMPT es simple, el sustrato y el inóculo se mezclan y se cuantifica el gas producido según las condiciones operacionales propuestas (Esposito *et al*., 2012). Esposito *et al.* (2012), indican que se han propuesto diferentes protocolos estándar para lograr resultados comparables, sin embargo, no se ha logrado la estandarización de alguna metodología.

Parámetros que afectan el rendimiento del ensayo

Entre los principales parámetros que afectan el ensayo de BMPt se encuentra la temperatura, el pH, la agitación, el tamaño de partícula y la razón I:S (Esposito *et al*., 2012).

Mayores temperaturas implican una mayor producción de metano en un menor tiempo de digestión. Sin embargo, incrementos bruscos o desmedidos de temperatura podrían disminuir la producción de biogás, debido a la muerte de cepas bacterianas sensibles a cambios de temperatura. De ahí la importancia de mantener una temperatura estable durante el ensayo (Esposito *et al*., 2012).

Los ensayos BMPt, se recomienda realizarlos a pH cercanos a la neutralidad. Para prevenir caídas en el pH se pueden agregar químicos para complementar la capacidad reguladora del reactor. El bicarbonato de sodio ($NaHCO_3$), hidróxido de sodio (NaOH), carbonato de sodio (Na_2CO_3) y sulfuro de sodio (Na_2SO_4), son los compuesto más comunes utilizados para mejorar la capacidad reguladora dentro del reactor (Esposito *et al*., 2012).

La agitación garantiza una mezcla uniforme y maximiza el contacto entre el sustrato y los microorganismos, se puede aplicar agitación manual, mediante un agitador magnético, o bien, con un sistema de agitación externo. El tamaño de la partícula también influye en desempeño de la BMPt, entre menor sea el tamaño del sustrato mayor será el área superficial disponible a los microorganismos anaerobios y mejor será el rendimiento del ensayo (Esposito *et al*., 2012).

Una adecuada relación inóculo/sustrato (I:S), también contribuye con un rendimiento adecuado de los ensayos de BMPt. Bajas concentraciones de sustrato provocaría una disminución en la producción de metano debido a una baja en la población bacteriana por falta de alimento. Por otra parte, un exceso en la cantidad de sustrato podría generar una aumento de la concentración de ácidos grasos inhibiendo el proceso de metanización (Raposo *et al*., 2011).

Sistemas de medición de gases

Existen diferentes técnicas para medir el volumen de biogás producido en la BMPT (Esposito *et al*., 2012) como el uso de jeringas, dispositivos de desplazamiento de volumen, manómetros, manómetros asistidos con jeringas o medidores de flujo de baja presión (Raposo *et al*., 2011).

Método volumétrico: consiste en el desplazamiento de una solución barrera por el pistón de una jeringa debido a la presencia de biogás. Se debe tener en cuenta la interacción de la solución barrera con los componentes del biogás. Por ello, es común que la solución barrera sea una solución alcalina que cumpla la función de lavar el biogás, así la fracción desplazada corresponderá al metano (Raposo *et al*., 2011).

Método manométrico: el biogás producido es confinado en el bioreactor lo que provoca un aumento en la presión proporcional al aumento de biogás. En este método es necesario un análisis complementario para saber la cantidad de metano producido. Este método presenta una dificultad, ya que el aumento en la presión de bioreactor produce un aumento en la solubilidad del CO_2 con el licor digerido afectando el pH y la temperatura (Raposo *et al*., 2011).

Cromatografía de gases: la cantidad de metano producida se determina por medio de un cromatógrafo de gases, la muestra de biogás es extraída de la parte superior del bioreactor independientemente de la presión del mismo (Raposo *et al*., 2011).

2 ANTECEDENTES

2.1 Digestión anaerobia de lodos a nivel de laboratorio

Si se parte de que la fórmula estructural del lodo secundario es $C_5H_7O_2N$, entonces la fermentación ácida, etapas de hidrólisis, acidogénesis y acetogénesis (Ecuación 1), la metanogénesis (Ecuación 2) y el proceso en general (Ecuación 3), pueden describirse como (Van Haandel & Marais, 1999):

$$C_5H_7O_2N + 3H_2O \rightarrow 2{,}5CH_3COOH + NH_3$$
$$\rightarrow 2{,}5CH_3COOH^- + 1{,}5H^+ + NH_4^- \qquad \textbf{Ecuación 1}$$

$$2{,}5CH_3COO^- + 2{,}5H^+ \rightarrow 2{,}5CO_2 + 2{,}5CH_4 \qquad \textbf{Ecuación 2}$$

$$C_5H_7O_2N + 3H_2O + H^+ \rightarrow 2{,}5CO_2 + 2{,}5CH_4 + NH_4^+$$
$$\text{ó} \qquad \textbf{Ecuación 3}$$
$$C_5H_7O_2N + 4H_2O \rightarrow HCO_3^- + 1{,}5CO_2 + 2{,}5CH_4 + NH_4^+$$

Considerando las ecuaciones anteriores, en la fermentación ácida hay un consumo de 0,66 $gCaCO_3/g\ lodo_d$ transformado a ácido acético y en la fermentación metanogénica hay una producción alcalina de 1,1 $gCaCO_3/g\ lodo_d$. Por lo tanto en la digestión de lodo secundario se produce un aumento de la alcalinidad de $0{,}44gCaCO_3/g\ lodo_d$ (Van Haandel & Marais, 1999). Por otra parte, Speece reporta un aumento de la alcalinidad de $0{,}36g\ CaCO_3/g\ lodo_d$ (Speece, 2008).

Los valores normales de alcalinidad en digestores anaerobio varían entre 1.500-5.000mg $CaCO_3$/l, mientras que el intervalo óptimo está entre 2.000 y 2.500 mg $CaCO_3$/l. El cociente entre ácidos volátiles/alcalinidad por encima de 0,8 indican que se ha producido una inhibición de la metanogénesis, valores entre 0,3 y 0,4 indican la presencia de problemas y que se deben tomar medidas correctoras (Ferrer and Seco, 1992).

Respecto a la temperatura en la digestión anaerobia de lodos, se tiene que procesos mesofílicos brindan una buena reducción de sólidos volátiles y una baja concentración de

ácidos grasos volátiles, pero no logra una reducción de patógenos suficiente para considerar el lodo como Clase A. Mientras que los procesos termofílicos logran tiempos de retención menores, consiguiendo una reducción suficiente de patógenos para ser considerados como Clase A, sin embargo, comúnmente las concentraciones de ácidos grasos volátiles son excesivas (Speece, 2008).

El uso de modelos cinéticos de primer orden es común en la estimación de la desintegración de la materia orgánica simple (lodos residuales, estiércol de animales de granja), mientras que los modelos cinéticos de superficie son usados para la simulación de la desintegración de la materia orgánica compleja (Esposito *et al*., 2012).

Los principales modelos cinéticos aplicados en la digestión anaerobia de lodos residuales son los modelos basados en cinéticas de primer order, el Modelo de Monod y el de Monod modificado, el Modelo de Andrews, el Modelo de Contois y el Modelo de Chen y Hashimoto (López, 1989).

En la literatura especializada hay muy poca información sobre los valores de la constante cinética, *k*, para lodos residuales secundarios y de la información existente la mayoría corresponden a valores de ecuaciones cinéticas de primer orden. Entre los valores de *k* para ecuaciones primer orden se encuentran de 0,17-0,60 d^{-1} y como valor intermedio suele encontrarse 0,25d^{-1}(Tomei *et al*., 2008; Vavilin *et al*., 2008).

2.1.1 Producción de biogás

Para sistemas de digestión anaerobio en general, teóricamente se estima que la producción de metano en relación con la DQO destruida es de 4mg DQO_d/mg CH_4, es decir, que se forma 1mg de metano por cada 4mg de DQO_d, la masa de metano será ¼ de la masa de DQO_d en el proceso (Van Haandel & Marais, 1999). También existe la relación de que 0,395 l $CH_{4\ seco}$/g DQO_d (Speece, 2008) o de que 0,418 l $CH_{4\ húmedo}$/g DQO_d (a 35°C y 760 mm de Hg).

Los lodos de depuración presentan valores de producción de metano variables en función de su origen, teóricamente 1kg de CH_4 se origina de 2,67kg SSV (Van Haandel & Marais, 1999). Ferrer y Seco, reportan como valores típicos de producción de metano en la digestión de lodos residuales; 0,5-0,7 m^3CH_4/kg SSV_0 y de 0,75-1,1 m^3CH_4/kg SSV_d

(Ferrer and Seco, 1992). La IDEA, reporta para lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas con sistemas biológicos valores del orden de 0,33 m^3 CH_4/kg SV_0 en régimen mesofílico y de 0,36 en régimen termofílico, variando en función de la edad del fango y su contenido en lodos primarios o secundarios. (IDAE, 2007)

El poder calorífico del biogás es de aproximadamente 20-28MJ/m^3. Cuando se utiliza como fuente de calor se quema en su estado original, si se desea utilizar para generar energía eléctrica o mecánica se debe de purificar. En términos de potencia un 1m^3 de biogás produce 1,6-1,9kWh de electricidad y 3,5kWh de calor (López, 1989).

