



UNIVERSIDADE DA CORUÑA
Facultade de Ciencias

Grao en Química

Memoria do Traballo de Fin de Grao

Estudio bibliográfico sobre la codigestión de lodo de depuradora con residuos orgánicos para la producción de ácidos grasos volátiles

Estudo bibliográfico sobre a codigestión de lodo de depuradora con residuos orgánicos para a produción de ácidos graxos volátiles

Bibliographic study about the codigestion of sewage sludge with organic wastes for the production of volatile fatty acids

Jorge Pena Lema

Curso: 2020 - 2021. Convocatoria: Enero

Directora: María del Carmen Veiga Barbazán

ABREVIATURAS Y ACRÓNIMOS

AGV: Ácidos Grasos Volátiles

LD: Lodo de depuradora

HAc: Ácido Acético

HPr: Ácido Propiónico

iHBu: Ácido i-Butírico

HBu: Ácido Butírico

HVal: Ácido Valérico

iHVal: Ácido i-Valérico

DQO: Demanda química de oxígeno

DQOs: Demanda química de oxígeno soluble

DQOt: Demanda química de oxígeno total

EDAR: Estación depuradora de aguas residuales

ST: Sólidos totales

SV: Sólidos volátiles

SST: Sólidos en suspensión totales

SSV: Sólidos en suspensión volátiles

TRH: Tiempo de retención hidráulico

TRS: Tiempo de retención de sólidos

VCO: Velocidad de carga orgánica

FORSU: Fracción orgánica de residuos sólidos urbanos

Resumen

El estudio realizado se ha enfocado en la valorización del lodo generado en las estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas y de residuos orgánicos de origen agrícola, municipal e industrial. Los residuos son generados en grandes cantidades alrededor del mundo, llegando a causar grandes problemas medioambientales debido a su acumulación descontrolada y, además, su gestión ocasiona costes económicos muy elevados. Con el fin de resolver este problema y de fomentar una economía circular, se propone la valorización de estos recursos mediante el uso de la digestión anaerobia para producir ácidos grasos volátiles, que pueden ser empleados como materias prima y tienen un valor muy elevado en el mercado. El proceso de digestión anaerobia para la producción de ácidos grasos volátiles está influenciado por una serie de parámetros operacionales, los cuales se discutirán críticamente con el fin de establecer las ventajas y desventajas que tienen sobre el proceso. El trabajo se centrará en el estudio de estos parámetros operacionales a partir de una amplia revisión bibliográfica.

PALABRAS CLAVE: lodo urbano, digestión anaerobia, ácidos grasos volátiles, residuos agrícolas, residuos municipales, residuos industriales, estación depuradora de aguas residuales.

Resumo

O estudo realizado enfocouse na valorización do lodo xerado nas estacións depuradoras de augas residuais urbanas e de residuos de orixe agrícola, municipal e industrial. Os residuos son xerados en grandes cantidades arredor do mundo, chegando a causar grandes problemas medioambientais debido á súa acumulación descontrolada e, ademais, a súa xestión ocasiona costes económicos moi elevados. Có fin de resolver este problema e de fomentar una economía circular, propónse a valorización destes recursos mediante o uso da dixestión anaerobia para producir ácidos graxos volátiles, que poden ser empregados como materias prima e teñen un valor moi elevado no mercado. O proceso de dixestión anaerobia para a produción de ácidos graxos volátiles está influído por unha serie de parámetros operacionais, que serán discutidos de xeito crítico para establecer as vantaxes e desvantaxes que teñen sobre o proceso. O traballo centrase no estudo destes parámetros operacionais a partir dunha extensa revisión bibliográfica.

PALABRAS CHAVE: lodo urbano, dixestión anaerobia, ácidos graxos volátiles, residuos agrícolas, residuos municipais, residuos industriais, estación depuradora de augas residuais.

Abstract

The study carried out has focused on the valorisation of the sewage sludge generated in urban wastewater treatment plants and organic wastes of agricultural, municipal and industrial origin. Wastes are generated in large quantities around the world, causing great environmental problems due to its uncontrolled accumulation and, in addition, its management causes high economic costs. To solve this problem and to promote a circular economy, it is proposed to valorise these resources by using anaerobic digestion to produce volatile fatty acids, which can be used as raw materials and they can achieve high market values. Anaerobic digestion process for the production of volatile fatty acids is influenced by a series of operational parameters, which will be critically discussed in order to establish the advantages and disadvantages they have over the process. The work will focus on the study of these operational parameters from an extensive bibliographic review.

KEY WORDS: sewage sludge, anaerobic digestion, volatile fatty acids, agricultural waste, municipal waste, industrial waste, wastewater treatment plant.

Índice

1. Introducción.....	1
1.1. Revalorización de residuos	1
1.2. Lodo de depuradora urbano.....	3
1.3. Residuos orgánicos.....	4
1.3.1. Residuos agrícolas	5
1.3.2. Residuos industriales.....	5
1.3.3. Residuos municipales.....	5
1.3.4. Microalgas	6
2. Objetivo	6
3. Digestión anaerobia.....	7
3.1. Etapas.....	7
3.2. AGV	8
3.3. Parámetros que influyen en la producción de AGV	9
3.4. Microbiología y bioquímica.....	11
3.4.1. Microorganismos acidogénicos.....	11
3.4.2. Microorganismos metanogénicos	12
3.5. Codigestión anaerobia	12
4. Efectos de los parámetros operacionales en la codigestión de lodo urbano para la producción de AGV.....	13
4.1. Pretratamiento térmico.....	17
4.2. Relación C/N.....	19
4.3. Beneficios de la codigestión.....	21
4.4. pH.....	22
4.5. Tiempo de retención hidráulico	24
4.6. Temperatura	25
4.7. Velocidad de carga orgánica.....	27
5. Conclusiones.....	28
6. Bibliografía	31

1. Introducción

A principios del siglo XX debido al rápido desarrollo de la industria y la urbanización, así como el crecimiento exponencial de la población y el aumento del consumo específico de los recursos, surgió la necesidad de implementar el tratamiento de las aguas residuales y, por consiguiente, tratar también los residuos generados del mismo proceso, principalmente los lodos de depuradora (LD) (Agler et al., 2011).

Actualmente, cada año son mayores los volúmenes de dichos residuos a tratar, llegando a generarse a finales de 2010 más de 10 millones de toneladas de lodo, y se estima que a finales de 2020 se alcanzará la cifra de 13 millones (Kelessidis & Stasinakis, 2012). En el pasado los lodos se incineraban o se enterraban, pero siguiendo la tendencia hacia una gestión más sostenible de los residuos, que se corresponda con la implementación de la economía circular y la reducción de las grandes inversiones para su deshecho, se buscaron nuevas formas de revalorizar los LD (Morris, 2005). Entonces, se desarrolla un proceso biológico, mediante el empleo de una digestión anaerobia (DA) que permite su conversión en una fuente de energía (biogás) y más recientemente se ha investigado su empleo para la formación de compuestos de gran importancia industrial como los ácidos grasos volátiles (AGV) (Zhao et al., 2017).

