



Digestión anaeróbica: mecanismos biotecnológicos en el tratamiento de aguas residuales y su aplicación en la industria alimentaria*

Ricardo Adolfo Parra Huertas**

Anaerobic digestion: biotechnological mechanisms in waste water treatments and their application in food industry

Digestão anaeróbica: mecanismos biotecnológicos no tratamento de águas residuais e sua aplicação na indústria alimentícia

RESUMEN

La digestión anaeróbica (D.A) es un proceso bioquímico que consiste en la degradación de materia orgánica proveniente de aguas residuales. La D.A. involucra cuatro etapas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis, en cada una de ellas intervienen microorganismos hidrolíticos dentro de los cuales se destaca: Clostridium, acetovibrio, micrococcus, staphylococcus y bacillus; acidógenos como:

Acinetobacter Lwoffii, Acinetobacter sp, Actinomyces sp, Alcaligenes, Pasteurella sp, Staphylococcus hominis, Bacillus, y Klebsiella oxytoca, y los metanógenos como Methanosarcina y Methanosaeta. La D.A tiene una amplia aplicación en el área de alimentos principalmente en industrias lácteas, vinícolas, cárnicas, aceites e industrias cerveceras, entre otras.

Palabras clave: agua residual, microorganismos, aplicaciones, alimentos.

* El presente artículo es producto del proyecto de investigación titulado “efecto de altas descargas puntuales de lactosuero en un sistema de depuración anaerobio”, financiado por la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia. ** Químico de alimentos. Magister en Ciencia de los Alimentos. Docente de la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia.

ABSTRACT

Anaerobic digestion (AD) is a biochemical process that consists on the degradation of organic matter from waste water. AD has four stages: Hydrolysis, acidogenesis and methanogenesis. Hydrolytic microorganisms intervene in each one, and clostridium, acetovibrio, micrococcus, staphylococcus and bacillus can be highlighted, along with acidogenics such as

Acinetobacter Lwoffii, Acinetobacter sp, Actinomyces sp, Alcaligenes, Pasteurella sp, Staphylococcus hominis, Bacillus and Klebsiella oxytoca, and methanogens like Methanosarcina and Methanosaeta. AD has a wide range of applications in food industries, especially in dairy, wine, meat, oils and brewery, among others.

Key words: waste water, microorganisms, applications, food.

RESUMO

A digestão anaeróbica (DA) é um processo bioquímico que consiste na degradação de matéria orgânica proveniente de águas residuais. A DA envolve quatro etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese; em cada uma delas intervêm microrganismos hidrolíticos dentro dos quais se destacam: Clostridium, acetivibrio, micrococcus, staphylococcus e bacilos; acidogênicos como

Acinetobacter Lwoffii, Acinetobacter sp, Actinomyces sp, Alcaligenes, Pasteurella sp, Staphylococcus hominis, Bacillus, e Klebsiella oxytoca, e os metanógenos como Methanosarcina e Methanosaeta. A DA tem uma ampla aplicação na área de alimentos principalmente nas indústrias lácteas, vinícolas, carnes, aceites e indústrias cervejeiras, entre outras.

Palavras chave: água residual, microrganismos, aplicações, alimentos.

INTRODUCCIÓN

La economía global es dependiente de combustibles fósiles y todas las perspectivas de estudios muestran que ellas intentan ser agotadas. Sin embargo su uso posee algunos problemas ambientales como contaminación y producción de gases de invernadero (Barca et al., 2015). En la tabla I se muestra los principales ventajas y desventajas de la digestión anaeróbica. La digestión anaeróbica (D.A.) ha sido ampliamente utilizada para la degradación y estabilización de residuos domésticos e industriales, es un proceso biológico que convierte sustratos complejos en biogás por acción microbiana en la ausencia de oxígeno. La D.A. es un proceso biológico que consta de cuatro etapas (Syuhadaa, Husnain, Li, Rahman & Riffat, 2015; Lim & Wang, 2013) en el que se presenta un proceso de bioconversión del cual se puede obtener beneficios para el tratamiento de residuos orgánicos como: recuperación de energía en forma de biogás, producción de fertilizantes orgánicos y control de emisiones de gases de efecto invernadero, convirtiendo esta tecnología en energía renovable (Li et al.,

2014; Molino, Nanna, Ding, Bikson, & Braccio, 2013; Parra, 2010). La D.A. ocurre en ambientes anóxicos que se encuentran en la naturaleza como: estiércol, residuos de procesamiento de alimentos (Romano, Zhang, Teter, & McGarvey, 2009), sedimentos, intestinos de los mamíferos (Ward, Hobbs, Holliman, & Jones, 2008), y pantanos (Luostarinen, 2005); los protagonistas de estos procesos son los microorganismos que trabajan sinérgicamente al convertir materia orgánica en biogás (dióxido de carbono y metano) (Kondusamy & Kalamdhah, 2014), el cual es utilizado como combustible para el calentamiento o co-generación de electricidad y calor (El-Mashad & Zhang, 2010), además de ser una fuente de energía renovable (Osho, Mabekoje, & Bello, 2010), lo anterior puede ser logrado por un consorcio microbiano originando biomasa microbiana y la formación de biogás (una mezcla de dióxido de carbono y metano) (Ward, et al., 2008).

El objetivo de esta revisión fue realizar una descripción bioquímica y microbiológica de la digestión anaeróbica aplicada al tratamiento de aguas residuales provenientes de industrias alimentarias.

Tabla I. Ventajas y desventajas del tratamiento anaerobico de aguas residuales (Seghezzo, Zeeman, Van Lier, Hamelers & Lettinga, 1998).

VENTAJAS
<i>Alta eficiencia</i> en la eliminación de carga orgánica.
<i>Simplicidad.</i> La construcción y operación de estos reactores es simple.
<i>Flexibilidad.</i> El tratamiento anaerobio puede ser fácilmente aplicado a escala muy pequeña o escala mayor.
<i>Bajos requerimientos de espacio.</i>
<i>Bajo consumo de energía.</i> El consumo de energía del reactor es casi nulo.
<i>Requerimientos bajos de químicos y nutrientes.</i> Especialmente en el caso de residuos, un adecuado y pH estable puede ser mantenido sin la adición de químicos. Macronutrientes (nitrógeno y fósforo) y micronutrientes están también disponibles en los residuos, mientras que los compuestos tóxicos están ausentes.
DESVENTAJAS
<i>Eliminación de nutrientes y patógenos bajo.</i> Estos son parcialmente eliminados, excepto huevos de helminto, los cuales son eficientemente capturados en la cama de lodos. La eliminación de nutrientes no es completa.
<i>Periodo de inicio es largo.</i> Debido a la velocidad de crecimiento bajo de microorganismos metanogénicos, el periodo de inicio comparado con los procesos aerobios es largo cuando un buen inóculo no está disponible.
<i>Posibles malos olores.</i> Sulfuro de hidrógeno es producido durante los procesos anaerobios, especialmente cuando hay altas concentraciones de sulfato en la influente.
<i>Necesidad de un post-tratamiento.</i> El post-tratamiento de efluente anaerobia es generalmente requerido para cumplir descargas estándares de materia orgánica.

Bioquímica de la digestión anaeróbica. En la práctica se acostumbra a considerar tres etapas para residuos sólidos (hidrólisis, acidogénesis, metanogénesis) y dos para residuos líquidos (acidogénesis y metanogénesis); sin embargo, el enfoque más novedoso y más ampliamente utilizado por investigadores lo constituye el modelo ADM I (Digestión Anaerobia Modelo N° 1) el cual fue desarrollado por la IWA (Asociación Internacional del Agua) (Hernández & Delgadillo, 2011), este modelo consta de las cuatro etapas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Ming, Hyun, Hyub & Moon, 2014; Molino, et al., 2013; Cazier, Trably, Steyer & Escudie, 2015) .

Primera etapa. Hidrólisis.

Esta es la primera etapa en los procesos de digestión anaerobia, e involucra las enzimas,

mediadoras de la transformación de materiales orgánicos solubles y componentes más grandes de masa molecular como lípidos, polisacáridos, proteínas, grasas y ácidos nucleicos, entre otros (Adekunle & Okolie, 2015); esta etapa es generalmente el paso limitante de la digestión anaeróbica cuando la materia orgánica sólida es utilizada como sustrato (Cazier et al., 2015). Este paso es llevado a cabo por anaerobios estrictos como bacteroides, clostridium y bacterias facultativas como estreptococci. Esta primera etapa es muy importante debido a que grandes moléculas orgánicas son demasiado grandes para ser absorbidas y utilizadas directamente por los microorganismos como sustrato/fuente de alimento.