Asumiendo que la degradación de sustrato es proporcional a la producción de metano, se puede plantear la Ecuación 4. Donde X_0 corresponde a la concentración de sustrato inicial y X_t es la concentración de sustrato en el momento *t*. Mientras, Y_P es el coeficiente de producción de metano y *G* es el volumen de biogás acumulado en el momento *t*.

$$X_0 - X_t = Y_P\, G \qquad \textbf{Ecuación 4}$$

Si el tiempo de digestión se extiende indefinidamente, el volumen de biogás acumulado *G* se convierte en el volumen máximo de biogás acumulado, G_m y surge la Ecuación 5. Al integrar dicha expresión y considerando una cinética de primer orden, se obtendrá la Ecuación 6, con la que se puede calcular la producción de metano en el momento *t* y la constante de producción de metano, *k*.

$$t \to \infty \;\Rightarrow\; X_t \to 0 \;\Rightarrow G \to G_m$$
$$X_0 = Y_P\, G_m \qquad \textbf{Ecuación 5}$$

$$G = G_m(1 - e^{-kt}) \qquad \textbf{Ecuación 6}$$

Es importante considerar que siempre la producción de metano en los reactores será menor a la proyectada en la teoría debido a la cantidad de factores que influyen en la actividad del reactor (Raposo *et al*., 2011). Sin embargo, utilizar una aproximación estequiométrica junto con información de biodegradabilidad produce una estimación aceptable del rendimiento de metano (Labatut *et al*., 2011).

2.1.2 Relación inóculo/sustrato, I:S

Raposo *et al*, indican que la influencia del inóculo en el reactor depende fundamentalmente de 6 factores: origen, concentración, actividad, pre-incubación, aclimatación-adaptación y almacenamiento (Raposo *et al*., 2011).

Generalmente la cantidad de inóculo utilizada se expresa como porcentaje de volumen, sin embargo, es más útil expresarlo en términos de concentración de SV. Si se estudia la biodegradabilidad de microcontaminantes se sugiere el uso de bajas concentraciones de inóculo (1-3gST/l) debido a que el inóculo contribuye a la formación de biogás, lo que puede distorsionar los resultados; por ello recientemente se ha dado el uso de inóculo "desgasificado" el cual ha sido pre-digerido entre 2-7 días, lo que reduce el volumen del biogás producido en los blancos de control y dando una mayor precisión a la producción neta de biogás (Raposo *et al*., 2011).

Para mantener la harmonía en los ensayos de biodegradación anaerobia, Raposo *et al* recomiendan trabajar con valores mayores o iguales a $0{,}5 ml_I/ml_S$, ya que para estos nunca se ha reportado inhibición. Por su parte Lim y Fox, reportan un valor óptimo de $0{,}4\ ml_I/ml_S$ en la digestión de lodos residuales.

El volumen de inóculo utilizado en las pruebas BMPt en la literatura varía de 2-72%, aún no se ha esclarecido la importancia de la razón I:S como parámetro experimental. Sin embargo, se reporta que a mayor fracción orgánica en el lodo residual menor debería ser la razón de I:S óptima (Lim & Fox, 2013).

El estudio realizado por Lim y Fox, en una mezcla lodo primario-secundario espesado como sustrato y lodo granular como inóculo, expone como resultado, que la producción de metano es de $51{,}4 ml CH_4/g\ SV_0$ para un razón volumétrica I:S de 1:1, $76{,}3 ml\ CH_4\ /g\ SV_0$ para I:S=1:3 y $21{,}9 ml\ CH_4\ /g\ SV_0$ para I:S=1:8 (Lim & Fox, 2013).

2.1.3 Condiciones de Operación en ensayos de laboratorio

Volumen: el volumen total en reactores de prueba batch es inversamente proporcional al número de replicas que van a ser monitoreadas. La naturaleza del sustrato también influye en la selección del volumen, entre más homogéneo el sustrato menor será el volumen requerido para determinar con exactitud la cantidad de metano producido (Raposo *et al*.,

2011). Raposo *et al*, en su investigación encontraron que el rango de volumen usado en los reactores pilotos varía de 0,1-120 litros, siendo valores cercanos a 1 litro los más utilizados y más útiles.

Temperatura: la mayoría de experimentos son realizados en regímenes mesofílicos y sólamente unos pocos en regímenes termofílicos. La principal razón podría ser que un proceso de digestión anaerobia a 35°C es lo suficientemente eficiente y que aumentos en la temperatura acarrea incrementos en el costo operacional (Raposo *et al*., 2011), así como un mayor control de operación, ya que las altas temperaturas podrían incrementan la fracción de amonio libre y la pk_a de los AGV, lo que puede inhibir el proceso de digestión (Appels *et al*., 2008).

Duración: el tiempo del ensayo está relacionado con la cinética del proceso. Se reportan periodos de digestión desde 7 hasta 240 días. Comúnmente el 80-90% de potencial de metano se alcanza en los primero 8-10 días (Raposo *et al*., 2011).

3 HIPOTESIS

La fracción de inóculo/sustrato en ensayos anaeróbicos influye en la producción de biogás de biosólidos provenientes del tratamiento de aguas servidas.

4 OBJETIVOS

4.1 Objetivo General

Evaluar el efecto de la fracción de inóculo inicial relativa al sustrato alimentado en la producción de biogás a partir de biosólidos provenientes del tratamiento de aguas servidas.

4.2 Objetivo Específico

- Evaluar la evolución de la producción de biogás a partir de biosólidos provenientes del tratamiento de aguas servidas comparando diferentes relaciones de inóculo/sustrato.
- Relacionar parámetros de operación y producción de biogás de la digestión anaeróbica de biosólidos provenientes del tratamiento de aguas servidas bajo diferentes fracciones de inóculo/sustrato.

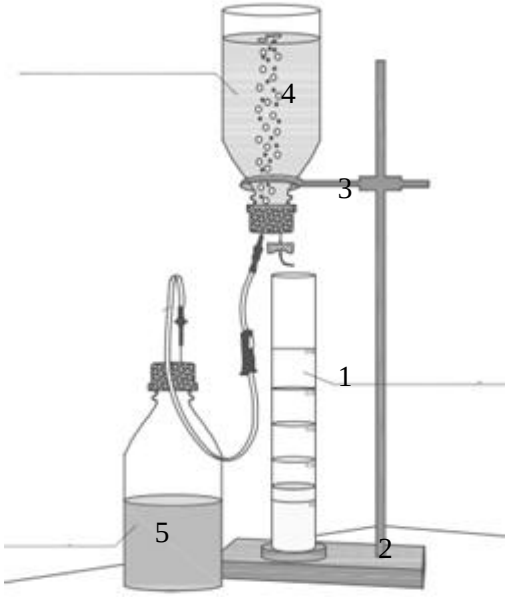
5 METODOLOGIA

5.1 Inóculo y sustrato

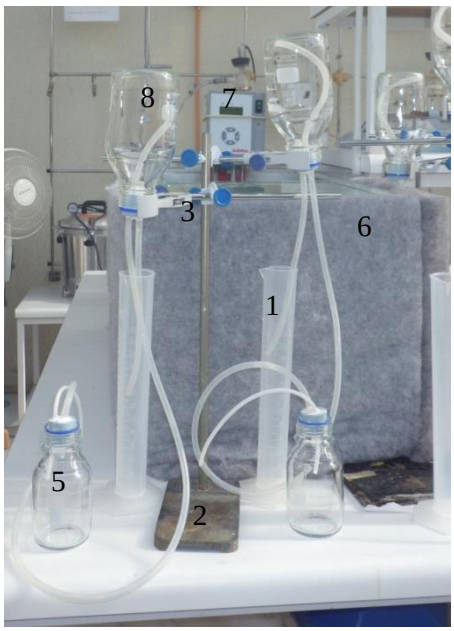
Se utilizó como inóculo lodo anaerobio procedente de los reactores anaerobios A y B de la Planta de Tratamiento de Aguas Servidas Bio Bio. Como sustrato se utilizó una mezcla de lodo primario y secundario, de la misma planta, con una razón 1:1. La caracterización del sustrato y del inóculo se muestra en la Tabla 1.

5.2 Ensayos de potencial de producción de metano

Se implementó un sistema de 10 reactores tipo Batch con un volumen efectivo de 150ml (250ml volumen total), sumergidos en un baño a 35,0±0,1°C. La actividad metanogénica se determinó mediante el principio de desplazamiento del volumen de la solución barrera, NaOH con una concentración de 20g/l, desde los frascos de 500ml.



Fuente: (Esposito *et al.*, 2012)



Sistema montado

1. Probeta
2. Soporte
3. Prensas
4. Solución barrera
5. Reactor
6. Baño
7. Calentador
8. Botella Mariotte

Figura 4. Equipo experimental utilizado en ensayos de BMPt.

Los reactores se gasificaron con nitrógeno durante 1min, posteriormente se selló el sistema y se sumergió el reactor en el baño y se dio origen al inicio del ensayo. Se aplicó agitación manual una vez al día. Y no se le añadieron ni nutrientes, ni se estabilizó el pH.