Con el fin de obtener una economía que pueda sustentabilizarse teniendo unos niveles bajos de emisiones contaminantes, incrementando la eficiencia de los recursos, que sea capaz de prevenir la pérdida de la biodiversidad y que permita conservar el valor de los ecosistemas, la Comisión Europea ha establecido unas bases para desarrollar una economía circular, que deberá ser competitiva, eficiente y contribuir a un uso reducido de los combustibles fósiles (Scarlat et al., 2015).

1.1. Revalorización de residuos

La transición hacia una economía circular (Figura 1) hizo que en el 2015 la Comisión Europea adoptase un Plan de Acción, que ayude a la sustentabilidad del medio ambiente mediante la revalorización de los residuos. De esta manera, se invierte más en la gestión y en las vías de reutilización y recuperación de los residuos, produciendo con ello nuevas materias primas y una mejora de la economía, a través de la creación de puestos de trabajo y, a su vez, generando nuevas riquezas (Eurostat, 2020).



Figura 1. Esquema de la economía circular. Fuente: ecolec.es.

Una de las prioridades de la economía circular es estimular la transición hacia políticas que permitan reutilizar la gran cantidad de residuos generados, como se muestra en la Figura 2, mediante su tratamiento con técnicas como la DA (Maina et al., 2017).

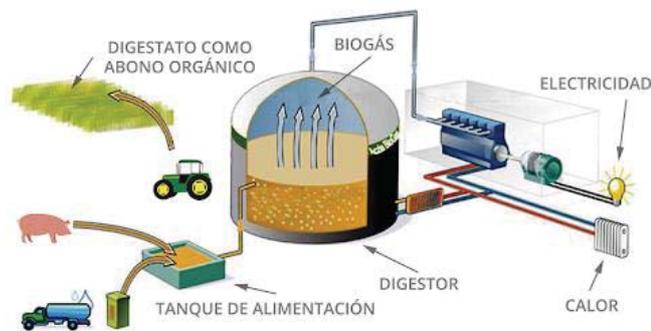


Figura 2. Valorización de residuos. Fuente: <http://www.aczia-biogas.es/>.

Según el Instituto Nacional de Estadística, en 2014 la industria generó 38,7 millones de toneladas de residuos en nuestro territorio. El gasto total nacional de la gestión de estos residuos ascendió a 2400 millones de euros (Instituto Nacional de Estadística [INE], 2020). Esto indica que la gestión y valorización de los desechos industriales, urbanos y agrícolas es un paso fundamental para el crecimiento económico y social.

La valorización de estos residuos genera beneficios económicos y evita un gasto adicional en su gestión. Además, permite obtener nuevos subproductos como materias primas de bajo coste.

1.2. Lodo de depuradora urbano

Los LD son generados en las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) en los procesos de tratamiento de las aguas y son considerados, por lo tanto, como residuos. El proceso de tratamiento de aguas que conlleva a la formación de LD se muestra en la Figura 3.

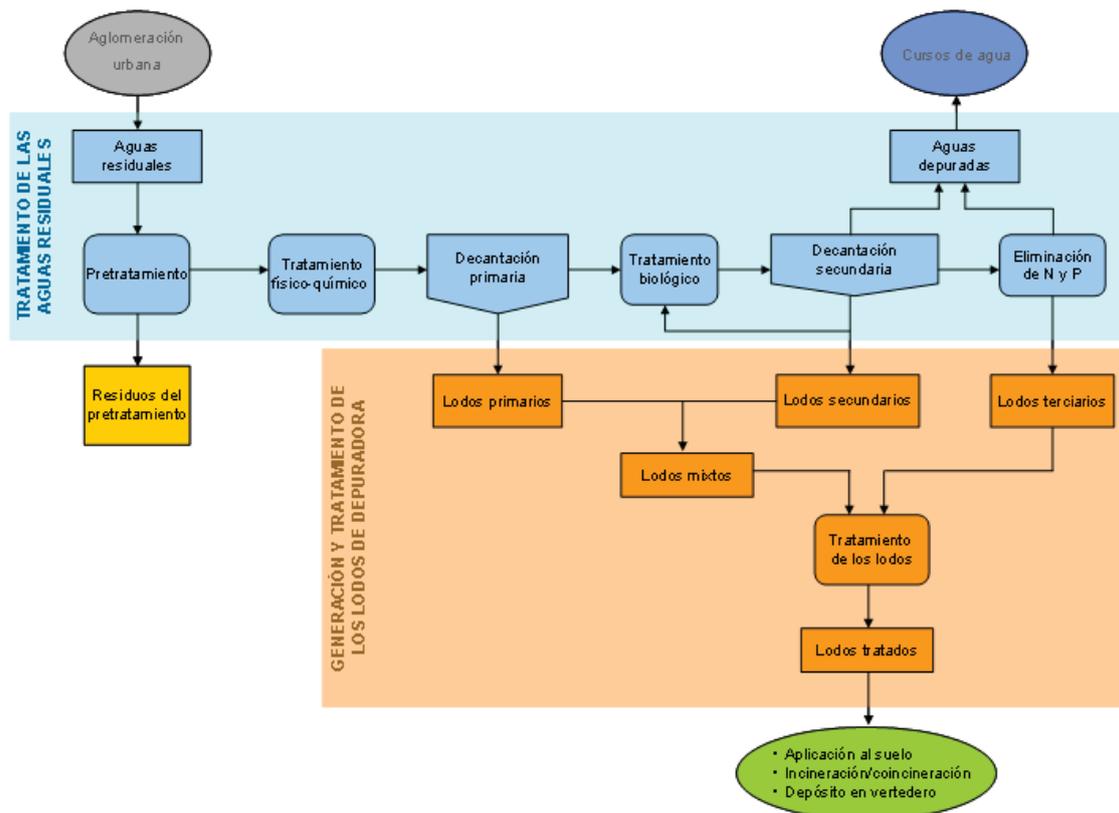


Figura 3. Tratamiento de aguas residuales, obtención de LD.
Fuente: <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental>.

Los LD generados en las EDAR son muy ricos en materia orgánica, entre un 50-60% de su composición, y cuentan con una gran cantidad de microorganismos y nutrientes, además pueden contener metales pesados y compuestos xenobióticos. Su tratamiento es muy difícil y costoso, suponiendo hasta un 50% de los costes de operación de una EDAR (Esteban-Gutiérrez, 2014). Entre los principales problemas medioambientales asociados a la generación y acumulación de LD, se encuentran entre otros la aparición de plagas, malos olores y vectores de enfermedades, convirtiéndose en importantes focos de infección (Vereda Alonso et al., 2006).

Como los LD son un problema para la sociedad debido a su toxicidad y al alto coste de tratamiento, la mejor salida que se ha encontrado para ayudar a su revalorización es el tratamiento a través de la DA, que permite la obtención de compuestos de gran importancia como el biogás o bien, los AGV (Luo et al., 2019).

Durante el proceso de DA, la materia orgánica de los LD que está formada por lípidos, proteínas y polisacáridos, se hidroliza, resultando en un sustrato útil para la producción de AGV. Los lípidos presentes en los LD contribuyen a elevar los niveles de DQO y, posteriormente, su hidrólisis produce glicerol, un sustrato que ayuda a mejorar el proceso de fermentación. Los carbohidratos son convertidos en glucosa mediante la actuación de enzimas, y esta es empleada para la realizar la glucólisis, llevando a cabo la fermentación que posibilita la producción de AGV. La fermentación de carbohidratos puros, como la glucosa, lleva a la formación de H_{Bu}, H_{Pr} y H_{Ac}, principalmente. Las proteínas, sin embargo, se caracterizan por una baja biodegradabilidad en sus estructuras ternaria y cuaternaria, lo que las hace menos susceptibles a la acción de la enzima proteasa, por lo que está considerada como una etapa limitante (Da Ros et al., 2014).