La velocidad de descomposición durante la etapa de la hidrólisis depende de la naturaleza del sustrato. La transformación de celulosa y

hemicelulosa generalmente es más lenta que la descomposición de proteínas (Adekunle & Okolie, 2015; Kondusamy & Kalamdhah, 2014).

Para llevar a cabo la biodegradación, ciertos microorganismos secretan diferentes tipos de enzimas, llamadas enzimas extracelulares que “cortan” moléculas grandes en pedazos más pequeños para que los microorganismos pueden tomar dentro de la célula y utilizarla como una fuente de energía y nutrición. Los microorganismos que rompen diferentes azúcares son llamados sacarolíticos, mientras que los que rompen proteínas son llamados proteolíticos (Kondusamy & Kalamdhah, 2014).

Segunda etapa: acidogénesis

Los monómeros producidos en la fase hidrolítica son absorbidos por diferentes bacterias facultativas y obligatorias, se degradan en ácidos orgánicos de cadena corta como ácido butírico, propiónico, acético, hidrógeno y dióxido de carbono (Arango & Sánchez, 2009). La concentración de hidrógeno formado como producto intermedio en esta etapa influye en el tipo de producto final formado durante el proceso de fermentación. Por ejemplo, si la presión parcial de hidrógeno fuera demasiado alta, esta podría disminuir la cantidad de componentes reducidos. En general, durante esta fase, azúcares simples, ácidos grasos y aminoácidos son convertidos en ácidos orgánicos y alcoholes (Adekunle & Okolie, 2015).

Tercera etapa: acetogénesis

Los productos obtenidos en la fase acidogénica se consumen como sustratos para los demás microorganismos. Los productos que no pueden ser directamente convertidos a metano por las bacterias metanogénicas son convertidos en sustratos metanogénicos, ácidos grasos volátiles y alcoholes los cuales son oxidados en sustratos metanogénicos como acetato, hidrógeno y dióxido de carbono, AGV con cadenas de carbono largas son oxidadas en acetato e hidrógeno. Es importante que los microorganismos los cuales llevan a cabo las reacciones de oxidación anaeróbica colaboren con el siguiente grupo,

microorganismos formadores de metano. Esta colaboración depende de la presión parcial de hidrógeno presente en el sistema. Bajo condiciones de oxidación, los protones son utilizados como aceptores finales de electrones que conllevan a la producción de H_2 . Sin embargo, estas reacciones de oxidación solamente pueden ocurrir si la presión parcial de H_2 es baja, lo que explica por qué la colaboración con los metanógenos es muy importante ya que continúan consumiendo el H_2 para producir metano (Adekunle & Okolie, 2015).

Cuarta etapa: metanogénesis o fermentación de metano.

En la fase metanogénica, la producción de metano y dióxido de carbono a partir de productos intermedios se lleva a cabo por bacterias metanogénicas bajo condiciones anaeróbicas estrictas. La metanogénesis es un paso crítico en la totalidad del proceso de digestión anaeróbica, ya que es la reacción bioquímica más lenta del proceso (Adekunle & Okolie, 2015). El acetato, H_2 y CO_2 son transformados en CH_4 por dos tipos de microorganismos: metanógenos acetotróficos utilizando acetato como sustrato y produciendo 70 % de metano en la digestión anaeróbica como *Methanosaeta concilii* ó *Methanosarcina acetivorans* y *Metanógenos hidrogenotrófico* utilizando CO_2 e H_2 como sustratos, tales como *Metanobacterium bryantii* ó *Metanobrevibacter arboriphilus* (Cazier et al., 2015).

La metanogénesis es la fase limitante en la D.A. de sustratos fácilmente degradables. La velocidad de crecimiento de estos microorganismos a menudo resulta en la acumulación de AGV y consecuentemente inhibición de actividad metanogénica de microorganismos (Gonzales, Sialve & Molinuevo, 2015).

Microbiología de los procesos anaerobios.

La comprensión de las interacciones complejas de microorganismos involucrados en la D.A es de interés para mejorar los procesos de control (Maspolim, Zhou, Guo, Xiao & Jern, 2015).

De acuerdo al sustrato utilizado, los microorganismos se pueden clasificar en autótrofos y heterótrofos. Los heterótrofos utilizan la materia orgánica como fuente de

energía y de carbono para la síntesis de nuevos microorganismos, mientras que los autótrofos oxidan compuestos inorgánicos para la obtención de energía utilizando el CO_2 como fuente carbonada (Real, 2007).

La conversión anaerobia de complejos orgánicos en dióxido de carbono y metano requiere de la actividad coordinada de diferentes grupos tróficos de poblaciones bacterianas. Tradicionalmente la

degradación anaeróbica ha sido considerada como un proceso que acepta la existencia de tres grandes grupos bacterianos: las bacterias formadoras de ácidos (ó acidogénicas), las formadoras de acetatos (o acetogénicas) y finalmente las formadoras de metano (o metanogénicas).

En la figura 1 se detalla los principales grupos bacterianos que intervienen en la digestión anaeróbica.

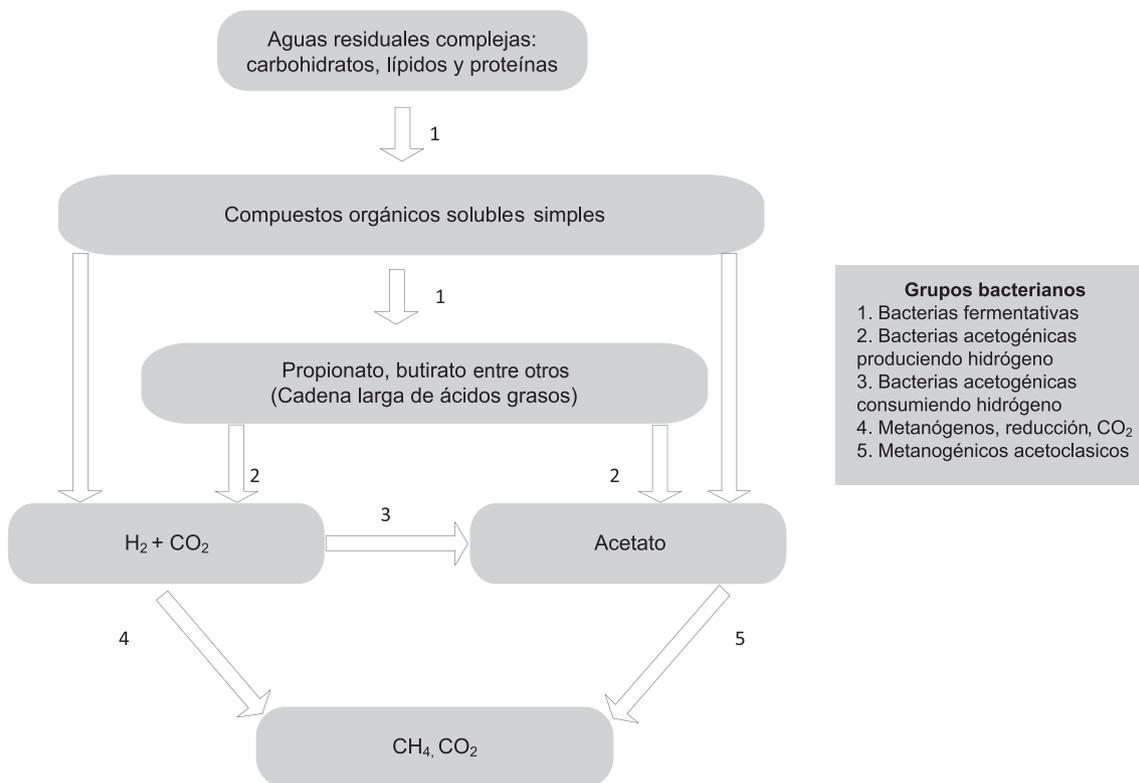


Figura 1. Grupos bacterianos que intervienen en la digestión anaerobia (Bouallagui et al., 2015).

Cuatro grupos principales están involucrados en un proceso de D.A. Estos grupos son bacteria fermentativa-hidrolítica, bacterias acetogénicas reductoras de protón, metanógenos hidrogenotróficos y metanógenos acetoclásicos (Yenigun & Demirel, 2013).