Se evaluaron cuatro razones volumétricas de inóculo/sustrato; 1:1, 2:5, 1:2 y 2:1, las cuales se trabajaron por duplicado. Se utilizó un blanco, por duplicado, I:S=1:0. Tal como se muestra en la Tabla 5.

Tabla 5. Razones volumétricas evaluadas

Reactor	I:S	Volumen de Lodo (±1 ml)	
		I	S
A1 A2	1:0	150	0
B1 B2	1:1	75	75
C1 C2	2:5	43	107
D1 D2	1:2	50	100
E1 E2	2:1	100	50

5.3 Métodos analíticos

pH

Se determinó el pH inicial del inóculo, del sustrato y de las 4 condiciones I:S a evaluar. Al finalizar el ensayo se midió el pH de las cuatro condiciones evaluadas y del blanco. La medición se realizó de forma directa sobre las muestras con un multiparamétrico marca OAKTON, modelo PC 650.

Alcalinidad

Se determinó la alcalinidad total y parcial del inóculo y del sustrato, mediante una valoración con ácido sulfúrico 0,5 de normalidad, según el método 2320B de Standard Methods for examination of water and wastewater. Utilizando el multiparamétrico OAKTON PC 650 para medir el pH.

DQO

Se aplicó el método 5220 D de Standard Methods for examination of water and wastewater. Las muestras se diluyeron a un factor de dilución igual a 100 y se utilizaron 2,5ml de muestra diluida. Las pruebas se realizaron por duplicado. Se midió la concentración en un espectrofotómetro a 600nm marca Thermo Spectronic, modelo Genesys 10uv.

Sólidos totales y volátiles

Se determinaron los ST y SV del inóculo, del sustrato y de las 4 condiciones I:S a evaluar al inicio y al final del ensayo, de acuerdo a los métodos 2540B y 2540E del Standard Methods for examination of water and wastewater, respectivamente. Las muestras se diluyeron con un factor de dilución de 10 y se utilizaron 15ml de muestra para las pruebas iniciales y diversos factores de dilución en las pruebas finales. Se usó una estufa Mermmet Model 400, una mufla JS Research modelo JSMF-30T y una balanza analítica Precisa XB 120A.

Sólidos suspendidos totales y volátiles

Se determinaron los SST y SSV del inóculo y del sustrato, por duplicado, de acuerdo a los métodos 2540D y 2540E del Standard Methods for examination of water and wastewater, respectivamente. Las muestras se diluyeron con un factor de dilución de 10 y se utilizaron 6ml de muestra en el caso del inóculo y 5ml con el sustrato. Se usó una estufa Mermmet Model 400, una mufla JS Research modelo JSMF-30T y una balanza analítica Precisa XB 120A.

Potencial REDOX

Se determinó el potencial REDOX del inóculo, del sustrato y de las 4 condiciones I:S a evaluar. La medición se realizó de forma directa sobre las muestras con un multiparamétrico marca OAKTON, modelo PC 650.

Conductividad

Se determinó la conductividad del inóculo, del sustrato y de las 4 condiciones I:S a evaluar. La medición se realizó de forma directa sobre las muestras con un multiparamétrico marca OAKTON, modelo PC 650.

6 RESULTADOS Y DISCUSION

6.1 Caracterización de lodos

Las características iniciales del inóculo, el sustrato y las 4 condiciones evaluadas se resumen en la Tabla 7, mientras que las características finales de las 4 condiciones estudiadas y del blanco se muestran en la Tabla 10.

El pH inicial de los reactores varió de 6,10 a 7,02. El pH no se estabiliza con la finalidad de comprobar la capacidad neta del lodo de soportar las fluctuaciones de pH durante la digestión anaerobia.

Se puede considerase que el pH inicial no inhibió el proceso de digestión, ya que se logró una producción de metano estable en los 5 reactores. Vinculando el pH con la alcalinidad del sustrato y del inóculo, se tiene que estos se encuentran dentro del rango seguro de operación entre los 2.500 y 5.000 mg $CaCO_3$/l.

López (1989) indica que reactores con una alcalinidad de 1.000 mg $CaCO_3$/l y con un pH de 6,0 poseen una buena capacidad de respuesta frente a los aumentos de ácidos volátiles durante la digestión anaerobia. Considerando la alcalinidad del sustrato y del inóculo se podría especular que la alcalinidad inicial de los Reactores B, C, D y E, se encontraba sobre los 1000mg $CaCO_3$/l. Esto podría explicar el porqué no se inhibió la digestión pese a los valores iniciales de pH menores a 6,5.

El potencial de oxidación-reducción, ORP (oxidation/reduction potential), es una medida del grado de anaerobiosis del medio. Valores entre los -300 y -330mV brindan un rango óptimo para las bacterias metanogénicas (López, 1989). El ambiente inicial de los 5 reactores era un ambiente reductor, variando desde los -322,2 a -415,0mV. La conductividad de varió desde 5,154 hasta 6,380 mS.

En el caso de los sólidos suspendidos totales y volátiles, el sustrato tuvo una mayor concentración de estos respecto al inóculo. El mismo comportamiento se presentó en los parámetros de sólidos totales, sólidos volátiles y la demanda química de oxígeno. En el caso de los reactores, entre menor fuese la razón I:S, es decir, entre mayor fuese el volumen de sustrato utilizado, mayor fue la magnitud de estos parámetros.

Partiendo de los volúmenes de inóculo y sustrato utilizados en cada reactor y de la cantidad de SV del inóculo y sustrato (Tabla 1), se puede estimar la razón I:S en términos de SV, tal como se muestra en la Tabla 6

Tabla 6. Razones volumétricas y razones de SV de I:S

Reactor	I/S	
	ml/ml	g SV/g SV
Reactor A	-	-
Reactor B	1,00	0,29
Reactor C	0,40	0,11
Reactor D	0,50	0,14
Reactor E	2,00	0,57

Tabla 7. Caracterización inicial de las condiciones evaluadas.

	pH	ORP (mV)	Conductividad (mS)	Alcalinidad (g $CaCO_3$/l) Parcial	Alcalinidad (g $CaCO_3$/l) Total	ST (g/l)	SV (g/l)	SST (g/l)	SSV (g/l)	DQO (g/l)
Inóculo	7,02 ±0,16*	-415,0 ±75,4*	5,154 ±0,114*	1,92 ±0,24*	3,15 ±0,20*	17,00 ±0,06**	11,16 ±0,04**	13,83 ±0,24*	10,00 ±0,24*	16,12 ±0,23*
Sustrato	6,34 ±0,39*	-383,6 ±39,2*	5,011 ±1,415*	1,52 ±0,34*	5,06 ±1,25*	52,29 ±0,18**	38,84 ±0,14**	49,50 ±3,25*	37,20 ±2,55*	66,97 ±2,09*
Reactor A	7,02 0,16*	-415,0 ±75,4*	5,154 ±0,114*	1,92 ±0,24*	3,15 ±0,20*	17,00 ±0,06**	11,16 ±0,04**	13,83 ±0,24*	10,00 ±0,24*	16,12 ±0,23*
Reactor B	6,32 ±0,01**	-337,7 ±0,2**	6,088 ±0,001**	-	-	35,60 ±0,12**	25,67 ±0,09**	-	-	41,71 ±7,19*
Reactor C	6,10 ±0,01**	-322,2 ±0,2**	6,342 ±0,001**	-	-	47,47 ±0,16**	33,33 ±0,11**	-	-	58,77 ±12,30*
Reactor D	6,11 ±0,01**	-337,7 ±0,2**	6,380 ±0,001**	-	-	44,67 ±0,15**	32,27 ±0,11**	-	-	51,55 ±3,02*
Reactor E	6,45 ±0,01**	-322,9 ±0,2**	5,882 ±0,001**	-	-	28,13 ±0,09**	20,33 ±0,07**	-	-	37,77 ±4,41*

*Desviación estándar
**Error del método

6.2 Efecto de la razón I:S en el volumen de metano generado

El efecto de la razón I:S en la producción de metano a 35°C se aprecia en la Figura 7. La razón 1:1, Reactor B, fue el que presentó la mayor producción de metano. Antagónicamente, la razón 2:1, Reactor E, fue el que presentó la menor producción de metano.

El Reactor A, era el que contaba con la menor carga orgánica, 11,16 g SV_0/l. Además, dicha carga correspondía únicamente a los SV provenientes del lodo anaerobio, por lo que era de esperarse que la producción de metano fuese la menor, ya que la población bacteriana disminuye su producción de metano por la falta de alimento.

La expectativa anterior se cumplió hasta aproximadamente el día 3, a partir de dicho tiempo la producción de metano del Reactor E empezó a ser menor que la producción del Reactor A. Este comportamiento pudo deberse a una caída en el pH del Reactor E, probablemente debido al aumento de la concentración de AGV.

En el Reactor E se aplicó una razón volumétrica de I:S de 2:1, se tenían aproximadamente 0,57$gSV_{inóculo}$/ $gSV_{sustrato}$ y probablemente la alcalinidad de este reactor era la menor entre los reactores B, C y D. Al poseer una mayor concentración de lodo anaerobio activo, la producción de AGV presumiblemente fue mayor que la capacidad tapón de la mezcla para contrarrestar la caída del pH. Situación que inhibió a los microorganismos metanogénicos, los cuales en su mayoría, prefieren desarrollarse en condiciones cercanas al pH neutral.