Debido a la composición tan variada de los LD, ricos en gran cantidad de nutrientes además de materia orgánica degradable, se convierten en un sustrato de interés susceptible a someterse al tratamiento de DA para su revalorización y transformación en productos de alto valor industrial.

1.3. Residuos orgánicos

Todo residuo orgánico es susceptible de digerirse a través de procesos anaerobios, sin embargo, en la digestión de los LD puede haber factores limitantes del proceso. Se recurre entonces a la estrategia de codigestión, mediante la cual se fermentan junto a los LD otros residuos orgánicos con el fin de crear un efecto sinérgico que resulte en la mejora del proceso.

El estudio de la composición y procedencia de los residuos permite establecer las diferentes funciones que estos tendrán dentro del proceso de formación de nuevos productos, pudiendo así ser seleccionarlos en base a las características requeridas para la producción de los AGV.

Una buena forma de clasificar los residuos es atendiendo a su origen, agrupándolos en: agrícolas, industriales, municipales y microalgas (Yang et al., 2019).

1.3.1. Residuos agrícolas

La materia orgánica de origen agrícola se obtiene a partir de fuentes de celulosa, cultivos y abonos que pueden ser empleados como sustratos en la DA junto al LD (Yang et al., 2019).

Estos residuos son ricos en carbono orgánico y se generan en grandes cantidades en todo el mundo, por lo que son de fácil acceso. Se trata principalmente de residuos como restos de manzana, uva, bagazo, paja o estiércol de ganado.

1.3.2. Residuos industriales

Una gran cantidad de los residuos orgánicos producidos en este sector se generan a raíz de la producción en las industrias alimentarias, por ejemplo, generando aguas residuales procedentes de la producción de quesos, vinos, melazas o del biodiesel (Yang et al., 2019). Estas industrias producen residuos sólidos y líquidos que pueden ser empleados en la DA junto al LD permitiendo así su reutilización. Contienen comúnmente un gran contenido de materia orgánica, que hace de estos residuos un sustrato fácilmente degradable (Da Ros et al., 2014).

1.3.3. Residuos municipales

La fracción orgánica de los residuos municipales se compone fundamentalmente de restos de comida, como frutas o vegetales, y tiene una gran influencia en el rendimiento de la DA, llegando a variar los resultados significativamente en función de su composición (Yang et al., 2019).

En la Unión Europea (UE) se generan una gran cantidad de residuos municipales, alcanzando la cantidad media generada por persona la cifra de 487 kg (Figura 4), destacando por encima de los 600 Kg/persona en países como Dinamarca, Malta, Chipre, Alemania y Luxemburgo (Eurostat, 2020).



Figura 4. Residuos municipales generados en Europa. Fuente: <http://ec.europa.eu/eurostat>.

En el proceso de digestión se tratarán compuestos que posean una fracción orgánica, como los residuos sólidos municipales, residuos de cocina o residuos de carnes y huesos.

1.3.4. Microalgas

Las microalgas se están convirtiendo en una de las fuentes más prometedoras para sustituir a los materiales con base de petróleo, debido a su gran capacidad de crecimiento y adaptabilidad. Aunque el cultivo de las algas es un procedimiento costoso, su producción ha proporcionado una gran variedad de productos biotecnológicos con diversos usos para la medicina, industria alimenticia, para la obtención de biocombustibles y para la producción de AGV.

En comparación con residuos ricos en celulosa, las algas contienen menos lignina y las proteínas y azúcares se hidrolizan más fácilmente, lo que mejora su degradabilidad durante la DA. Además, poseen elementos como nitrógeno y fósforo que permiten un buen crecimiento de la microbiota durante la DA (Yang et al., 2019).

2. Objetivo

El objetivo principal de este trabajo consiste en una revisión bibliográfica de la codigestión anaerobia de lodo procedente de una depuradora urbana con otros residuos orgánicos a través de la tecnología de la digestión anaerobia para la obtención de productos de alto interés industrial, como son los ácidos grasos volátiles. Se llevará a cabo la comparación y discusión de los principales parámetros operacionales que intervienen de forma significativa durante la digestión anaerobia para la obtención de los AGV.

3. Digestión anaerobia

La DA es el proceso de descomposición de la materia orgánica en ausencia de oxígeno, del que se obtienen compuestos como CO_2 , CH_4 y nutrientes inorgánicos (Tyagi & Lo, 2013). El proceso tiene lugar en cuatro etapas que suceden de forma simultánea y que se definen a continuación (Esposito et al., 2012).

3.1. Etapas

La primera etapa de la DA es la hidrólisis, donde los compuestos de la materia orgánica de alto peso molecular, como proteínas, polisacáridos y lípidos son hidrolizados por la acción de bacterias hidrolíticas, a través de la producción de enzimas. Durante este proceso, los polisacáridos se convierten en azúcares, los lípidos en ácidos grasos y las proteínas en aminoácidos y péptidos.

La acidogénesis es la segunda etapa de la DA, en la que se obtienen los AGV. En ella, se produce la fermentación de los compuestos solubles de la primera etapa, llevada a cabo por la acción de bacterias anaerobias, estrictas y facultativas. En esta etapa de fermentación, se producen ácidos grasos volátiles como el HAc, HPr, HBU y HVal además de H_2 , CO_2 y alcoholes u otros ácidos orgánicos como el ácido láctico (HLac).

En la tercera etapa de la DA, la acetogénesis, los compuestos de menor peso molecular generados anteriormente como el HLac, HBU y HPr, así como el etanol se transforman en acetato e H_2 . Las bacterias encargadas de este proceso son las acetogénicas, que producen el HAc a partir del HPr y del HBU, y las homoacetogénicas, que permiten producir HAc por la fermentación de CO_2 y H_2 .

La última etapa de la DA es la metanogénesis, en ella las bacterias convierten los compuestos producidos en la acetogénesis en CO_2 y CH_4 . Las bacterias consumen H_2 (hidrogenófilas) o fermentan el HAc (acetogénicas).

En la Figura 5 se muestra un diagrama con las diferentes etapas de la DA, observando los procesos y las etapas que intervienen en el proceso de formación de los diferentes AGV y donde las abreviaturas MS, AA y AGCL hacen referencia a los monosacáridos, aminoácidos y ácidos grasos de cadena larga producidos, respectivamente.