A continuación se describen los grupos principales que intervienen en los procesos anaerobicos:

Hidrolíticas: los principales géneros que hacen parte de los microorganismos hidrolíticos se encuentran: Clostridium, acetovibrio, micrococcus, staphylococcus y bacillus (Hernández, 2005).

Acidógenos: La población acidogénica es la más grande, consiste en cerca del 90 % de la población total de un digestor, algunos de los microorganismos presentes dentro de este

grupo son: *Acinetobacter Lwoffii*, *Acinetobacter* sp, *Actinomyces* sp, *Alcaligenes*, *Pasteurella* sp, *Staphylococcus hominis*, *Bacillus*, y *Klebsiella oxytoca*, *clostridium* spp, *peptococcus*, *Bifidobacterium*, *Delsulphovibrio* spp, *Lactobacillus*, *Staphylococcus* y *Escherichia coli* (Ghaly, Ramkumar, Sadaka, Rochon, 2000; Schink, 2008).

Metanogénicos. Son taxonómicamente y filogenéticamente grupos de microorganismos que requieren energía para el crecimiento en las reacciones que originan metano. Sin los metanógenos, la degradación efectiva de materia orgánica podría disminuir debido a la acumulación de productos no gaseosos de fermentación, los cuales tienen casi la misma energía contenida en el sustrato original (Anderson & Mckeown, 1994).

Algunos de los metanógenos incluyen miembros del género: *Methanosarcina* y *Methanosaeta*. *Methanobacterium*, *Methanobacillus* y *Methanococcus* (Anderson & Mckeown, 1994), *Methanosarcinales*, *Methanomicrobiales*, *Methanobacteriales*, *Methanococcales* y *Methanopyrales* (Ferrer & Pérez, 2010).

Estos microorganismos tienen crecimiento lento, por lo tanto su metabolismo es considerado como paso limitante en el tratamiento anaeróbico (Molino, et al., 2013; Sponza & Cigal, 2008). En la figura 2 se observan los grupos bacterianos que intervienen en los procesos de digestión anaeróbica.

Metabolismo anaeróbico de carbohidratos, proteínas, y grasas provenientes de las aguas residuales alimentarias.

La degradación de compuestos orgánicos a través de la digestión anaeróbica se puede observar en la figura 2.

Degradación anaeróbica de carbohidratos:

La degradación anaeróbica de biopolímeros puede ser dividida en: fase hidrolítica, acetogénica y metanogénica (figura 2). La hidrólisis de los residuos puede ser catalizada por el mismo número de microorganismos; sin embargo, la velocidad de hidrólisis de polímeros puede ser

diferente. En los reactores durante esta etapa, los procesos anaerobios de hidrólisis de polímeros a monómeros son más lentos que la fermentación de monómeros a ácidos y otros productos de fermentación (Schink, 2008).

Elbeshbishy & Nakhla (2012) mencionan que los carbohidratos son primero hidrolizados por enzimas a azúcares, los cuales son degradados por microorganismos acidógenos a ácidos grasos volátiles, antes de seguir la conversión por acetógenos a acetato, dióxido de carbono e hidrógeno. Por último el acetato y CO_2 / H_2 son convertidos por metanógenos a metano.

Degradación anaeróbica de proteínas: Contrario a la hidrólisis de carbohidratos, la hidrólisis óptima de proteínas requiere de un pH neutro. En contraste a la fermentación de carbohidratos, lo cual disminuye el pH debido a la formación de ácidos grasos volátiles (AGVs), la fermentación de aminoácidos en reactores de aguas residuales no provoca un cambio de pH significativo debido a la formación de amonio y ácidos (Schink, 2008).

La hidrólisis de proteína, la cual depende principalmente de la aclimatación de microorganismos, es más lenta que la de carbohidratos. Las proteínas son hidrolizadas por proteasas en péptidos. Los péptidos son desdoblados por peptidasas a aminoácidos. Los aminoácidos son degradados por diferentes rutas a varios productos finales, incluyendo ácidos orgánicos, amonio, CO_2 y pequeñas cantidades de H_2 y componentes conteniendo sulfuro. En la oxidación de aminoácidos, el electrón aceptor podría ser otro aminoácido o bacterias consumidoras de hidrógeno (Hassan & Nelson, 2012).

Elbeshbishy & Nakhla, (2012) al respecto mencionan que las proteínas son primero hidrolizadas y degradadas por enzimas proteolíticas en péptidos y aminoácidos.

Los péptidos y aminoácidos son acidificados a ácidos grasos volátiles, hidrógeno, amonio y sulfuro reductor. Los AGVs son además convertidos por acetógenos en acetato CO_2 / H_2 , los cuales ambos son por último convertidos a metano por metanógenos.

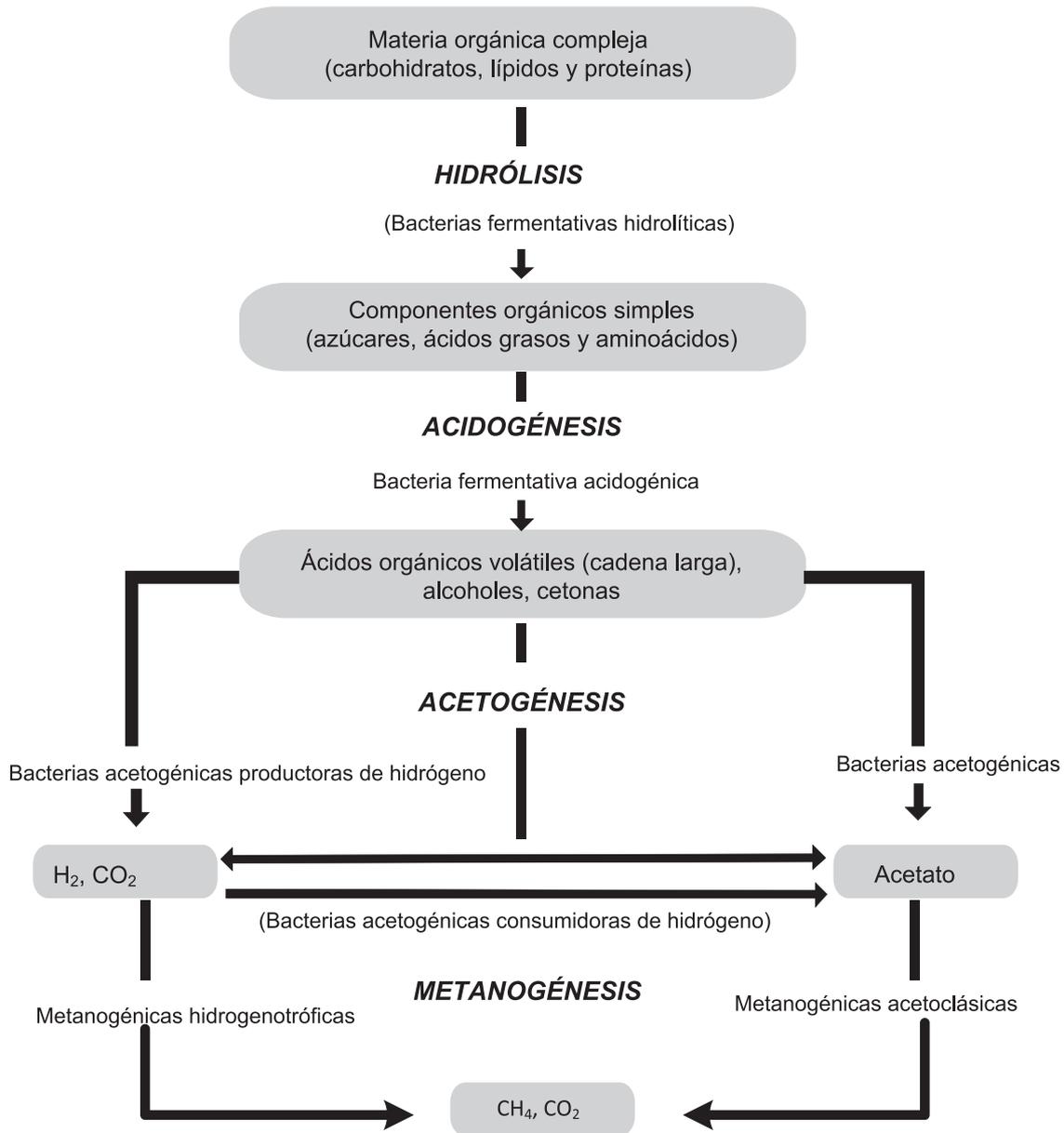


Figura 2. Esquema de la digestión anaeróbica de materia orgánica compleja (Moraes et al., 2015).