En el caso de los Reactores C y D, durante el tiempo del ensayo mantuvieron un comportamiento similar.

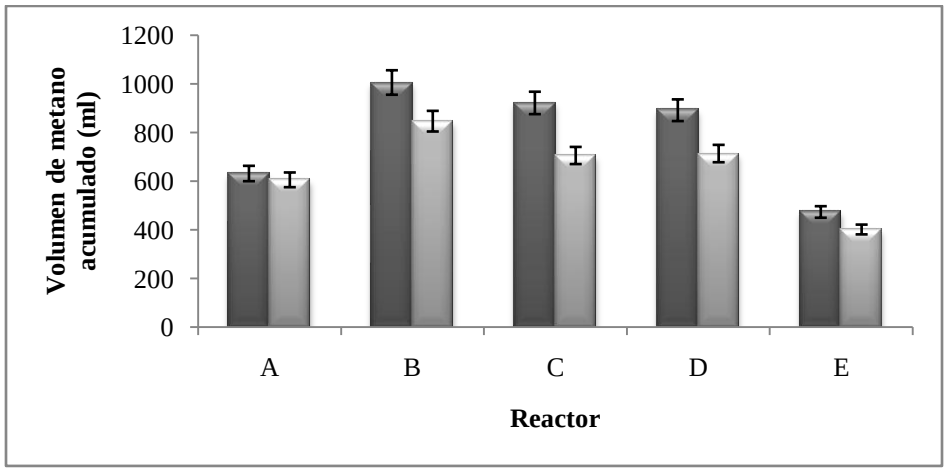


Figura 5. Producción acumulada de metano en los reactores evaluados por duplicado (error 5%).

Considerando que el metano corresponde al 70% del biogás producido, se estima la producción promedio de biogás de cada reactor, tal como se muestra en la Figura 6.

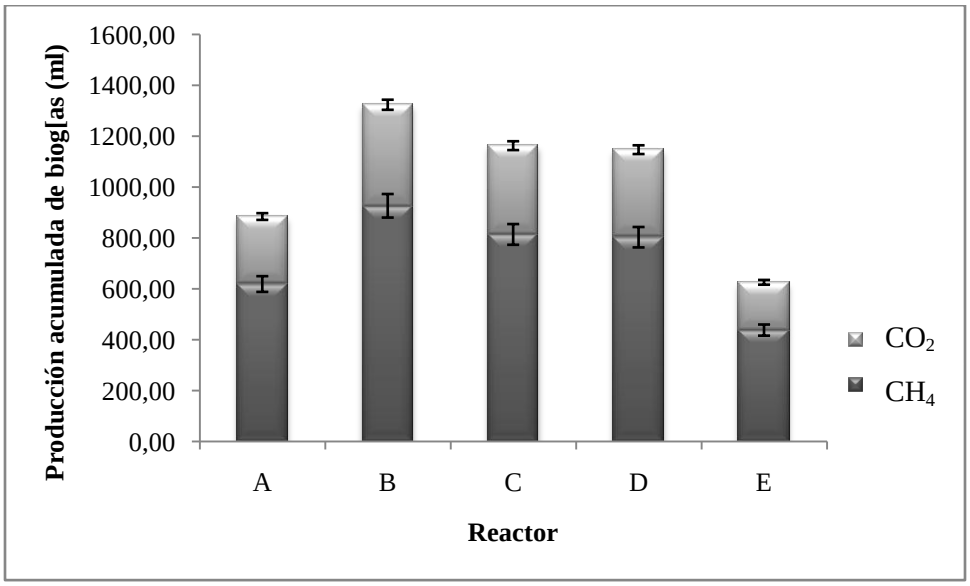


Figura 6. Estimación de la producción acumulada de biogás por reactor (error 5%).

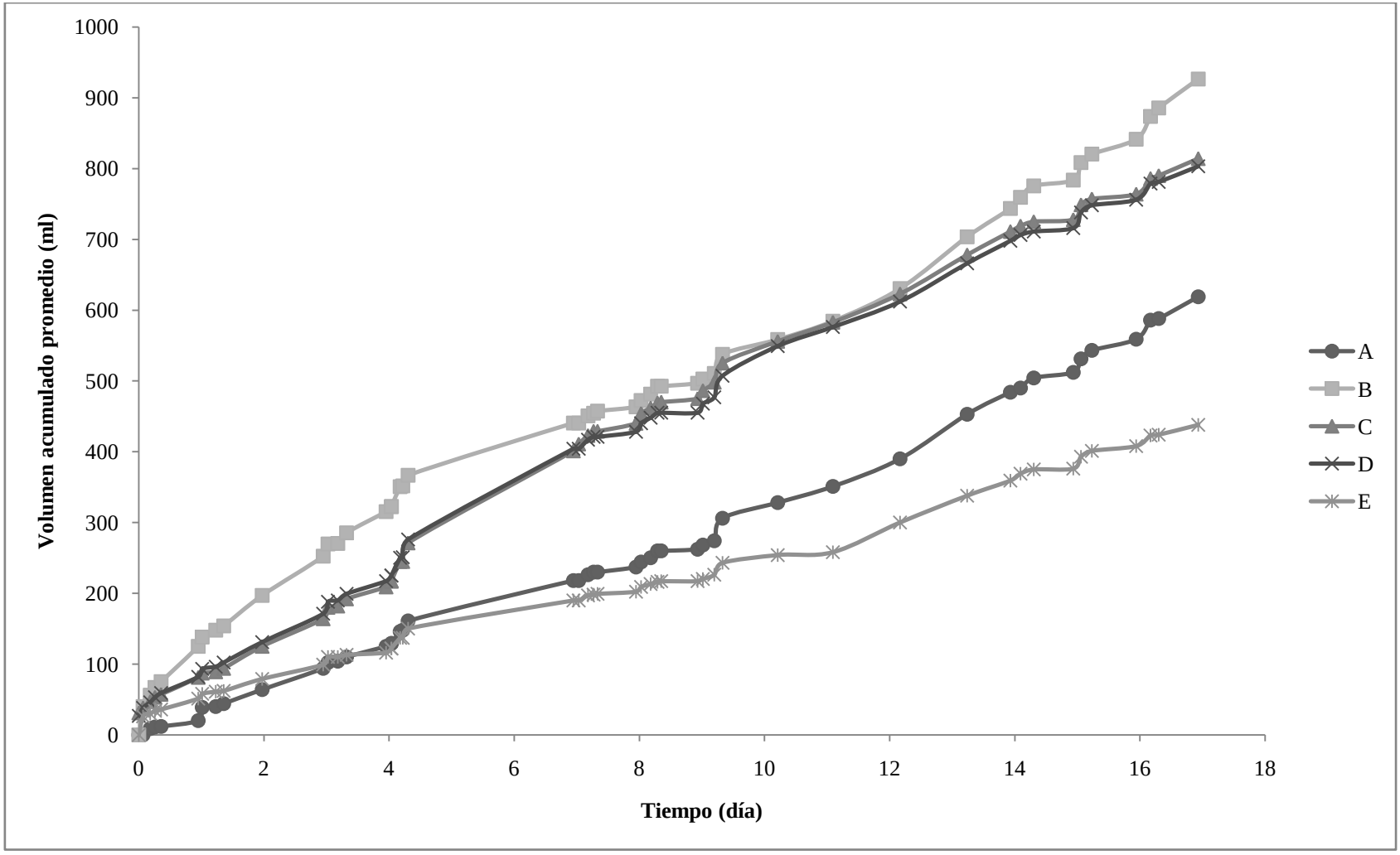


Figura 7. Curvas de volumen acumulado de metano.

6.3 Efecto de la razón I:S en la actividad metanogénica

Para apreciar la actividad metanogénica de cada reactor sin la interferencia de la producción del inóculo, a la producción de metano (ml CH_4/ g SV_0) de los Reactores B, C, D y E se le resta el volumen de metano producido por el inóculo según las proporciones utilizadas, tal como muestra la Ecuación 7.