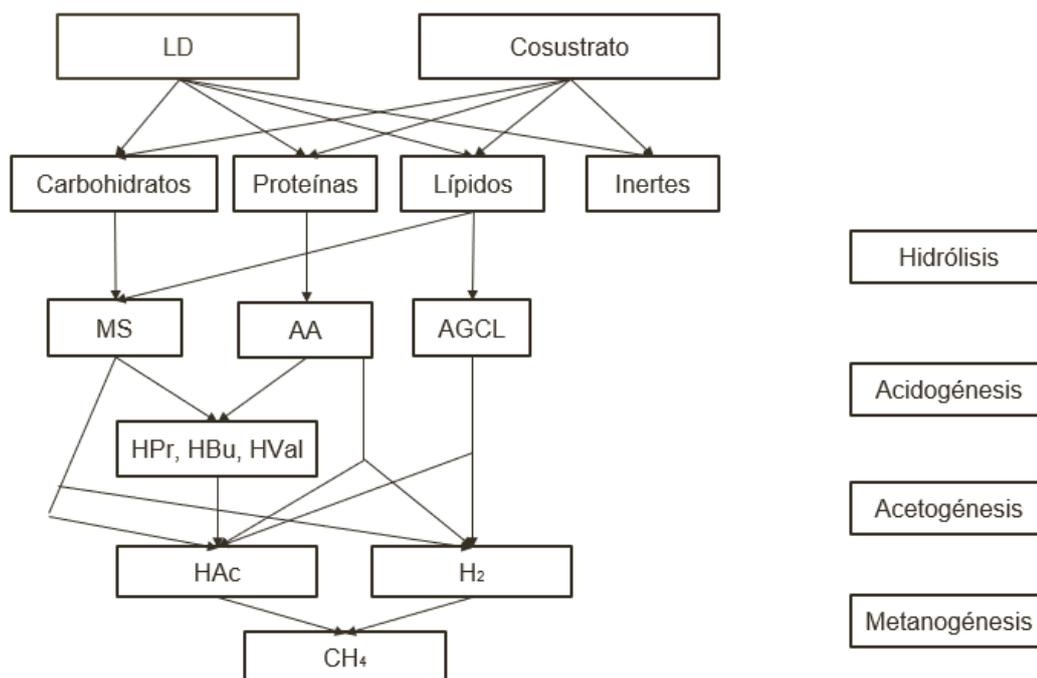


Figura 5. Diagrama de flujo de la digestión anaerobia. Fuente: Esposito et al. (2012)

Tradicionalmente el proceso de DA se utilizó para la obtención de CH_4 , aunque recientemente se está enfocando a la obtención de AGV, que son de gran interés por sus aplicaciones para producir compuestos de alto valor añadido. De esta manera, se le está otorgando una gran relevancia a la etapa acidogénica de la DA.

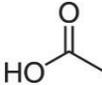
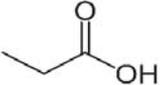
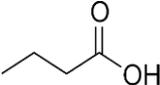
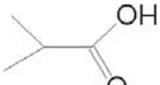
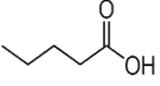
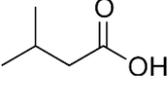
3.2. AGV

Los AGV son compuestos de cadena corta (menos de 6 carbonos), que poseen un grupo ácido ($-\text{COOH}$), generados durante la etapa acidogénica de la DA. Los AGV tienen alto valor comercial y su empleo está muy extendido en la industria, por ejemplo, en la producción de biodiésel o en la de plásticos biodegradables como los polihidroxialcanoatos (PHA) (Lee, Yun, et al., 2014).

Los AGV presentan una demanda creciente en el mercado (Atasoy et al., 2020) además, son empleados como reactivos para la síntesis de una amplia gama de productos químicos de gran importancia comercial (Bhatia & Yang, 2017).

Su obtención se realiza a partir de fuentes petroquímicas, que causan graves problemas medioambientales (Atasoy et al., 2020). La búsqueda de rutas alternativas más respetuosas con el medioambiente y que permitan el desarrollo de una química verde conlleva al estudio de los AGV obtenidos a partir de la DA, cuyas características principales y precios se muestran a continuación (Tabla 1).

Tabla 1. Clasificación de los AGV. Fuente: Atasoy et al. (2018); Bhatia & Yang (2017).

AGV	Estructura molecular	Nº átomos C	Precio en el mercado (€/ton)	Aplicaciones
HAc		2	400-800	Aditivo alimentario Fabricación de pinturas, plásticos, pesticidas...
HPr		3	2000-2500	Saborizante Conservante Aditivo en alimentos Producción de vitamina E
HBu		4	1500-1650	Producción de biodiésel Aditivo alimentario Antibiótico en animales
iHBu		4	-	Químicos agrícolas Pinturas Industria alimentaria
HVal		5	2200-2700	Aditivo en perfumes Aditivo alimentario Lubricantes
iHVal		5	-	Industria alimentaria Industria farmacéutica Cosmética Químicos agrícolas

3.3. Parámetros que influyen en la producción de AGV

La fermentación acidogénica es un proceso complejo durante el cual la producción de AGV depende de varios parámetros como, por ejemplo, el sustrato seleccionado, la temperatura o el pH. Algunos factores pueden afectar a la DA, pudiendo llegar a inhibirla (Lee, Chua, et al., 2014).

- Amonio: Es producido por la degradación biológica de materia orgánica, proviene principalmente de las proteínas y la urea. Los microorganismos formados durante la etapa metanogénica son los menos tolerantes a los efectos producidos por el amonio, provocando una disminución en su crecimiento. El nitrógeno amoniacal resulta beneficioso por debajo de los 200 mg/L ya que es un nutriente fundamental para los microorganismos anaerobios (Chen et al., 2008).
- pH: Es uno de los parámetros más importantes ya que afecta a la hidrólisis y al proceso de acidogénesis, por lo que su optimización permite mejorar el

rendimiento de la producción de AGV. Durante la etapa acidogénica se alcanzan valores de pH 5,5-6,5 (Yang et al., 2019).

- Temperatura: Este parámetro afecta al crecimiento de los microorganismos, a la tasa de hidrólisis y a la actividad de las enzimas. La mayoría de los estudios se realizan en condiciones de temperatura mesófila (20-45°C) y termófila (50-60°C). El paso de las condiciones mesófilas a las termófilas puede que mejore la velocidad de la acidogénesis y en el rendimiento de la producción de AGV, dependiendo del tipo de sustrato alimentado (Lee et al., 2014).
- Tiempo de retención: es un parámetro crítico y se divide en:
 1. Tiempo de retención hidráulico (TRH): es el cociente del volumen del reactor entre el caudal que entra en el reactor, y tiene la siguiente expresión:

$$TRH(dias): \frac{V(L)}{Q(\frac{L}{dia})}$$

2. Tiempo de retención de sólidos (TRS): Es la relación entre la masa de fangos existente en el reactor y la masa de fangos purgada por unidad de tiempo. Debe de ser lo bastante grande como para provocar la hidrólisis de los lodos. Tiene la siguiente expresión:

$$TRS = TRH (días) * \frac{SSV reactor (g/L)}{SSV purga (g/L)}$$

- Velocidad de carga orgánica (VCO): Este parámetro trata la concentración de materia orgánica que entra en el reactor por unidad de volumen y tiempo, empleando en su medida unidades de DQO. Tiene una gran influencia en la distribución de la composición de los AGV (Lee et al., 2014).

$$VCO (\frac{g}{L día}) = \frac{DQOinfluyente (g/L)}{TRH (días)}$$

La presencia y concentración de determinados metales también es un parámetro influyente. Metales ligeros como el sodio, el potasio o el magnesio favorecen el crecimiento microbiano, sin embargo, concentraciones altas de los mismos llegan a inhibir este proceso, siendo tóxicos para la DA. Los metales pesados proporcionados por los LD no son biodegradables, por lo que se pueden llegar a acumular en el interior

del reactor, llegando a concentraciones tóxicas (Tabla 2). Los LD también contienen sulfatos, los cuales pueden ser reducidos a sulfuro por las bacterias de la DA, llegando a inhibir todo el proceso (Chen et al., 2014).