Degradación anaeróbica de grasas neutras y lípidos. Las grasas y/o lípidos son otro grupo de biopolímeros que contribuyen significativamente a la DQO (Demanda Química de Oxígeno) de aguas residuales de la industria de alimentos. El glicerol puede ser degradado a metano y CO_2 por una interacción de bacterias fermentativas y metanogénicas en sistemas de baja carga o por bacterias fermentativas, acetogénicas

y metanogénicas en sistemas con alta carga (figura 2). Los ácidos grasos de cadena larga son degradados por bacterias acetogénicas vía β - oxidación a acetato e hidrógeno molecular (Schink, 2008).

El rendimiento de metano producido a partir de lípidos es mucho más alto que el de carbohidratos y proteínas. Sin embargo, los lípidos pueden física

y químicamente interferir con la D.A (Hassan & Nelson, 2012).

En la tabla 2 se detallan las principales reacciones que se presentan en la degradación anaeróbica.

Tabla 2. Reacciones en la degradación anaeróbica (Moraes et al., 2015).

Etapa	Reacción
Acidogénesis	$C_6H_{12}O_6 + H_2O \longrightarrow 2CH_3COO^- + 2CO_2 + 2H^+ + 4H_2$
	$C_6H_{12}O_6 + 2H_2 \longrightarrow 2CH_3CH_2COO^- + 2H_2O + 2H^+$
	$C_6H_{12}O_6 \longrightarrow CH_3CH_2CH_2COO^- + 2CO_2 + H^+ + 2H_2$
Acetogénesis	$CH_3CH_2COO^- + 3H_2O \longrightarrow CH_3COO^- + HCO_3^- + H^+ + 3H_2$
	$CH_3CH_2COO^- + 2HCO_3^- \longrightarrow CH_3COO^- + H^+ + 3HCOO^-$
	$CH_3CH_2CH_2COO^- + 2H_2O \longrightarrow 2CH_3COO^- + H^+ + 2H_2$
Metanogénesis	$CH_3COO^- + H_2O \longrightarrow CH_4 + HCO_3^- + 2H_2$
	$H_2 + \frac{1}{4}HCO_3^- + \frac{1}{4}H^+ \longrightarrow \frac{1}{4}CH_4 + \frac{3}{4}H_2O$
	$HCOO^- + \frac{1}{4}H_2O + \frac{1}{4}H^+ \longrightarrow \frac{1}{4}CH_4 + \frac{3}{4}HCO_3^-$

Aplicaciones. Las industrias de alimentos que podrían beneficiarse del tratamiento anaeróbico incluye frutas y vegetales enlatados, aceite comestible refinado, producción láctea, procesamiento de productos de mar, procesamiento de cárnicos, producción de azúcar y almidón y fermentaciones, entre otras (Cheng et al., 2015; Fernández, Abalos, Crombet, & Caballero, 2010).

Teniendo en cuenta lo anterior, a continuación se presentan los principales sectores de alimentos donde la digestión anaerobia ha sido utilizada con éxito:

Industrias cárnicas. Son importantes fuentes de residuos de animales incluyendo rumen, contenido intestinal y estomacal de mataderos, estiércol (alto contenido de sólidos) de granjas (Buendía, Fernández, Villaseñor, & Rodríguez, 2009), grasa, sangre, excrementos, paja, pelo y materia orgánica recalcitrante (Chen, Cheng, & Creamer, 2008). Debido al alto contenido orgánico, alta DBO (demanda bioquímica de oxígeno) y baja proporción de carbono/nitrógeno comparada con residuos vegetales o domésticos, el rendimiento en el tratamiento anaeróbico de residuos de la industria cárnica puede ser logrado por la digestión anaeróbica (Buendía, et al., 2009); sin embargo, concentraciones

de amonio en residuos animales han inhibido tratamientos anaerobios, un problema que es adicionalmente acentuado para residuos ricos en proteína, como residuos de mataderos, para lo cual concentraciones de amonio aumentan significativamente durante su fermentación (Buendía, et al., 2009; Chen, et al., 2008).

La producción de residuos de pollo tiene efectos al ambiente que puede resultar si estos residuos no pueden ser tratados efectivamente y dispuestos eficientemente. Estos efectos pueden incluir contaminación de agua superficial, acumulación de basura y contaminación de olores debido al alto contenido orgánico y contenido de humedad de residuos de pollo. Una alternativa para esta problemática es la D.A., sin embargo, problemas comunes que ocurren durante este proceso están relacionados al alto contenido de lípidos y la presencia de componentes macromoleculares en los residuos, incluyendo la acumulación de ácido láctico en etapas tempranas de los procesos de digestión resultando en un descenso dramático de pH y niveles inhibitorios de amonio, sulfuros y cadenas extensas de ácidos grasos; estos factores usualmente disminuyen e impide estabilidad de digestión (Li, 2015).

Industria láctea. La industria láctea, como la mayoría de otras agroindustrias, genera grandes

cantidades aguas residuales caracterizadas por altas concentraciones demanda biológica de oxígeno (DBO) y demanda química de oxígeno (DQO) (Demirel, Yenigun & Onay, 2005; Najafpour, Hashemiyeh., Asadi, Ghasemi, 2008).

En la industria láctea, los principales constituyentes del agua residual láctea son lactosa, proteína soluble, lípidos, sales minerales y detergentes), estos componentes provienen de la transformación de la leche cruda en leche, yogur, queso, mantequilla, helados, leche en polvo entre otros por varios procesos manufactureros, generados al lavar equipos y contenedores, laboratorios de análisis control de calidad y a partir de sub-productos como lactosuero (Karadag, Emre, Ozkaya & Cakmakci, 2015).

El lactosuero (rico en proteínas y lactosa) (Çinar, Hasar, & Kinaci, 2006; Najafpour, Tajallipour, Komeili, Mohammadi, 2009), es el principal contribuyente y contaminante de las aguas residuales lácteas, esta causa exceso de consumo de oxígeno si es directamente dispuesta en los cuerpos de agua, puede también causar impermeabilización, eutroficación, toxicidad y otras condiciones negativas en los ambientes receptores (Rico, Muñoz, Fernández, Rico, 2015). Aproximadamente 90 % del total de la leche utilizada en la industria quesera es eliminada como lactosuero (Parra Huertas, 2009); además resaltando que la producción mundial de lactosuero genera más de 145 millones de toneladas de lactosuero por año con un valor alto de DQO cerca de 50000-80000 mg/L (Najafpour, Hashemiyeh., Asadi, Ghasemi, 2008).

Las tecnologías aeróbicas ha limitado la aplicación para el tratamiento de aguas residuales lácteos debido a la carga orgánica alta, requerimientos extensivos de energía para suministrar oxígeno, limitaciones de transferencia de oxígeno, grandes cantidades de producción de lodos y dificultades sedimentación (Karadag et al., 2015).

Teniendo en cuenta lo anterior, el tratamiento anaeróbico es el método biológico más disponible para el tratamiento de este tipo de residuo (Rico, Muñoz, Fernández, Rico, 2015).

Industria de aceites. Los residuos con alto contenido de lípidos, tal como el de las plantas refinadoras de aceites, poseen un elevado potencial para la producción de biogás debido a su alto rendimiento teórico de metano. Sin embargo, en la práctica es necesaria la aplicación de un tratamiento fisicoquímico antes de la digestión anaeróbica debido a que los lípidos neutros son fácilmente hidrolizados a ácidos grasos de cadena larga (AGCL), los cuales ejercen un marcado efecto tóxico sobre las microorganismos involucrados en la β -oxidación y rutas metabólicas de la metanogénesis (Fernández, et al., 2010).

La producción de aceite de oliva es una de las actividades agro-industriales económicas más importantes de países mediterráneos. En el ámbito mundial la producción de aceite de oliva se ha incrementado gradualmente. Una cantidad excesiva de agua es consumida durante la extracción de aceite de oliva, con generación de agua residual cerca de 30 millones m³ de efluentes (Ahmet Gunaya, Dogan Karadag, 2015).