En la Figura 8 se muestran las curvas de producción de metano corregidas con el blanco. En la cual se aprecia un comportamiento similar al descrito en la sección anterior para la Figura 7. En la sección 9.3, se presentan gráficas comparativas entre la producción de metano acumulada neta y la producción de metano corregida con el blanco.

$$Producción\ CH_4\ corregida = \frac{ml\ CH_4\ \ reactor}{g\ SV_0\ reactor} - \left(\frac{ml\ CH_4\ inóculo}{g\ SV_0\ inóculo} * \frac{g\ SV_0\ inóculo}{g\ SV_0\ reactor}\right)$$

Ecuación 7

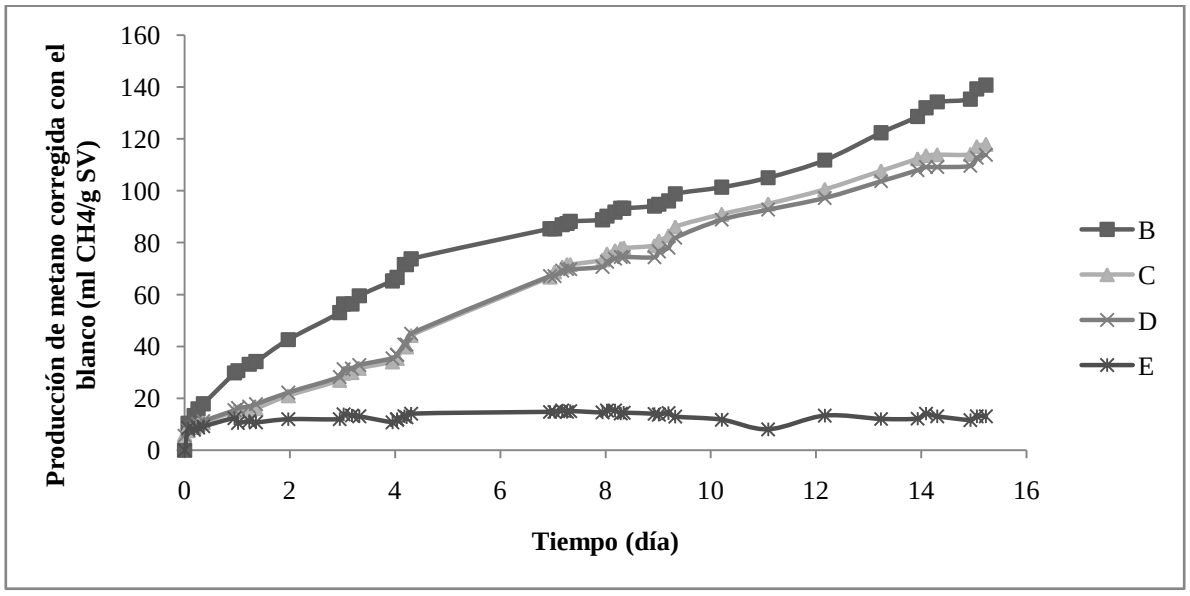


Figura 8. Curvas de producción de metano corregidas con el blanco.

Realizar una comparación de la producción obtenida con valores en la literatura resulta difícil, debido a las diferencias en las condiciones experimentales y a las características del los lodos utilizados. Uno de los estudios más recientes y con condiciones experimentales

similares a las utilizadas, es el estudio de Lim and Fox (2013); en el que se utiliza lodo anaerobio granular como inóculo y una mezcla de lodo primario y secundario.

Entre las semejanzas está el uso de razones volumétricas y uso de una mezcla de lodo primario-secundario procedente de una PTAS. Entre las diferencias está el uso de inóculo pre-digerido, así como el origen del mismo. Lim and Fox, utilizaron un inóculo anaerobio procedente de una planta de tratamiento de residuos industriales, por lo que necesitaron un periodo de aclimatación de aproximadamente 15 días, en el caso de este estudio el periodo de aclimatación no se percibe debido a que el lodo anaerobio procede de la misma planta, por lo que ya está familiarizado al sustrato con el que fue alimentado.

A parir de las curvas de volumen acumulado de metano (Figura 7) se estima la velocidad de producción de metano de cada reactor, la cual corresponde a la pendiente de la curva. Una vez conocida la velocidad de producción de metano se procede a calcular la actividad metanogénica específica, ACT. Las velocidades de producción se calcularon utilizando una sección de la curva, de las 0,00 a las 100,25 horas. Los valores calculados se muestran en la Tabla 8.

Tabla 8. Estimación de la velocidad de producción de metano y de la actividad metanogénica específica.

Reactor	Velocidad de producción de metano				Actividad metanogénica específica (g DQO_{CH4}/g SV_0)	
	Sin corregir		Corregida			
	$mlCH_4/h$	R^2	$mlCH_4/h$	R^2	Sin corregir	Corregida
A	1,362	0,992	-	-	0,047	-
B	2,978	0,982	0,591	0,970	0,044	0,034
C	1,909	0,992	0,297	0,991	0,022	0,017
D	1,990	0,993	0,308	0,992	0,024	0,018
E	1,076	0,965	0,055	0,430	0,020	0,003

El Reactor B fue el que tuvo la mayor velocidad de producción de metano 2,978 ml CH_4/h. Seguido por los Reactores D y C, los que presentaron una velocidad muy similar entre sí.

El reactor con la menor velocidad de producción fue el Reactor E. Sin embargo, es importante destacar que las velocidades calculadas son una aproximación, ya que los cálculos se realizaron mediante una línea de tendencia de primer orden y en únicamente una porción de los datos. Esto debido a que el comportamiento real de las curvas es el de un polinomio.

El valor de la ACT permite determinar la capacidad de remoción de DQO, lo que faculta la estimación de la carga orgánica máxima que puede ser aplicada a un reactor sin comprometer la estabilidad del mismo. Además, este valor se utiliza en ensayos de toxicidad en donde se determina el porcentaje de ACT que pierde un lodo debido a la presencia de un compuesto inhibitorio, dato que puede ser utilizado para estimar la viabilidad del tratamiento anaerobio.

La constante de producción de metano (*k*), es una medida de la actividad de la biomasa bajo las condiciones y el periodo correspondiente a la prueba. Es un valor característico de cada sustrato y brinda información sobre el tiempo requerido para generar el máximo potencial de producción de metano.

Esta varió, (*k*), varió desde 0,077 a 0,137 d^{-1}, en la Tabla 9 se muestra el resumen del análisis estadístico para cada una de las condiciones. El mayor rendimiento, respecto a producción de metano, fue el Reactor B con 158,12 $mlCH_4$ / gSV_0 y el menor rendimiento fue de 8,65 $mlCH_4$ / gSV_0 en el Reactor E.

Tabla 9. Análisis estadístico de la constante de producción de metano para cada una de las condiciones evaluadas[6].

I:S (ml/ml)		A	B	C	D	E
Constante de producción de metano (d^{-1})	Cuenta	46	46	46	46	46
	Máximo	0,184	0,636	0,688	0,698	0,881
	Mínimo	0,000	0,086	0,075	0,080	0,077
	Promedio	0,077	0,136	0,136	0,137	0,136
	Desviación estándar	0,035	0,092	0,098	0,099	0,129

[6] Datos calculados a partir de la producción de metano sin corregir con el blanco

6.4 Efecto de la razón I:S en la eliminación de SV

El pH de los reactores sufrió un aumento respecto al pH inicial (Tabla 10). Pese a que en la fermentación ácida se da una baja en el pH del digestor, durante la fermentación metanogénica hay una producción alcalina, lo que produce un aumento de la alcalinidad aproximadamente entre 0,36 y 0,44g$CaCO_3$/g $lodo_d$, dicho aumento de la alcalinidad se ve reflejado en un aumento del pH.

Tabla 10.Caracterización final de las condiciones evaluadas.

Reactor	pH	ORP (mV)	ST (g/l)	SV (g/l)	DQO (g/l)
Reactor A	8,24±0,01*	-226,9±0,1*	12,98±0,24**	8,26±0,15**	12,51±0,70*
Reactor B	8,50±0,14*	-365,2±9,1*	21,95±0,44**	13,55±0,27**	18,74±3,95*
Reactor C	8,47±0,07*	-376,1±0,6*	25,56±0,22**	15,44±0,14**	21,20±1,39*
Reactor D	9,05±0,75*	-387,0±39,6*	25,98±0,23**	15,29±0,13**	19,56±0,46*
Reactor E	8,30±0,01*	-340,3±3,7*	18,46±0,22**	11,56±0,14**	21,54±8,37*

*Desviación estándar
**Error del método

En la Tabla 11 se reporta la remoción de la demanda química de oxigeno, de los sólidos totales y volátiles. En la cual, se aprecia que las mayores eliminaciones, 63,93; 46,16 y 53,67%, respectivamente, se dieron en el Reactor C.

Siendo el Reactor B el que tuvo la mayor producción de metano, se esperaría que este fuera el reactor con la mayor disminución de ST y SV. Sin embargo, como se mencionó anteriormente fue el Reactor C el que presentó las remociones más significativas. Este comportamiento también se evidencia en algunos estudios, como la Zhou *et al* (2011), Eskicioglu *et al* .(2011), Liu *et al.* (2009), Qamaruz (2009), en las cuales la mayor producción de metano no se relaciona con la mayor reducción de SV. Qamaruz (2009),

señala que las pruebas BMPT no están diseñadas para explicar la desaparición de los sólidos en suspensión.

La complejidad de la digestión anaerobia y el planteamiento del ensayo realizado, dificulta señalar cuál es el factor responsable de dicho comportamiento. Sin embargo, si se considera la carga de sólidos procedentes del sustrato en cada reactor, se puede especular que la razón por la que la reducción es mayor en el Reactor C, es porque este posee una mayor cantidad lodo residual que de lodo anaerobio. El Reactor C posee una I:S de 0,4$ml_{inóculo}/ml_{sustrato}$, lo que es equivalente a 0,11$gSV_{inóculo}/gSV_{sustrato}$. Mientras, el Reactor B posee una relación volumétrica de 1$ml_{inóculo}/ml_{sustrato}$, o bien, 0,29 $gSV_{inóculo}/gSV_{sustrato}$ (Tabla 6).