Tabla 2. Concentraciones mínimas para la inhibición y toxicidad de algunos metales de interés.
Fuente: Chen et al. (2014).

Metales	Inhibidor (ppm)	Toxicidad (ppm)
Cobre	70	400
Níquel	10	2000
Potasio	400	-
Zinc	200	600
Sodio	3500-5500	8000
Calcio	2500-4500	8000

3.4. Microbiología y bioquímica

El estudio de las comunidades microbianas presentes en la DA ayuda a entender el proceso de producción de los AGV. La etapa más determinante a la hora de producir AGV es la etapa acidogénica, siendo necesario inhibir la etapa de metanogénesis.

Por lo tanto, el estudio microbiológico se centrará en los microorganismos presentes en estas dos etapas.

3.4.1. Microorganismos acidogénicos

Actualmente, los microorganismos acidogénicos conocidos son muy escasos, y permiten degradar numerosos compuestos orgánicos que se emplearán en la formación de AGV (Hu et al., 2018). Por ejemplo, *Clostridium*, *Clostridium butyricum* y *Butyrivibrio* son las bacterias dominantes en la producción de HBU, mientras que *Propionibacteria spp.*, *Veillonella gazogenes* y *C. propionicum* son las bacterias que permiten la formación de HPr. Los microorganismos acidogénicos son necesarios para ayudar a la solubilización y a la hidrólisis, permitiendo así realizar la conversión de materia orgánica macromolecular no biodegradable en materia orgánica micromolecular perfectamente degradable. Los polisacáridos, proteínas solubles y lípidos, son hidrolizados para formar monosacáridos, aminoácidos y ácidos grasos de cadena larga (Yuan et al., 2019). Debido a sus características bioquímicas, los microorganismos acidogénicos son útiles para transformar monosacáridos y aminoácidos en AGV (Antonopoulou et al., 2015). A medida que se produce la hidrólisis del lodo, los microorganismos acidogénicos emplean la materia orgánica procedente de estos sustratos para producir principalmente HAc.

Los monosacáridos son convertidos en piruvato gracias a la acción de la ruta metabólica Embden-Meyerhof-Parnas y, finalmente, se forma HAc, HBU, CO₂ e H₂

(Engelking, 2015). La acción de las hidrolasas permite convertir a las proteínas en polipéptidos y aminoácidos, que pueden ser descompuestos en AGV. Los lípidos son hidrolizados para formar glicerol y ácidos grasos de cadena larga. El glicerol es convertido en glicerol-3-fosfato y este en piruvato, que da lugar a moléculas orgánicas empleadas en la formación de AGV, mientras que los ácidos grasos de cadena larga se descomponen en HAc y acetyl-CoA, mediante la beta-oxidación.

Además, una parte de los microorganismos acidogénicos pueden captar CO_2 e H_2 del medio, pudiendo formar así HAc.

3.4.2. Microorganismos metanogénicos

Los microorganismos metanogénicos son uno de los grupos de microorganismos que forman parte de la fermentación anaerobia y emplea H_2 y acetato como sustratos para la formación de metano (Zhao et al., 2017).

Solo la tercera parte del CH_4 es producido por la reducción del CO_2 mientras que los dos tercios restantes se formarían debido a la degradación del HAc, uno de los AGV mayoritarios (Yuan et al., 2019).

Los metanogénicos pueden emplear enzimas y coenzimas presentes en las células para convertir el HAc, H_2 , H_2CO_3 , HCOOH y CH_3OH en CH_4 , CO_2 y nuevas sustancias celulares (Davidsson et al., 2007).

3.5. Codigestión anaerobia

La codigestión anaerobia es el tratamiento simultáneo de los LD con un residuo de origen orgánico de procedencia y composición diferentes. Empleando la mezcla de sustratos se trata de mejorar el efecto de la fermentación de los LD durante la DA. El aumento de la eficacia del proceso al realizar la codigestión queda patente cuando se aprecian una serie de mejoras, como un ajuste de la humedad y del pH, un aumento del material biodegradable que permite regular la capacidad tampón de la mezcla más fácilmente y un mejor balance de nutrientes. El rango de cepas bacterianas que participan en el proceso permite un mejor ajuste de la relación C/N, además de que se puede producir la dilución de sustancias tóxicas presentes en el LD que pueden inhibir la DA (Esposito et al., 2012).

Estas sustancias tóxicas procedentes del LD, como los metales pesados y las altas concentraciones de patógenos y nitrógeno, son mitigadas gracias a la codigestión con otros sustratos ricos en C, de esta forma se obtiene un balance de nutrientes eficaz para la DA y, por lo tanto, para la obtención de los AGV.

En la codigestión, las materias primas empleadas son importantes para la posterior formación de los AGV. Por ello, los LD, son los encargados de proporcionar la cantidad necesaria de nutrientes a las bacterias, ya que cuentan con una gran cantidad de proteínas y por lo tanto son ricos en N. Por otra parte, el sustrato orgánico añadido actúa equilibrando los valores de la relación C/N al aportar una gran cantidad de C a la mezcla, mitigando los efectos del N amoniacal (Sosnowski et al., 2003).

Así, la digestión de estas materias primas por separado diferiría de un proceso óptimo, ya que los LD presentan un alto nivel de N que puede dar lugar a una inhibición de la acidogénesis. Diluyendo estos efectos mediante la codigestión se obtienen resultados sinérgicos para una mayor producción de AGV.

4. Efectos de los parámetros operacionales en la codigestión de lodo urbano para la producción de AGV

En este apartado se discutirán los diferentes parámetros operacionales que influyen en la producción de los AGV a través de la codigestión de lodos de depuradora de aguas residuales urbanas con otros sustratos de diferentes orígenes. De esta manera, se observará la influencia que tiene la variación de las condiciones de trabajo (pH, temperatura, TRH, VCO, etc.) en los resultados obtenidos.

La clasificación de los sustratos se realiza dependiendo de su origen y el efecto que tienen sobre la codigestión anaerobia con el LD. Para ello, se trabaja con diversos estudios que emplean una gran variedad de sustratos procedentes de residuos agrícolas (Tabla 3); municipales (Tabla 4); industriales, mediante el empleo de aguas residuales (Tabla 5), que acompañarán al LD en la codigestión anaerobia.

Los residuos empleados en la codigestión anaerobia junto con el LD son muy variados y todos cuentan con una composición alta en carbono orgánico. A la hora de realizar la codigestión, se pueden obtener resultados algo dispares ya que las condiciones de trabajo difieren en los diversos artículos. Por ejemplo, algunos autores realizan sus estudios operando con reactores continuos de tanque agitado (CSTR) y en otros se realizan ensayos en discontinuo (Batch). Los reactores CSTR trabajan en estado estacionario y siguen un modelo que establece que la reacción alcanza una conversión máxima cuando el influente entra en el tanque. Con este reactor se busca lograr una mezcla perfecta, aunque en la práctica esto no suceda y suele asumirse un mezclado de gran eficiencia de los sustratos, asegurando que todo el volumen del tanque se emplee para llevar a cabo la reacción. Por otra parte, un ensayo en Batch

trabaja en estado no estacionario y tiene la gran ventaja de que sus costes de instrumentación son bajos. Se emplea principalmente para pruebas como el control y estudio de ciertos parámetros, influyentes en un proceso de mayor envergadura, para determinar las condiciones óptimas de trabajo.