Café. El café es el segundo producto más comercializado en el mundo y generando grandes cantidades de subproductos y residuos durante el procesamiento. El procesamiento industrial de la cereza de café es realizado para separar el grano de café al remover la cascara y la parte mucilaginoso. En los procesos industriales, una gran cantidad de la pulpa de café es producida como primer subproducto. Los residuos de café y subproductos producidos durante el procesamiento constituyen una fuente de contaminación alta y posee serios problemas ambientales en ciudades productoras de café. Por lo anterior, la eliminación de pulpa de café se ha convertido en un problema ambiental emergente a nivel mundial debido a la putrefacción (Corro, Paniagua, Pal, Bañuelos & Rosas, 2013).

Algas. Las microalgas y macroalgas son investigadas como fuente potencial de combustible. La productividad, escalabilidad y una continua suministro de biomasa son factores críticos en la selección de biocombustible como

materia prima. La D.A., fermentación, transesterificación, licuefacción y pirolisis pueden convertir biomasa de algas en biocombustible, como biogás, bioetanol, biodisel y bio-aceites. La producción de biogás a partir de macroalgas es técnicamente más viable que otros componentes orgánicos, las microalgas pueden ser convertidas en biogás por D.A y también el bajo contenido de lignocelulosa hacen su degradación más fácil que las microalgas para producir niveles significantes de biogás (Chen et al., 2015).

Un elemento clave que en muchos casos determina el costo-eficacia en la utilización de biomasa de algas para la producción de biogás, es la selección de la tecnología de cultivo. Las algas pueden cultivarse con varios métodos, a partir de soluciones tecnológicamente avanzadas en las que el proceso es monitoreado y controlado, la biomasa de algas puede también ser adquirido para la producción de biogás a partir de los cuerpos de aguas naturales, eutrofizadas y degradados (Ali et al., 2015).

Soya. La cantidad de proteína de soya contenida en aguas residuales es alta, esta agua residual contiene organismos, nitrógeno y fósforo. La mayoría de estudios sobre el procesamiento de aguas residuales con proteína de soya se ha enfocado en tecnologías aeróbicas y de membrana. Sin embargo, estas tienen inconvenientes de contaminación de la membrana y alto costo, la cual restringe la utilización de sistemas de tratamiento de estanques (Yu, 2015).

Un estudio realizado por Yu (2015), utilizaron digestores anaerobicos para el tratamiento de aguas residuales que contenía proteína de soya, el experimento tuvo duración de 30 días y un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 40 horas, al final del experimento la eficiencia en la demanda química de oxígeno (DQO) fue del 80 %.

Industria de papa. La papa es un tubérculo que contiene 70-80 % de agua y el principal componente de la materia seca es almidón. El almidón es procesado en varios productos industriales como papa frita, papa deshidratada, bebidas alcohólicas e industriales. En un proceso

industrial, la estructura química del almidón es alterada para obtener pegante, utilizado primariamente como materia prima en la industria del papel.

La papa y sus subproductos industriales ya mencionados, en general contienen grandes cantidades de sustancias orgánicas solubles que podrían rápidamente ser convertidos en AGV. Si no existe una suficiente capacidad buffer en los reactores, el pH podría ser afectado y la metanogénesis podría ser inhibida. Sin embargo, estudios previos sobre la digestión de papa han reportado 300-500 m³ de biogás por tonelada de materia seca con una degradación de 50-70 % (Kaparaju & Rintala, 2005).

Digestión anaeróbica de tomate

El tomate (*Solanum lycopersicum*) es el segundo vegetal más producido en el mundo; algunos subproductos (orujo, piel y semilla) representan 4-13 % del peso total del tomate. Sin embargo residuos de procesamiento de tomate a menudo se vierten cerca de sitios de producciones o vertederos causando emisiones líquidas al suelo, problemas de olor y debido a fermentaciones anaeróbicas incontroladas, emisiones de metano en la atmosfera. Los residuos de procesamiento de tomate pueden ser también utilizados como alimento para animales, pero este residuo debe ser ensilado o secado antes de alimentar a rumiantes, aves de corral y otros animales, esta opción de manejo no es completamente satisfactorio, debido al valor nutricional de este residuo y altos costos de transporte.

La utilización de residuos de agricultura y residuos para la producción de energía es una opción de manejo desde lo social, ambiental y sostenibilidad económica plenamente demostrada.

Los residuos de tomate son ácidos (pH alrededor de 4,5) sin embargo, esta condición ácida es una limitación potencial para el sustrato en la D.A., ante esta situación, el pretratamiento alcalino (con NaOH, KOH, amonio y urea) ha sido ampliamente estudiado siendo eficiente esta neutralización (Calabro, Greco, Evangelou,

Komilis, 2015), a pesar de lo anterior, la utilización de residuos de tomate para la producción de metano a través de la digestión ha sido demostrada con altos rendimientos.

En la figura 3 se reportan algunos de los estudios en diferentes influentes de alimentos, con reactores diferentes y cargas orgánicas.

Figura 3. Principales parámetros para el tratamiento de aguas residuales a partir de industrias alimentarias utilizando procesos de digestión anaeróbicos

Tipo de reactor	Agua residual	Temperatura (°C)	pH	TRH (días)	OLR (KgDQO m ⁻³ día ⁻¹)	% DQO	Duración (días)	Referencia
Híbrido	Lactosuero	12-20	7-8	1	0,5-1,3	70-80	500	McHugh et al., 2006
UASB	Lactosuero	-	-	2-3	-	95-97	-	Erguder et al. 2001
Flujo ascendente	Subproductos cárnicos	35	7,4-7,5	25	1,8	-	175	Luste , 2010
UASFF	Subproductos de aceite de palma	38	7,2	6	5,79	98,6	-	Zinatizadeh et al., 2006
Filtro	Vinerías	19-27	-	2	4,13	85	70	Qing, 2006
Filtro/UASB	Café	20	6,7	1	1,89	77,2	40	Bello 1998
UASB	Lechada de papa	37	7-8	26	1,5	92	100	Parawira 2006
CSTR	Frutas y vegetales	35	7,2-7,8	19	3,07	67	118	Lin 2010
ASBR	Cerveza	55	7,4	26	3,23	88,9	35	Zupanbib
Membrana	Lactosuero	37	6,5	4	-	98,5	-	Saddoud et al, 2007
Membrana	Cerveza	30	6,9	3	1,2	99	-	Torres et al., 2011
Membrana	Aceite de oliva	35	6,5-7,8	0,5	-	95	-	Stamatelatou et al., 2009

Parámetros fisicoquímicos y biológicos que influyen en la digestión anaerobia

Como todo proceso biológico, la D.A. se efectuará satisfactoriamente o no dependiendo de las condiciones que estén presentes en el medio. Para posibilitar el adecuado desarrollo de los microorganismos que actúan sobre la materia orgánica presente en las aguas residuales que son sometidas a esta biodegradación, es de gran

importancia conocer en que medida contribuyen o no a esta biodegradación. Diferentes parámetros físicos y químicos siempre están presentes en los procesos anaerobios (Acosta & Obaya, 2005), los factores principales que influyen en el proceso son:

Amonio. El amoníaco (NH₃) y amonio (NH₄⁺), se acumula durante el rompimiento de proteínas y es el principal inhibidor de los procesos de

D.A. Concentraciones cerca de 1700-1800 mg/L pueden inhibir inóculos sin aclimatar; a través de la aclimatación, los niveles de amonio se pueden aclimatar a 5000 mg/L (Yenigun & Demirel, 2013). Temperatura. La temperatura influye considerablemente en el crecimiento y supervivencia de microorganismos, sin embargo el tratamiento anaeróbico es posible en todos los tres rangos de temperatura (psicrofílica, mesofílica y termofílica), usualmente la baja temperatura conduce a declinar en la velocidad de crecimiento y actividad metanogénica. La actividad metanogénica a esta temperatura el rango es 10 a 20 veces más lento que la actividad a 35°C (Rizvi et al., 2015). La D.A. termofílica (55-70°C) tiene una ventaja sobre la digestión mesofílica (37°C) resultando en una velocidad de reacción mas rápida y mayor productividad comparada con la D.A. mesofílica. Las condiciones óptimas para D.A. podría ser hidrólisis/acidogénesis termofílica y metanogénesis mesofílica (Mao et al., 2015).

La estructura de las comunidades microbianas activas a las dos temperaturas óptimas es bastante diferente. Un cambio de temperatura mesofílica a termofílica (o viceversa) puede resultar en una disminución marcada en producción de biogás. Incluso pequeños cambios en temperatura, de 35°C a 30°C a de 30°C a 32°C han mostrado reducir la velocidad de producción de biogás (Ward et al., 2008).