Tabla 11.Reducción de sólidos totales, volátiles y DQO.

Reactor	Reducción (%)		
	ST	SV	DQO
Reactor A	23,66	25,96	22,40
Reactor B	38,34	47,22	55,07
Reactor C	46,16	53,67	63,93
Reactor D	41,84	52,62	62,06
Reactor E	34,37	43,13	42,98

Otra posible interferencia, es la degradación de la materia orgánica en intermediaros solubles, AGV. Se degrada la materia orgánica, pero no necesariamente se da una producción de metano equivalente. En este caso, juega un papel importante el equilibrio bacteriano en el reactor.

Una mejor aproximación del desempeño del reactor vendría dada por la DQO, ya que esta permanece relativamente inalterable durante la fermentación ácida, hasta que cae durante la fermentación metanogénica (Ramalho, 1996). Con la que se puede realizar un balance (Ecuación 8) más veraz si se mide la DQO de algunos compuestos intermediaros, como el ácido acético, que contribuye con más del 73% del metano producido y a la vez es uno de los posibles inhibidores de la etapa metanogénica (Zhou, 2011).

$$DQO_i = DQO_{CH_4} + DQO_{AGV} + DQO_{recalcitrante} + \Delta_{eror}$$ **Ecuación 8**

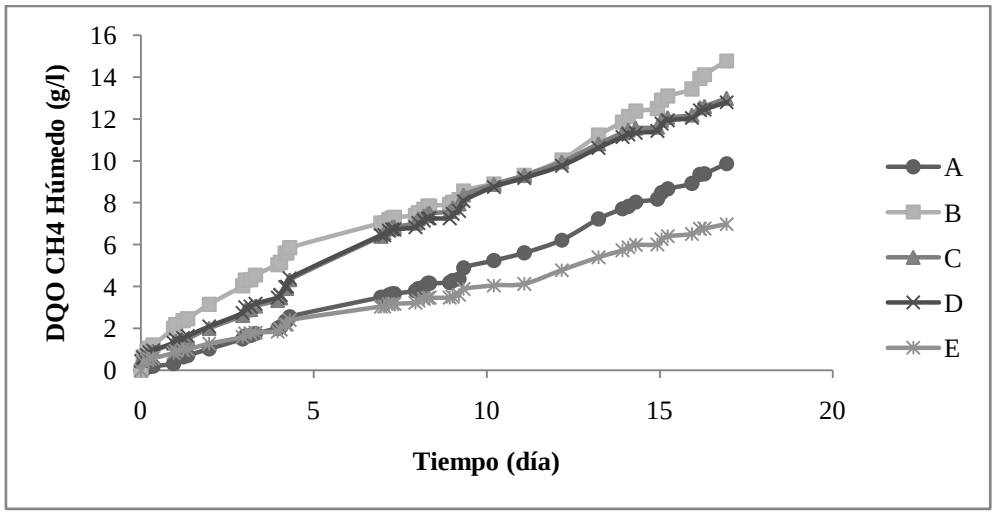
Donde los subíndices indican:

- i:DQO inicial
- CH_4: DQO del metano
- AVG: DQO de compuestos intermediarios, ácidos grasos volátiles
- recalcitrante: DQO no degradable

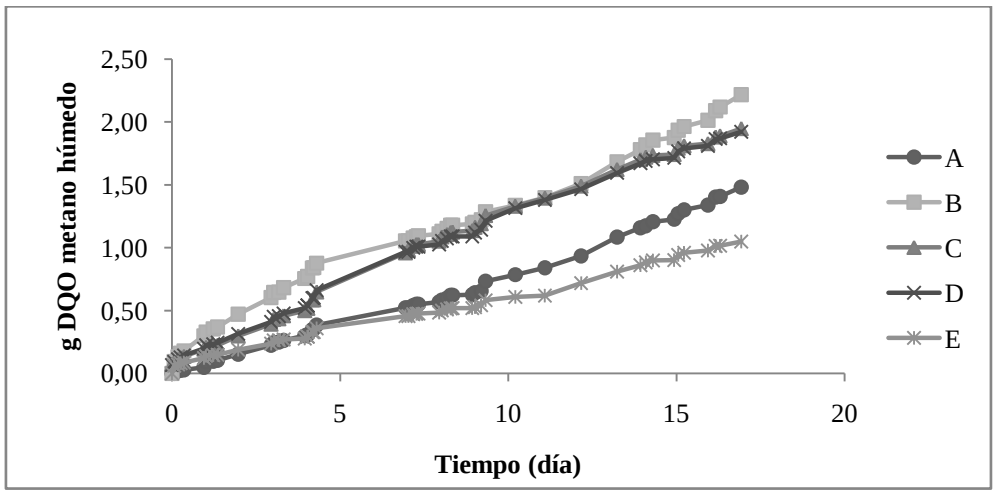
Sin embargo, se pueden presentar desfases en el balance de DQO respecto a la DQO estimada del metano a partir de la relación donde 0,395 l $CH_{4\ seco}$/g DQO_d ó 0,418 l $CH_{4\ húmedo}$/g DQO_d. Tal como se da en este ensayo, en donde al simplificar la Ecuación 8 considerando la DQO final y DQO estimada en el metano (Ecuación 9), se obtienen porcentajes de error entre 19 y 41%.

$$DQO_i = DQO_{CH_4} + DQO_f + \Delta_{eror}$$ **Ecuación 9**

Como lo mencionan Qamaruz (2010) y Noguerol *et al.* (2012), el error podría ser debido a que matrices con alto contenido de material particulado requieren múltiples diluciones para lograr que la muestra se encuentren dentro del rango de análisis de método 5220 D de Standard Methods for examination of water and wastewater.



(a)



(b)

(a)$DQO_{metano\ húmedo}$ en g/l día
(b) $DQO_{metano\ húmedo}$ en g/día

Figura 9. Evolución de la DQO del metano húmedo.

7 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Conclusiones

Se evaluó la producción de metano del lodo residual de la Planta de Tratamiento de Aguas Servidas Bio Bio a diferentes razones de inóculo/sustrato a 35°C. La mayor producción de metano la alcanzó la razón I:S de 1:1 con 158,12 $mlCH_4$ / gSV_0, mientras que la menor producción fue de 8,65 $mlCH_4$ / gSV_0 en la razón I:S de 2:1.

La mayor mineralización de sólidos totales y volátiles se dio con la razón I:S de 2:5 con una remoción de 46,16 y 53,67%, respectivamente. Sin embargo, la razón óptima que produce el mayor volumen de metano es la razón 1:1.

Manteniendo las condiciones iniciales de pH en las mezclas, la alcalinidad es apta para mantener la cinética de producción de metano en los sistemas con una razón I:S entre 0,4 y 1 $ml_{inóculo}/ml_{sustrato}$.

Recomendaciones

El estudio realizado es una primer aproximación sobre las condiciones I:S óptimas de los lodos de la Planta de Tratamiento de Aguas Servidas Bio Bio, a partir del cual se pueden proyectar nuevos estudios con la finalidad de conseguir optimizar las condiciones en los reactores anaerobios de la planta. Entre las consideraciones en futuros ensayos se destacan las siguientes.

Evaluar la producción máxima de metano, manteniendo los ensayos hasta que la mayor cantidad de sólidos volátiles sea removida.

Realizar ensayos de producción de metano evaluando compuestos intermediarios (ácidos grasos volátiles) para evaluar la cinética de mineralización de sustrato, considerando el efecto de agitación en los diferentes sistemas.

8 REFERENCIAS

Alarcon Tiznado, R. (2009). Localización de plantas de tratamiento de lodos de la Empresa de Servicios Sanitarios del Bío-Bío. Trabajo de Titulación, Universidad del Bío-Bío, Facultad de Ingeniería. Departamento de Ingeniería Industrial, Concepción, Chile.

American Public Health Association (APHA). (2005). Standart methods for the examination of water and wastewater. Washington DC. USA: 21 ed. APHA, WCPF, AWWA.

Appels, L., Baeyens, J., Degre`ve, J., and Dewil, R. (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science* (34), 755–781.

Bai, S., Srikantaswamy, S., Krishnanandan, V., and Naik, O. P. (2012). Speciation of heavy metals in biosolids of wastewater treatment plants at Mysore, Karnataka, India. *Environ Monit Assess* (184), 239–249.

Barañao, P. A., and Tapia, L. A. (2004). Tratamiento de las Aguas Servidas: Situación en Chile. *Ciencia y Trabajo*, 6 (13), 111-117.

Chynoweth, D. P., Turick, C. E., Owens, J. M., Jerger, D. E., and Peck, M. W. (1993). Biochemical Methane Potential of biomass and waste feddstock. *Biomass and Bioenergy,* 5 (1), 95-111.

Cortez Cadis, E. d. (2003). Fundamentos de ingeniería para el tratamiento de los biosólidos generados por la depuración de aguas servidas de la Región Metroólitana. Memoria para optar al título de Ingenieró Civil Químico, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas. Departamento de Ingeniería Química, Santiago, Chile.