Se procede, por tanto, a recoger los parámetros más destacables de los diferentes residuos, mediante tablas bibliográficas de una parte representativa de la bibliografía estudiada.

Tabla 3. Parámetros de los residuos agrícolas.

Sustratos	pH	V (L)	T (°C)	AGV	Ensayo	Resultados	Duración (d)	Referencias
LD+ arroz	8	5	21	520,1 ^a	Batch	HPr>HAc	12	(Feng et al., 2009)
LD+ paja de maíz	10	1	35	11939 ^b	Batch	HAc>HPr	10	(Zhou et al., 2013)
LD+ bagazo pretratado	7	1	55	0,36 ^c	Batch	HAc>HBu	36	(Rughoonundun et al., 2012)
LD+ manzana	9	0,5	55	0,35 ^d	Batch	HAc>HBu	10	(Cerdán et al., 2020)
LD+ alcachofa	9	2	55	0,36 ^d	Batch	HAc>HBu	10	(Cerdán et al., 2020)
LD+ bagazo de uva	9	2	50	0,27 ^d	CSTR	HPr>HAc	202	(Iglesias-Iglesias, del Coro Fernandez-Feal, et al., 2020)

a: mgAGV_DQO/gSSV, b: mgAGV_DQO/L, c: gAGV/gSV, d: gAGV_DQO/gDQO.

Tabla 4. Parámetros de los residuos municipales.

Sustratos	pH	V (L)	T (°C)	AGV	Ensayo	Resultados	Duración (d)	Referencias
LD+ FORSU	9	80	55	351 ^a	CSTR	HAc>HBu	30	(García-Aguirre et al., 2019)
LD+ FORSU	s.c.	380	37	0,65 ^b	CSTR	-	120	(Moretto et al., 2020)
LD+ FORSU	9	2	55	0,27 ^c	Batch	-	10	(Cerdán et al., 2020)
LD+ residuos de cocina	8	0,5	37	692,4 ^d	Batch	HAc>HPr	9	(Chen et al., 2013)
LD+ residuos de carne y huesos	9	50	55	0,31 ^e	Batch	HAc>iHVal	10	(Esteban-Gutiérrez et al., 2018)
LD+ residuos de comida	s.c.	0,5	40	0,87 ^f	CSTR	-	-	(Wu et al., 2016)
LD+ residuos de comida	9	5	35	0,73 ^g	CSTR	HBu>HAc	40	(Cheng et al., 2014)
LD+ restos de comida	7	2	37	281,8 ^d	CSTR	HAc>HBu	21	(Serrano et al., 2015)

a: mgAGV/gSV, b: gDQO_AGV/gSV, c: gAGV_DQO/gDQO, d: mgDQO/gSV, e: gAGV/gDQO, f: gAGV_DQO/gSV, g: gAGV_DQO/gSSV.

Tabla 5. Parámetros principales de las aguas residuales.

Sustratos	pH	V (L)	T (°C)	AGV	Ensayo	Resultados	Duración (d)	Referencias
LD+ aguas industriales ricas en almidón	-	3	25	0,0453 ^a	CSTR	HAc>HPr	-	(Maharaj & Elefsiniotis, 2001)
LD+ aguas residuales de bodegas de vino	5,5	50	55	0,49 ^b	Batch	HAc>HPr	10	(Esteban-Gutiérrez et al., 2018)
LD+ aguas residuales de melaza	5,5	3,5	35	2845 ^c	CSTR	HBu>HAc	45	(Lee et al., 2014)
LD+ suero lácteo	5,5	0,1	50	0,45 ^b	Batch	HLac>HBu	25	(Iglesias-Iglesias, Kennes, & Veiga, et al., 2020)
LD+suero lácteo	5,5	2	37	0,73 ^b	CSTR	HBu>HAc	205	(Iglesias-Iglesias, Kennes, & Veiga, et al., 2020)
LD+ suero lácteo	9	6	38	0,44 ^b	CSTR	HCap>HAc	450	(Iglesias-Iglesias, Kennes, & Veiga, et al., 2020)

a: mgAGV/mgSSV*d, b: gAGV/gDQO, c: mg/L.

Mediante el estudio de la bibliografía se establece una discusión de los parámetros clave en la DA, como el pretratamiento de los sustratos, el pH, la relación C/N, el TRH, la temperatura o la VCO, que tendrán efectos drásticos sobre la producción de AGV.

4.1. Pretratamiento térmico

En la DA la etapa de hidrólisis es considerada la etapa limitante, debido a que el LD presenta una estructura en flóculos. Los flóculos forman un agregado con sustancias poliméricas dificultando la entrada de los microorganismos a su interior, e impidiendo así una buena hidrólisis. Varios autores de la bibliografía han observado este problema, intentado encontrar una solución en el pretratamiento térmico, hallando grandes ventajas. Además, otros estudios están empleando técnicas como la hidrólisis termal, que supone grandes ventajas como: la eliminación de olores y patógenos, la deshidratación y la reducción del volumen, permitiendo un mejor desarrollo del proceso (Zhen et al., 2017).

Para comenzar con el pretratamiento térmico, se acude a bibliografía que realiza únicamente una DA del LD para poder observar los efectos que tiene sobre el mismo. Iglesias-Iglesias et al. (2019) realiza un estudio en el que hace dos experimentos con el LD, uno sin pretratamiento y otro que somete a un pretratamiento de 120 °C durante 15 minutos. Se obtienen así una serie de datos sobre los principales componentes del LD (Tabla 6) y se establece que el pretratamiento del LD resulta beneficioso, ya que incrementa la cantidad de DQO soluble (DQOs), es decir, se dispone de más alimento más fácilmente degradable para los microorganismos acidogénicos. De forma similar, también se reportan aumentos del N-NH₄⁺ y del P-PO₄⁻³, de hasta un 45% y un 19%, respectivamente, junto a una disminución de la DQO total (DQOt), aunque esto no altera el porcentaje de sólidos volátiles (SV) respecto a los sólidos totales (ST) (Iglesias-Iglesias et al., 2019). Esta disminución de la DQOt por el uso del pretratamiento térmico está relacionada con la pérdida de compuestos solubles volátiles, sobre todo en residuos de alimentos (Serrano et al., 2015).

Tabla 6. Caracterización del LD antes y después del pretratamiento. Fuente: Iglesias-Iglesias et al. (2019).

	ST (g/L)	SV (g/L)	SV/ST (%)	DQOt (g/L)	DQOs (g/L)	N-NH₄⁺ (mg/L)	P-PO₄⁻³ (mg/L)
LD sin pretratamiento	48,80 ± 2,15	38,42 ± 1,74	79	79,49 ± 2,51	17,02 ± 0,18	2184 ± 84,6	58,7 ± 1,9
LD con pretratamiento	53,02 ± 4,58	41,93 ± 3,58	79	76,44 ± 0,36	19,68 ± 0,54	3184 ± 47,3	49,4 ± 2,5

Debido a la mejora de las características del LD con el empleo de un pretratamiento térmico, son muchos los estudios que lo han incorporado a la hora de realizar una codigestión. Siguiendo esta tendencia, Moretto et al. (2020) realiza dos codigestiones de LD con la fracción orgánica de residuos municipales, una de ellas sin pretratamiento y la otra con un pretratamiento térmico a 72 °C durante 48h. En comparación, la codigestión a la que se le había realizado un pretratamiento térmico obtuvo unos resultados óptimos, alcanzando una mejoría de todos los parámetros analizados.