TRH. El tiempo de retención hidráulico ha sido investigado debido a su efecto sobre la productividad de biogás; se ha reportado ser uno de los parámetros más importantes afectando significativamente la ecología microbiana en reactores (Andreas & Kornaros, 2015; Rizvi et al., 2015).

ATR prolongado de más de 12 días, la velocidad de producción de metano disminuye. AGV, especialmente propionato, se acumula cuando TRH disminuyen. Lo anterior podría explicar porque la producción de gases es reducida a TRH cortos. Un incremento significativo en producción de gas, porcentaje de metano, DQO y utilización de AGV y procesos de estabilización

fueron obtenidos cuando TRH se incrementó de 1 a 2 días (Hassan & Nelson, 2012).

pH. El pH del reactor afecta el proceso de la digestión anaerobia y eficiencia del proceso de digestión. Los metanógenos trabajan efectivamente entre rango de pH de 6,5-8,2, con un pH óptimo de 7,0. Aunque se ha demostrado que el rango de pH óptimo para la máxima obtención de rendimiento de gas en la D.A es 6,5-7,5. El pH varía debido a varios parámetros como: AGV, concentración de bicarbonato y alcalinidad del sistema y también por la fracción de CO₂ producido durante el proceso. Para mantener el valor de pH constante es esencial controlar la relación entre AGV y concentraciones de bicarbonato que podrían ser añadidos en el reactor continuo durante el periodo de inicio (Kondusamy & Kalamdhad, 2015).

El pH desempeña un papel importante, ya que está asociado a la ocurrencia de fenómenos de acidificación, que afectan negativamente el proceso. Algunos autores afirman que la D.A. es más eficiente a valores de pH cercanos a la neutralidad, diferentes estudios sobre la influencia del pH, indican que no se puede generalizar, debido a aspectos, como las características fisicoquímicas del sustrato, que pueden aportar capacidad buffer y a que cada grupo microbiano implicado en la degradación anaerobia tenga un rango de pH óptimo específico (Parra et al., 2014).

Alcalinidad. Concentraciones altas de alcalinidad por encima de 6500 mg/L y valores de pH superiores a 7,4 sugieren que la actividad bacteriana puede verse afectada debido a varios efectos tóxicos de alcalinidad. Las sales tóxicas disminuyen la actividad bacteriana. La utilización de algunas sales en los digestores para el control de pH es común, sin embargo, algunas de ellas como sales de potasio y amonio causan efectos tóxicos (Yenigun & Demirel 2013).

Es importante mantener la alcalinidad suficiente en el sistema para mantener el pH en el rango óptimo debido a que los procesos de D.A. generan ácidos orgánicos intermedios. La

alcalinidad es generada durante los procesos de D.A., tal es el caso de proteínas que se encuentran en las aguas residuales, las cuales eliminan amonio y sales orgánicas. Sin embargo, agentes alcalinizantes pueden ser añadidos al influente para incrementar el buffer del medio. El monitoreo de la alcalinidad en reactores anaerobios es más eficiente que el monitoreo de pH, principalmente debido a que la alcalinidad es expresada en escala lineal, mientras el pH es escala logarítmica. Por lo tanto, una pequeña disminución en pH implica un gran consumo de alcalinidad, resultando es una considerable pérdida de capacidad buffer (Moraes, Zaiat & Bonomi, 2015).

Surfactantes. Los surfactantes mejoran el rendimiento de la D.A. y entre ellos varían en su efectividad. Por ejemplo, Tegopren 3022 a una concentración de 100 mg/L incrementa la producción de gas en 45 %, metano, la velocidad de consumo de AGV y eliminación de DQO. Lauril sulfato de sodio, el cual es un surfactante aniónico, resultando en producción más alta de gas, metano, estabilidad del proceso, eliminación de DQO y consumo de AGV más que otros surfactantes como Tegopren 3022, Tween 80 y Triton X-100. La adición del surfactante no aniónico Tween 80 produjo 3,5 L de gas/L de digestor por día con 70 % de contenido de metano. El Tween 80 reduce el stress en el digestor al reducir la producción de ácido propiónico. Sin embargo, altos niveles de surfactantes pueden inhibir los procesos de metanogénesis. El dodecilbenzenesulfonato de sodio provoca 50 y 80 % de reducción en actividad metanogénica a concentración de 22 y 55 mg/L, respectivamente (Hassan & Nelson, 2012).

Velocidad de carga orgánica (V.C.O)

La V.C.O. representa la cantidad de alimento suministrado a un digestor por día bajo condiciones continuas de alimentación. Con el incremento de V.C.O., el rendimiento de biogás se incrementa. La inhibición bacteriana ocurre debido a una alta V.C.O. provocando actividad en la hidrólisis/acidogénesis más que la actividad bacteriana en la metanogénesis, de esta manera

se incrementa la producción de AGV, lo cual eventualmente provocaría una acidificación irreversible. Posteriormente, el pH del digestor disminuiría y el proceso de hidrólisis sería inhibido (Mao et al., 2015).

Presión de hidrógeno. La presión de hidrógeno desempeña un papel importante en el control de procesos de fermentación anaeróbica. Ácidos propiónico y butírico son convertidos a ácido acético solamente bajo presión parcial de hidrógeno. La oxidación de ácido propiónico a ácido acético es termodinámicamente posible si la presión de hidrogeno es menos de 10^{-4} atm (Hassan & Nelson, 2012).

La presión de hidrógeno fue reducida y los metanógenos que utilizan hidrógeno fueron estimulados cuando el sistema de fermentación fue suplementado con elementos traza (ion ferroso, cobre, cobalto, níquel, zinc y manganeso). Sin embargo altas concentraciones de metales pesados pueden inhibir organismos metanogénicos. Cerca del 50 % de inhibición de metanogénesis fue observada en presencia de cloruro de cobre (>10 mg/L), cloruro de zinc (>40 mg/L) y cloruro de níquel (>60 mg/L). Metanógenos son mas sensibles a metales pesados que los acidógenos (Hassan & Nelson, 2012).

Se ha reportado la concentración óptima de sodio para metanógenos mesofílicos en un rango de 350 mg/L y una concentración menor de 400 mg/L de potasio podría mejorar el rendimiento de la D.A. mesofílica y termofílica (Zhang, Su, Baeyens & Tan, 2014). Se ha reportado además que la concentración de calcio incrementada a 7000 mg/L no inhibe la D.A., sin embargo, en otros estudios se han encontrado que en una concentración entre 2500-4000 mg/L de calcio se presentaba una inhibición moderada (Zhang et al., 2014).

Fermentación de dos etapas

La D.A. involucra varias especies de microorganismos simbióticos que pueden ser divididos en dos grupos: acidógenos y metanógenos. Estos dos grupos difieren

considerablemente en su fisiología, cinética y requerimiento de crecimiento. Operaciones de 2 digestores separados en serie permitiría optimización de condiciones para cada uno de los 2 grupos de microorganismos, disminución de costos y aumento de eficiencia de procesos. El tratamiento anaeróbico de dos etapas es el más disponible para aguas residuales conteniendo altos niveles de sólidos orgánicos. A pesar de las ventajas de los procesos de dos etapas, la acidificación completa en un paso separado puede prevenir la formación de biomasa granular en el digestor anaeróbico, lo cual es importante para la operación del diseño de varios digestores. La acidificación parcial con pequeños digestores en la primera etapa puede ser utilizada para reducir costos. Velocidades de eliminación de DQO y producción de metano en reactores de dos etapas fue 116 y 43 % (respectivamente) más alta que aquellos en una unidad de etapa única (Hassan & Nelson, 2012).

Nutrientes. Las bacterias en el proceso de D.A. requiere micronutrientes y elementos traza como nitrógeno, fósforo, sulfuros, potasio, calcio, magnesio, hierro, níquel, cobalto, zinc, manganeso y cobre para el crecimiento óptimo. A pesar que estos elementos son necesarios en concentraciones extremadamente bajas, la ausencia de estos nutrientes tienen efectos adversos sobre el crecimiento y rendimiento microbiano adversos. Las bacterias formadoras de metano tienen concentraciones internas relativamente altas de hierro, níquel y cobalto (Rajeshwari et al., 2000).