EPA. (1994). Use or disposal of sewage sludge: biosolids. En U. E. Agency, EPA Part 503 Biosolids Rule (págs. 1-23).

Eskicioglu, C., and Ghorbani, M. (2011). Effect of inoculum/substrate ratio on mesophilic anaerobic digestion of bioethanol plant whole stillage in batch mode. *Process Biochemistry*, 46, 1682–1687.

Esposito, G., Frunzo, L., Liotta, F., Panico, A., and Pirozzi, F. (2012). Bio-Methane Potential testTests To Measure The Biogas Production From The Digestion and Co-Digestion of Complex Organic Substrates. *The Open Environmental Engineering Journal* (5), 1-8.

Ferrer Polo, J., and Seco Torrecillas, A. (1992). Tratamientos Biológicos. En Tratamiento de aguas (Vol. Tomo 3, págs. 307-479). Valencia, España: Universidad Politecnica de Valencia.

Hernández, M., and Delgadillo, L. (s.f.). Aplicación del modelo ADM1 en la Digestión Anaerobia de aguas. Universidad de Ibagué, Armenia, Colombia.

IDAE. (2007). Biomasa: Digestores anaerobios. Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía, BESEL, S.A. (Departamento de Energía), Madrid, España.

Khắc Uẩn, Đ., Anh Khoa, M., and Walder, J. (2011). An approach of cleaner production concepts for minimization of sludge from wastewater treatment systems. *TẠP CHÍ KHOA HỌC VÀ CÔNG NGHỆ, ĐẠI HỌC ĐÀ NẴNG* - SỐ, 4 (45), 96-103.

Labatut, R. A., Angenent, L. T., and Scott, N. R. (2011). Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates. *Bioresource Technology* (102), 2255–2264.

Lim, J. S., and Fox, P. (2013). Biochemical Methane Potential (BMPT) Test for Thickened Sludge Using Anaerobic Granular Sludge at Different Inoculum/Substrate Ratios. *Biotechnology and Bioprocess Engineering* (18), 306-312.

Liu, G., Zhang, R., El-Mashad, H. M., and Dong, R. (2009). Effect of feed to inoculum ratios on biogas yields of food and green wastes. *Biosource Technology*, 100, 5103-5108.

López Cabanes, J. M. (1989). Digestión anaerobia de lodos de depuradora. Etapas controlantes y cinética del proceso. Memoria para optar al Grado de Doctor en Ciencias Químicas, Universidad de Alicante, Facultad de Ciencias. Departamento de Qupimica Inorgánica e Ingeniería Química, Alicante, España.

Mancillas Salas, S., Rodríguez de la Garza, J. A., and Ríos González, L. (2012). Bioestimulación de la digestión anaerobia. *Revista Científica de la Universidad Autónoma de Coahuila*, 4 (8), 56-62.

Mena Patri, M. P. (2002). Avances en el Marco Legal para el uso y dispoción de biosólidos en Chile: efectos. XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancún.

Milán Fernández, Z., Hernández Jiménez, S., and Monroy Hermosillo, O. A. (2006). Tecnologías para minimizar la generación de lodos residuales. Universidad Autónoma Metropolitana, Iztapalapa, México.

Ministerio Secretería General de la Presidencia. (2009). Reglamento para el manejo de lodos generados en plantas de tratamiento de aguas servidas. Subsecretaría General de la Presidencia.

Noguerol Arias, J., Rodríguez Abalde, A., Romero Merino, E., and Floatats, X. (2012). Determination of chemical oxygen demand in heterogeneous solid or semisolid samples using a novel method combining solid dilutions as a preparation step followed by optimized closed reflux and colorimetric measurement. *Analytical Chemestry*, 5548-5555.

Pérez-Elvira, S. I., Nieto Diez, P., and Fernandez Polanco, F. (2006). Sludge minimisation technologies. *Environmental Science and Bio/Technology* (5), 375-398.

Qamaruz Zaman, N. (2010). The applicability of batch test to assess biomethanation potential of organic waste and assess scale up to continuos reactor systems. Thesis for Degree of PhD in Environmental Engineering, University of Canterbury.

Ramalho, R. S. (1996). Tratamiento de Aguas Residuales. Editorial Reverte.

Raposo, F., De la Rubia, M. A., Fernández-Cegrí, V., and Borja, R. (2011). Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (16), 861–877.

Reyes Marambio, M. C. (2011). Evaluación de la factibilidad técnica y económica de distintos tratamientos de biosólidos generados por la empresa agroindustrial INVERTEC S.A. Memoria de Título, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agronómicas, Santiago, Chile.

SISS. (2009). SISS da a conocer nivel de consumo de agua potable en el país. Superintendencia de Servicios Sanitarios, Santiago, Chile.

SISS. (2011). Informe de Gestión del Sector Sanitario. Gobierno de Chile. Chile: Editares.

SISS. (2012). Informe anual de coberturas urbanas se servicios sanitarios. Superintendencia de Servicios Sanitarios , Gobierno de Chile, Santiago, Chile.

SISS. (2013). Boletín de Facturación – Junio 2013. Superintendencia de Servicios Sanitarios , Gobierno de Chile, Santiago, Chile.

SISS. (22 de Marzo de 2011). Intendencia, MOP y SISS celebraron Día Mundial del Agua entregando Manual del Hogar. Recuperado el 8 de Agosto de 2013, de Superintendencia de Servicios Sanitarios: http://www.siss.gob.cl/577/w3-article-8702.html

SISS. (s.f.). Coberturas. Recuperado el 22 de Agosto de 2013, de Superintendencia de Servicios Sanitarios: http://www.siss.gob.cl/577/w3-propertyvalue-3445.html

SISS. (s.f.). Glosario. Recuperado el 20 de Agosto de 2013, de Superintendencia de Servicios Sanitarios: http://www.siss.gob.cl/577/w3-propertyvalue-3440.html

Speece, R. E. (2008). Anaerobic Biotechnology and Odor/Corrosion Control for Municipalities and Industries. (J. M. Speece, Ed.) Nashville, Tennessee: Archae Press.

Tomei, M. C., Braguglia, C. M., and Mininni, G. (2008). Anaerobic degradation kinetics of particulate organic matter in untreated and sonicated sewage sludge: Role of the inoculum. *Bioresource Technology* (99), 6119–6126.

Toro Carrasco, F. C. (2005). Áreas potenciales para la aplicación de biosólidos en plantaciones forestales de la VI Región de Chile. Memoria para optar al Título Profesional de Ingeniero Forestal, Universidad de Chile, Departamento de Manejo de Recursos Forestales, Santiago, Chile.

Van Haandel, A., and Marais, G. (1999). O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado. Campina Grande PB: Epgraf.

Vavilin, V. A., Fernandez, B., Palatsi, J., and Flotats, X. (2008). Hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic material: An overview. *Waste Management* (28), 939–951.

Zhou, Y., Zhang, Z., Nakamoto, T., Li, Y., Yang, Y., Utsumi, M., y otros. (2011). Influence of substrate-to-inoculum ratio on the batch anaerobic digestion of bean curd refuse-okara under mesophilic conditions. *Biomass and energy, 35*, 3251-3256.

9 ANEXOS

9.1 Consumo de agua potable, aguas servidas y lodos en Chile en el periodo 2010-2013

Tabla 12.Datos sobre la generación de lodos, aguas residuales y consumo de agua potable en Chile, 2010-2013.

Año	Población Total (hab)	Población Saneada (hab)	% Cobertura de tratamiento de aguas servidas[g]	Población cuyas aguas residuales reciben tratamiento (hab)	Cantidad de PTAS	Sistemas de Lodos Activados (%)	Consumo promedio de agua potable[a] (m^3/año)	Generación de agua Residual[b] (m^3/año)	Generación de biosólidos (ton/año)	Factor de Generación de Biosólidos[c] (g BS/l AR)
2006	---	12.907.191	86,00	11.100.184	237	54	688.766.433	551.013.147	384.900	0,699
2007	---	13.336.041	86,40	11.522.339	251	57	714.961.161	571.968.929	448.500	0,784
2008	---	13.769.070	86,70	11.937.784	257	57	740.739.478	592.591.582	453.800	0,766
2009	---	14.151.609	87,10	12.326.051	263	59	764.831.492	611.865.193	463.700	0,758
2010	15.150.766	14.527.126	90,70	13.176.103	265	59	817.577.209	654.061.767	509.900	0,780
2011	15.395.911	14.801.478	94,20	13.942.992	268	59	865.162.671	692.130.137	615.367	0,889
2012	15.711.942	15.129.029	99,82	15.101.797	---	---	937.066.488	749.653.191	666.510 [d]	0,889 [e]
2013	---	---	---	---	---	---	969.683.808[f]	775.747.046	689.710 [d]	0,889 [e]

a. **Considerando la población cuyas aguas residuales reciben tratamiento y un consumo de 170 l/hab-día**
b. **Considerando la población cuyas aguas residuales reciben tratamiento y un factor de retorno del 80% del agua de consumo.**
c. **Gramos de biosólidos (BS) por litro de agua residual (AR)**
d. **Valor calculado a partir de la estimación de agua residual generada y el factor de generación del 2011**
e. **Factor de generación del 2011**
f. **Considerando un consumo mensual promedio de 80.806.984m^3, valor de consumo del mes de junio del 2013**
g. **Sobre la población saneada**