El pretratamiento realizado por Moretto et al. (2020) difiere un poco al realizado por Iglesias-Iglesias et al. (2019) ya que la temperatura del pretratamiento del LD es menor y el tiempo que emplea es mucho mayor, alcanzando los dos días, aunque ambos consiguen realizar una buena etapa de hidrólisis del LD y aumentar con ello la producción de AGV (Tabla 7).

En comparación con otros trabajos se puede ver como los pretratamientos empleados se inclinan más hacia una etapa térmica breve, como la empleada por Zhen et al. (2017) que se ha realizado a 170 °C durante 30-60 min, en consonancia a lo expuesto por Iglesias-Iglesias et al. (2019) aunque algo más agresivo térmicamente.

El estudio de Zhen et al. (2017) ha reportado que el incremento de la temperatura hasta los 190 °C permite mejorar la solubilización del LD. Sin embargo, también afirman que una temperatura mayor (210 °C) afectaría negativamente a su biodegradabilidad. Esto se atribuye a la formación de compuestos recalcitrantes, es decir, que poseen una estructura química muy estable que es capaz de resistir el ataque de mecanismos de degradación como los microorganismos, y suelen ser compuestos poliméricos de peso molecular elevado.

Tabla 7. Efecto del pretratamiento térmico.

Residuos	Sustratos	Ensayo	AGV sin pretratamiento	AGV con pretratamiento	Fuente
EDAR	LD	Batch	6,3-6,6 ^a	6,9 ^a -7,3 ^a	(Iglesias-Iglesias et al., 2019)
Municipales	LD+FORSU	Batch	17,8-20,8 ^b	23,0 ^b -36,0 ^b	(Moretto et al., 2020)

a: g/L, b: gDQO/L

Los resultados ponen de manifiesto que la aplicación de un pretratamiento térmico antes de realizar la DA produce mejores resultados, tanto en reactores batch como en CSTR, a escala de laboratorio, como se confirma en otros estudios (Moretto et al., 2019). Además, en la codigestión con el lodo, un sustrato rico en carbono orgánico lleva a la mejora de muchos de los parámetros que intervienen en la DA, mejorando la producción de AGV (Hidaka et al., 2016).

4.2. Relación C/N

El contenido orgánico del cosustrato tendrá una gran influencia posteriormente en la DA, ya que posee una función muy importante al equilibrar la relación C/N, gracias a los valores de carbono orgánico que aporta.

Uno de los parámetros principales a tener en cuenta es la elección de un buen cosustrato (rico en carbono orgánico) que acompañe al lodo, ya que la digestión del lodo resulta muy inestable debido a su alto contenido en proteínas, que conlleva a altos valores de N. Es decir, la producción de AGV a partir del LD estaría muy limitada por el desbalance de la relación C/N (Creamer et al., 2010) que se encontraría en valores bajos, debido al alto contenido en N del lodo. Por lo tanto, es necesario buscar fuentes de sustratos adicionales al LD ricas en carbono orgánico que permitan aumentar la relación C/N y, con ello, la producción de AGV.

Estableciendo una comparativa (Tabla 8) entre los estudios bibliográficos se pueden obtener varias conclusiones. De esta forma, Chen et al. (2013) realiza un estudio de codigestión con LD y restos de comida (residuos municipales) en el que opera bajo unas condiciones de C/N=22. Como se ha estudiado en la bibliografía, los valores de

la relación C/N que se encuentren por encima de 20 son mejores para el desarrollo de los microorganismos, mejorando la producción de AGV. Feng et al., (2009) estudiaron la codigestión del LD con arroz (residuo agrícola) empleando una relación C/N=20.

Tabla 8. Comparación de artículos que estudian la relación C/N.

Residuos	Sustratos	Ensayo	C/N	[AGV]	Perfil de ácidos	Fuente
Agrícolas	LD+arroz	Batch	20	520,1 ^a	HPr>HAc	(Feng et al., 2009)
Municipales	LD+restos de cocina	Batch	22	682,4 ^b	HAc>HPr	(Chen et al., 2013)

a: mgDQO/gSSV, b: mgDQO/gSV

De esta forma, en los estudios en batch realizados en las mismas condiciones, Feng et al.(2009) obtiene un perfil de ácidos que muestra al HPr como ácido mayoritario, formando un 49.7% del total y seguido por el HAc que conforma un 35%, mientras que para el caso expuesto por Chen et al. (2013) el perfil de ácidos es inverso, obteniendo un 29.9% de HAc y un 25.3% de HPr, y estando muy por encima del resto de AGV obtenidos.

Como se puede observar en las Tablas 3 y 4, el perfil de ácidos general muestra como el ácido mayoritario suele ser el HAc, tal y como se obtiene en el estudio de Chen et al. (2013) que reporta que la adición de una fuente rica en carbohidratos como los residuos de cocina, eleva la proporción del HAc. De esta forma, al elevarse la proporción C/N se obtiene una mayor concentración del HAc, mientras que con una relación C/N menor (C/N=20) el AGV predominante tendrá una cadena más larga, en este caso, el HPr.

La producción de AGV en sistemas anaerobios ha sufrido una gran mejoría gracias a la codigestión. Las condiciones con las que se trabaja permiten establecer unas condiciones óptimas de trabajo, por ejemplo, optimizando la relación C/N. Como se ha visto, la adición de una fuente rica en carbono orgánico mejora la degradabilidad de las proteínas durante la fermentación del lodo, aumentando la concentración de AGV

de cadenas más cortas como el HAC, y observando así la importancia tan elevada que presenta la relación C/N en la obtención de los diferentes AGV (Feng et al., 2009; Zhou et al., 2013).

4.3. Beneficios de la codigestión

La adición de un cosustrato a la DA del LD tiene una gran repercusión en la obtención posterior de AGV, tema que ya se ha tratado con anterioridad y que ha sido evaluado en profundidad por diversos estudios. Cerdán et al. (2020) trabajó con residuos agrícolas (residuos de manzana y alcachofa), municipales (FORSU) y con microalgas, y realizó la comparación entre la fermentación individual del LD y de cada uno de los residuos. En las codigestiones que fueron llevadas a cabo entre el LD y los cosustratos, se empleó pH 9,0 y una temperatura termófila. Con las digestiones individuales de LD, manzana, alcachofa, FORSU y microalgas se obtienen unos valores de 5263 mgDQO/L, 7853 mgDQO/L, 8559 mgDQO/L, 5206 mgDQO/L y 8769 mgDQO/L, respectivamente, mientras que tras la codigestión de LD+FORSU, LD+manzana, LD+alcachofa y LD+microalgas los resultados difieren bastante de los anteriores, obteniendo, 11124 mgDQO/L, 10354 mgDQO/L, 9955 mgDQO/L y 7281 mgDQO/L, respectivamente. Los resultados obtenidos concuerdan con otro estudio realizado por Garcia-Aguirre et al. (2019), que al igual que el anterior trata la codigestión de LD+FORSU, obteniendo resultados muy similares y corroborando una mejora en la producción de AGV con el empleo de la codigestión, mejorando la producción desde los 336 mgAGV/gSV para la digestión individual del LD hasta los 351 mgAGV/gSV cuando se realiza la codigestión.