Perspectivas de la digestión anaeróbica

La digestión anaeróbica es una tecnología prometedora de la cual se han realizado investigaciones para establecer los mecanismos por los cuales un consorcio microbiano transforma moléculas complejas en moléculas simples para producir biogás como producto final. A pesar que se han avanzado en estudios, aun falta determinar cómo se podría reducir en su totalidad el contenido de patógenos dentro del consorcio microbiano; además de lo anterior, es necesario contar con mecanismos

más efectivos y económicos para controlar el metabolismo de dichos microorganismos y así evitar la acumulación de sustancias tóxicas o nocivas. Aun así, los argumentos y oportunidades para desarrollar una comunidad microbiana y la mejora basada en perspectiva cinética de producción de biogás son prometedores. El hidrógeno es considerado como un portador de energía ideal para el futuro, lo anterior debido a características de combustión limpia y contenido de energía alto. Recientemente la producción biológica de hidrógeno a partir de recursos sostenibles como biomasa ha llamado la atención más que los combustibles fósiles. Biocombustibles a partir de productos de agricultura como azúcar de caña, azúcar de remolacha y trigo es considerada como biocombustibles de primera generación, los cuales deben ser utilizados en mayor cantidad para ser aprovechados como biocombustibles. Teniendo en cuenta lo anterior, es importante realizar más estudios para mejorar el rendimiento en la producción de hidrógeno a partir de la D.A. y utilizarlo eficientemente. En lo referente a reactores, para un futuro se necesita aumentar el rendimiento de metano a partir de una gama cada vez mayor de materias primas, los cuales se puede lograr utilizando un sistema de varias etapas o mediante la mejora de las características de mezcla ya que es un parámetro importante que proporciona un medio de acceso del sustrato a los organismos de fermentación y los organismos al sustrato (es decir, aquellos que son móviles). Los argumentos y las oportunidades de desarrollo de una estructura de la comunidad microbiana y mejora basada en la perspectiva cinética de la producción de biogás son prometedores. Los sistemas de control que optimizan la producción de biogás, son un objetivo inmediato para el futuro próximo. Mediciones en tiempo real puede garantizar tiempos de retroalimentación en minutos, esto permitiría en la mayoría de casos ajustar la entrada de materia prima o parámetros de la fermentación física. Actualmente se está utilizando la tecnología de membrana, un tratamiento biológico, con buenos éxitos, sin embargo su costo es un limitante a la hora de seleccionar un tratamiento por lo que su aplicación a nivel industrial debe mejorarse.

CONCLUSIONES

La digestión anaeróbica puede ser definida como el proceso biológico en ausencia de oxígeno por el cual la materia orgánica presente en las aguas residuales es convertida en metano y dióxido de carbono. Este proceso es llevado a cabo a través de una serie de cuatro etapas conocidas como hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis, metanogénesis; en cada una de estas etapas interactúan microorganismos que degradan los componentes de la materia orgánica principalmente proteínas, carbohidratos y lípidos en metano y CO₂. La digestión anaerobia es ampliamente utilizada en la industria alimentaria debido a que es uno de los sectores con alta contaminación ambiental, en este sector figura la industria de aceites, cárnica, láctea y alcohólica entre otros resultados exitosos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta, Y. & Obaya, M. (2005). La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I. *Revista ICIDCA*, 1, 35-48.
- Adekunle, F. & Okolie, J. (2015). A Review of Biochemical Process of Anaerobic Digestion. *Advances in Bioscience and Biotechnology*, 6, 205-212.
- Ahmet, G. & Karadag, D. (2015). Review Recent developments in the anaerobic digestion of olive mill effluents. *Process Biochemistry*.
- Ali, F.; Mahmood, Q.; Rashid, N.; Pervez, A.; Ahmad, I & Maroof, M. (2015). Co-digestion, pretreatment and digester design for enhanced methanogenesis. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 42, 627-642.
- Anderson, G.; McKeown, K. (1994). Identification and control of inhibition in the anaerobic treatment of industrial wastewater. *Process Biochemistry*, 17, 28-32.
- Andreas, M. & Kornaros, M. (2015). Anaerobic mesophilic co-digestion of ensiled sorghum, cheese whey and liquid cow manure in a two-stage CSTR system: *Effect of hydraulic retention time*. *Bioresource Technology*, 175, 553-562
- Arango, O. & Sanches, L. (2009). Tratamiento de aguas residuales de la industria láctea. *Revista biotecnología en el sector agropecuario y agroindustrial*, 7(2), 24-31.
- Bello, R. & Castillo, M. (1998). Start-up of an anaerobic hybrid (UASB/filter) reactor treating wastewater from coffee processing plant. 4, 219-225. *Anaerobe*
- Bouallagui, H.; Touhami, Y.; Ben Cheikh, R. & Hamdi, M. (2005). Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. *Process Biochemistry*, 40(3-4), 989-995.
- Buendía, I. M.; Fernández, F. J.; Villaseñor, J. & Rodríguez, L. (2009). Feasibility of anaerobic co-digestion as a treatment option of meat industry wastes. *Bioresource Technology*, 100(6), 1903-1909.
- Calabro, P.; Greco, R.; Evangelou, A & Komilis, D. (2015). Anaerobic digestion of tomato processing waste: Effect of alkaline pretreatment. *Journal of Environmental Management*, 163, 49-52.
- Cazier, E.; Trably, E.; Steyer, J & Escudie, R. (2015). Biomass hydrolysis inhibition at high hydrogen partial pressure in solid-state anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 190, 106-113.
- Chen, H.; Zhou, C.; Luo, G.; Zhang, S & Chen. (2015). Macroalgae for biofuels production: Progress and perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 47, 427-437.
- Chen, Y.; Cheng, J. J. & Creamer, K. S. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology*, 99(10), 4044-4064.
- Çinar, Ö.; Hasar, H. & Kinaci, C. (2006). Modeling of submerged membrane bioreactor treating cheese whey wastewater by artificial neural network. *Journal of Biotechnology*, 123(2), 204-209.
- Corro, G.; Paniagua, L.; Pal, L.; Bañuelos, F & Rosas, M. (2013). Generation of biogas from coffee-pulp and cow-dung co-digestion: Infrared studies of postcombustion emissions. *Energy Conversion and Management*, 74, 471-481.
- Demirel, B.; Yenigun, O & Onay. (2005). Anaerobic treatment of dairy wastewaters: a review. *Process Biochemistry*, 40, 2583-2595
- Elbeshbishy, E. & Nakhla, G. (2012). Batch anaerobic co-digestion of proteins and carbohydrates. *Bioresource Technology*, 116(0), 170-178.
- El-Mashad, H. M. & Zhang, R. (2010). Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste. *Bioresource Technology*, 101(11), 4021-4028.
- Erguder, T.; Tezel, U.; Guven, E & Demirel, G. (2001). Anaerobic biotransformation and methane