Elaboración propia con información de (SISS), (SISS, 2012), (SISS, 2013), (SISS, 2011) y (SISS, 2009)

9.2 Producción de metano por reactor montado

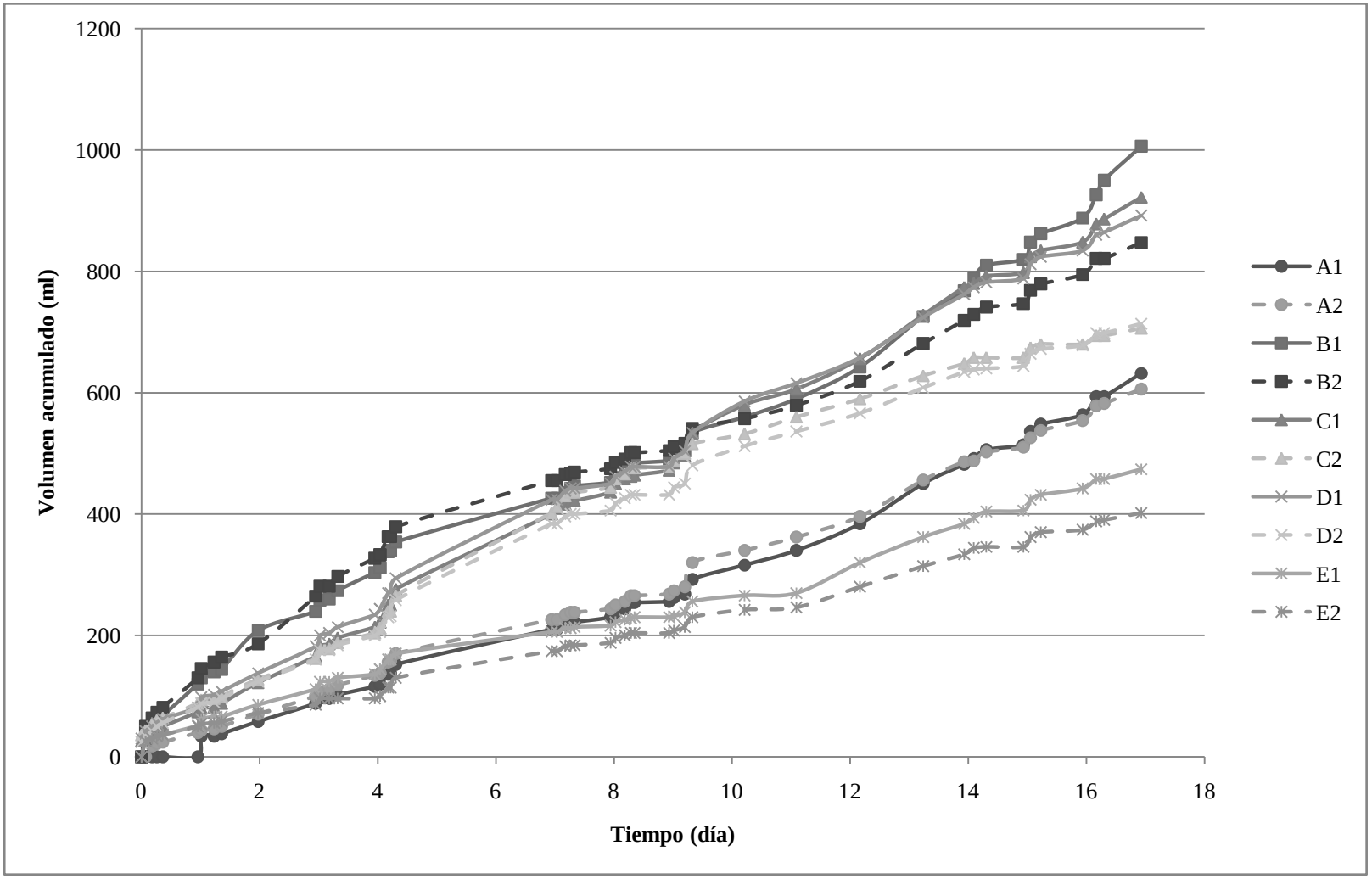


Figura 10. Curvas de volumen de metano generado por reactor montado.

9.3 Comparación de la producción de metano acumulado neta vs producción de metano corregida con el blanco

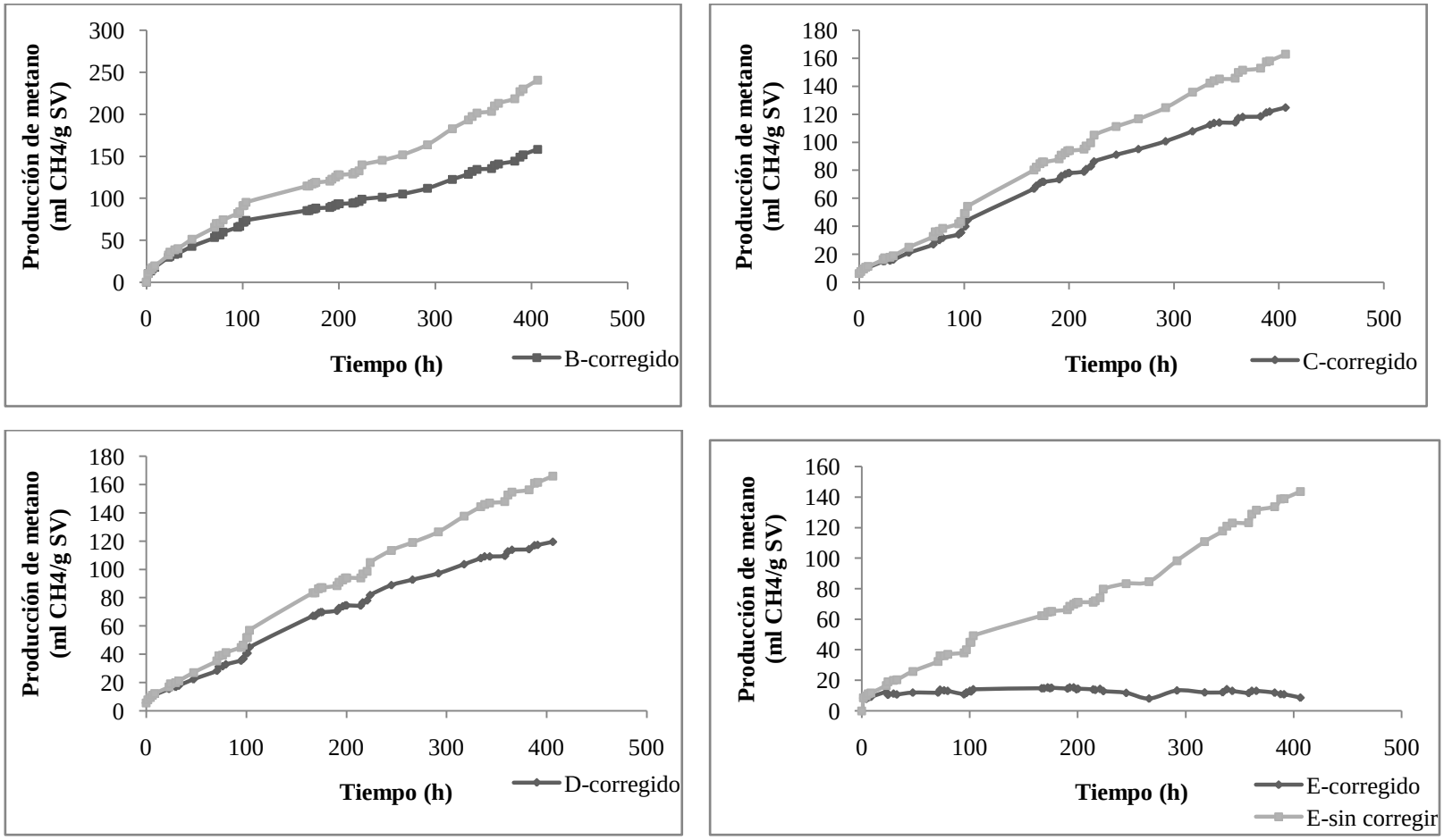


Figura 11. Producción de metano corregida vs sin corregir.

9.4 Velocidad de producción de metano y ACT para cada reactor montado

Tabla 13. Estimación de la velocidad de producción de metano y de la actividad metanogénica específica

Velocidad de producción de metano				Actividad metanogénica
Reactor		**ml CH_4/h**	**R^2**	**específica (g DQO/g SV)**
A	A1	1,288	0,990	0,044
	A2	1,311	0,991	0,045
B	B1	2,016	0,972	0,030
	B2	1,954	0,955	0,029
C	C1	2,201	0,996	0,025
	C2	2,044	0,984	0,023
D	D1	2,172	0,995	0,026
	D2	1,916	0,991	0,023
E	E1	0,970	0,975	0,018
	E2	0,878	0,991	0,017