- generation potential of cheese whey in batch and UASB reactors. *Waste Manage*, 21, 643–650.
- Fernández, M.; Abalos, A.; Crombet, S. & Caballero, H. (2010). Ensayos de biodegradabilidad anaerobia de aguas residuales generadas en una planta refinadora de aceite de soja. *Interciencia*, 35(8), 600-604.
- Ferrer, Y. & Pérez, H. (2010). Los microorganismos en la digestión anaerobia y la producción de biogás. Consideraciones en la elección del inóculo para el mejoramiento de la calidad y el rendimiento. *Revista ICIDCA*, 43(1), 9-20.
- Ghaly, A.; Ramkumar, D.; Sadaka, S.; Rochon, J. (2000). Effect of reseeded and pH control on the digester operating on acid cheese whey. *Journal Canadian Agricultural Engineering*, 42(4), 173-183.
- Gonzales, C.; Sialve, B & Molinuevo, S. (2015). Review Anaerobic digestion of microalgal biomass: Challenges, opportunities and research needs. *Bioresource Technology*, 1-11.
- Hassan, A & Nelson, K. (2012). Anaerobic fermentation of dairy food wastewater. *Journal Dairy Science*, 95, 6188–6203.
- Hernández, H. (2005). Tratamiento de lactosuero hidrolizado por medio de un reactor UASB. Pregrado, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Tulancingo.
- Hernández, M. & Delgadillo, L. (2011). Aplicación del modelo ADMI en la digestión anaerobia de aguas residuales y desechos sólidos. *Revista Tumbaga*, 6, 29-42.
- Kaparaju, P & Rintala, J. (2005). Anaerobic co-digestion of potato tuber and its industrial by-products with pig manure. *Resource, conservation and Recycling*, 43, 175-188.
- Karadag, D.; Emre, O.; Ozkaya, B & Cakmakci, M. (2015). A review on anaerobic biofilm reactors for the treatment of dairy industry wastewater. *Process Biochemistry*, 50, 262–271.
- Kondusamy, D & Kalamdhad, A. (2014). Pre-treatment and anaerobic digestion of food waste for high rate methane production – A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2, 1821-1830.
- Li, Y.; Zhang, R.; He, Y.; Zhang, C.; Liu, X.; Chen, C. & Liu, G. (2014). Anaerobic co-digestion of chicken manure and corn stover in batch and continuously stirred tank reactor (CSTR). *Bioresource Technology*, 156(0), 342-347.
- Lim, J. W. & Wang, J.-Y. (2013). Enhanced hydrolysis and methane yield by applying microaeration pretreatment to the anaerobic co-digestion of brown water and food waste. *Waste Management*, 33(4), 813-819.
- Lin, J.; Zuo, J.; Wang, K & Liu, F. (2010). Bioenergy recovery from fruit and vegetable waste by anaerobic digestion. Tercer Congreso Internacional de Energía a partir de biomasa.
- Luostarinen, S. (2005). Anaerobic on site-wastewater treatment low temperatures. *Studies in Biological and Environmental Science Finland*, 45, 14-21.
- Luste, S & Luostarinen, S. (2010). Anaerobic co-digestion of meat-processing by-products and sewage sludge –Effect of hygienization and organic loading rate. *Bioresource Technology*, 101, 2657–2664.
- Mao, C.; Feng, Y.; Wang, X & Ren, G. (2015). Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 45, 540–555.
- Maspolim, Y.; Zhou, Y.; Chenghong, G.; Xiao, K & Jern, W. (2015). Comparison of single-stage and two-phase anaerobic sludge digestion systems – Performance and microbial community dynamics. *Chemosphere*, 140, 54–62.
- McHugh, S.; Collins, G & O'Flaherty. (2006). Long-term, high-rate anaerobic biological treatment of whey wastewaters at psychrophilic temperatures. *Bioresource Technology*, 97, 1669–1678.
- Min, H.; Hyun, J.; Hyub, J & Moon, J. (2014). Bacterial and methanogenic archaeal communities during the single-stage anaerobic digestion of high-strength food wastewater. *Bioresource Technology*, 165, 174–182.
- Ming, H.; Hyun, J.; Hyub, J & Moon, J. (2014). Bacterial and methanogenic archaeal communities during the single-stage anaerobic digestion of high-strength food wastewater. *Bioresource Technology*, 165, 174–182.
- Molino, A.; Nanna, F.; Ding, Y.; Bikson, B. & Braccio, G. (2013). Biomethane production by anaerobic digestion of organic waste. *Fuel*, 103(0), 1003-1009.

- Moraes, B.; Zaiat, M & Bonomi, A. (2015). Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane ethanol production in Brazil: Challenges and perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 44, 888–903.
- Najafpour, G.; Hashemiyeh.; Asadi, M.; Ghasemi, M. (2008). Biological Treatment of dairy wastewater in a upflow anaerobic sludge-fixed film bioreactor. *American-Eurasian J. Agric. & Environ. Sci*, 4(2), 251-257.
- Najafpour, G.; Tajallipour, M.; Komeili M.; Mohammadi, M. (2009). Kinetic model for an up-flow anaerobic packed bed bioreactor: dairy wastewater treatment. *African Journal of Biotechnology*, 8(15), 3590-3596.
- Osho, O.; Mabekoje, O. & Bello, O. (2010). Preliminary evaluation of wastewater effluents from two food companies in Nigeria. *African Journal of Microbiology Research*, 4(13), 1395-1399.
- Parawira, W.; Murto, M.; Zvauya, R & Mattiasson, B. (2006). Comparative performance of a UASB reactor and an anaerobic packed-bed reactor when treating potato waste leachate. *Renewable Energy*, 31, 893–903.
- Parra, B.; Torres, P.; Marmolejo, L.; Cardenas, L.; Vasquez, C.; Torres, W & . Ordoñez, J. (2014). Influencia del pH sobre la digestión anaerobia de biorresiduos de origen municipal. *Revista UDCA*, 17(2), 553-562.
- Parra, R. (2009). Lactosuero: importancia en la industria de alimentos. Lactosuero; Aplicaciones; Alimento; Proteína; Fermentación. *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín*, 62(1).
- Parra, R. (2010). Digestión anaerobia de lactosuero: efecto de altas cargas puntuales. *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín*, 63(1), 5385-5394.
- Quing, Y.; Bao, Q & Tang, Y. (2006). Anaerobic treatment of winery wastewater using laboratory-scale multi- and single-fed filters at ambient temperatures. *Process Biochemistry*, 41, 2477–2481.
- Rajeshwari, K.; Balakrishnan, M.; Kansal, A.; Lata, K & Kishore, V. (2000). State-of-the-art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 4, 135-156.
- Real, J. (2007). Evaluación y modelado de la cinética de depuración anaerobio de vinazas de la industria alcoholera. Tesis de doctorado. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. México.
- Rico, C.; Muñoz, N.; Fernandezm, J & Rico, J. (2015). High-load anaerobic co-digestion of cheese whey and liquid fraction of dairy manure in a one-stage UASB process: Limits in co-substrates ratio and organic loading rate. *Chemical Engineering Journal*, 262, 794–802.
- Rizvi, H.; Ahmad, N.; Abbas, F.; Hussain, I.; Yasar, A.; Ali, S.; Yasmeen, T & Riaz, M. (2015). Start-up of UASB reactors treating municipal wastewater and effect of temperature/sludge age and hydraulic retention time (HRT) on its performance. *Arabian Journal of Chemistry*, 8, 780–786.
- Romano, R. T.; Zhang, R.; Teter, S. & McGarvey, J. A. (2009). The effect of enzyme addition on anaerobic digestion of Jose Tall Wheat Grass. *Bioresource Technology*, 100(20), 4564-4571.
- Saddoud, A.; Hassairi, I & Sayadi, S. (2007). Anaerobic membrane reactor with phase separation for the treatment of cheese whey. *Bioresour. Technol*, 98, 2102–2108.
- Schink, B. (2008). Principles of Anaerobic Degradation of Organic Compounds Biotechnology (pp. 169-192): Wiley-VCH Verlag GmbH.
- Seghezze, L.; Zeeman, G.; Van Lier, J.; Hamelers, V & Lettinga, G (1998). A review: the anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. *Journal Bioresource Technology*, 65, 398-407.
- Sponza, D. T. & Cigal, C. (2008). Relationships between anaerobic consortia and removal efficiencies in an UASB reactor degrading 2,4 dichlorophenol (DCP). *Journal of Environmental Management*, 87(1), 177-192.
- Stamatelatou, A.; Kopsahelis, P.; Blika, S.; Paraskeva, C & Lyberatos, G. (2009). Anaerobic digestion of olive mill wastewater in a periodic anaerobic baffled reactor (PABR) followed by further effluent purification via membrane separation technologies. *J. Chem. Technol. Biotechnol*, 84, 909–917.
- Syuhadaa, N.; Husnain, T.; Li, B.; Rahman, A & Riffat, R. (2015). Investigation of the Performance and Kinetics of Anaerobic Digestion at 45°C. *Journal of Water Resource and Protection*, 7, 1099-1110.
- Torres, A.; Hemmelmann, A.; Vergara, C & Jeison, D. (2011). Application of two-phase slug-flow regime to control flux reduction on anaerobic membrane bioreactors treating wastewaters

- with high suspended solids concentration, *Sep. Purif. Technol*, 79, 20–25.
- Ward, A. J.; Hobbs, P. J.; Holliman, P. J. & Jones, D. L. (2008). Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresource Technology*, 99 (17), 7928-7940.
- Yenigun, O. & Demirel, B. (2013). Ammonia inhibition in anaerobic digestion: A review. *Process Biochemistry*, 48, 901–911.
- Zhang, C.; Su, H.; Baeyens, J & Tan, T. (2014). Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 38, 383–392.
- Zinatizadeh, A.; Mohamed, R.; Najafpour, G.; Hasnain, M. & Nasrollahzadeh, H. (2006). Kinetic evaluation of palm oil mill effluent digestion in a high rate up-flow anaerobic sludge fixed film bioreactor. *Process Biochemistry*, 41, 1038–1046.