Tanto Cerdán et al. (2020) como Garcia-Aguirre et al. (2019) llegan a la misma conclusión sobre la codigestión del LD, y es que esta permite aumentar la producción de AGV, sobre todo en residuos agrícolas y municipales, estableciendo los mismas conclusiones que otros estudios como el de Lee et al. (2014) en cuyo caso se trabajó con la codigestión de LD y aguas residuales de la melaza. Sin embargo, la codigestión no ha parecido favorecer tanto el estudio establecido con las microalgas, ya que al principio de la codigestión favorecen la producción de AGV, pero después producen un descenso del pH que conlleva a una acumulación excesiva de amonio, lo cual podría resultar en una inhibición de la etapa acidogénica, limitando así la producción de AGV (Cerdán et al., 2020).

4.4. pH

Un parámetro a tener muy en cuenta es el pH, ya que permite controlar las sustancias tóxicas presentes durante la DA. Así, encontramos nutrientes esenciales para el crecimiento de los microorganismos como el amonio, que interviene en la DA, y que a concentraciones altas actúa como un inhibidor. La fermentación de compuestos ricos en N como la urea y las proteínas producen la liberación al medio del N amoniacal, que existirá en su forma NH_4^+ . Esto dependerá del pH del medio, ya que un aumento del pH provocará un incremento de la forma desionizada, es decir, del NH_3 . Por lo tanto, la DA de los residuos implicados en la producción de AGV libera grandes concentraciones de N-NH_4^+ que aumenta el pH del medio conduciendo a la formación de NH_3 libre, lo cual resulta tóxico para el proceso (Jin et al., 2012).

Algo similar ocurre con el sulfuro, formado a partir de la reducción de los sulfatos, y que juega un papel muy importante en la DA. Cuando se produce una codigestión, sobre todo con aguas residuales que suelen contener altos niveles de sulfatos, se intenta mantener un bajo potencial redox dentro del reactor para que la formación de sulfuro sea mínima. La toxicidad del sulfuro está asociada mayormente a su forma sin disociar H_2S , debido a la facilidad que posee para atravesar las paredes celulares y por la alta reactividad con sus componentes. Esta forma está presente en disolución a pH principalmente ácidos, aunque trabajando a pH más básicos podría evitarse, ya que disminuye su presencia debido a su desprotonación (Chen et al., 2014).

El pH también se relaciona íntimamente con la producción de AGV. Se ha estudiado mediante un estudio en batch su relación trabajando a diferentes pH (Feng et al., 2009) obteniendo que en un rango de pH 4,0-8,0 la producción de AGV sufre un incremento mientras que trabajando en un rango de pH 8,0-11,0, a un mismo tiempo de fermentación, la concentración de AGV disminuye. La producción máxima de AGV se produce a pH 8,0 en un tiempo de fermentación de 8 días, sin experimentar ningún aumento significativo de AGV a partir de ahí, obteniendo un máximo de concentración de 520,1 mgDQO/gSSV. Sin embargo, cuando trabajan en las mismas condiciones pero no controlan el pH, solamente obtienen 150,2 mgDQO/gSSV que es una concentración mucho menor que la obtenida con un control de pH a 8,0.

Feng et al. (2009) observaron la producción mayoritaria de HAc y HPr, y ambos se mantenían prácticamente invariables en el rango de pH 6,0-9,0. A pH más ácidos el HPr era el mayoritario mientras que a pH más básicos (11) el HPr sufría un descenso drástico, siendo el HAc el ácido predominante. Los demás ácidos también se ven muy influenciados, por ejemplo, el Hbu suele presentarse como el tercer ácido más

dominante mientras que el iHBu es el de menor proporción. En la figura 6, se muestra una gráfica donde se recoge la relación con el consumo de carbohidratos y proteínas en función del pH.

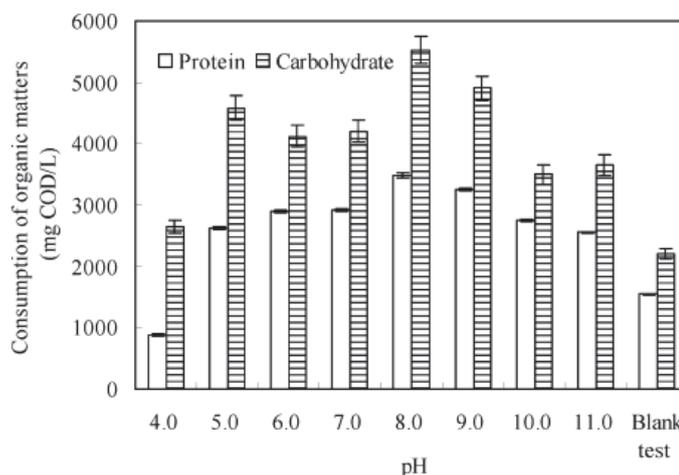


Figura 6. Consumo de proteína y carbohidratos en función del pH. Fuente: Feng et al. (2009).

A pH 8,0 se produce el consumo más elevado de carbohidratos y proteínas, proporcionando este pH un aumento significativo en la relación C/N. Otros trabajos, como el realizado por Dosta et al. (2018) concluye que las rutas metabólicas de los compuestos ricos en carbono favorecen la formación de HBu a pH más ácidos. Por lo tanto, reducir la acidez del medio reduciría la formación de HBu, favoreciendo una mayor contribución por parte del HAc (Luo et al., 2019).

Otro estudio como el realizado por Cheng et al. (2014) empleando una mezcla compuesta por LD y restos de comida en un experimento en batch, demuestra la importancia del control del pH durante la DA. Trabajando con una concentración inicial de 5000 mg DQO/L, se pone en marcha una digestión en condiciones mesófilas a pHs 5,0, 7,0, 9,0, 11,0 y sin control.

Los resultados obtenidos muestran como la concentración de AGV crece durante los primeros 9 días a excepción del caso en el que no se controla el pH, que sufre un descenso desde los primeros días. Después de 15 días de operación, se observa como la producción a pH 7,0 y 9,0 aumenta lentamente, aunque para el pH 5,0 comienza a descender (Cheng et al., 2014). Claramente, la producción de AGV resulta más beneficiada cuando se produce un control del pH. Como la producción de ácidos disminuye el pH de la mezcla, suele realizarse la adición de bases como NaOH que regulen la acidez y permitan mantener un pH constante.

4.5. Tiempo de retención hidráulico

El TRH puede definirse como la cantidad de tiempo que la materia, tanto el LD como el cosustrato, permanece en el reactor. Por lo tanto, es un parámetro importante ya que de él dependerá el flujo de carga orgánica tratada en el reactor. El TRH debería de ser lo suficientemente grande como para permitir la solubilización de la materia y los posteriores procesos de acidogénesis. Aunque TRH muy altos propiciarían no solo un retraso en el tratamiento de nuevos influentes, sino que también favorecerían la etapa de metanogénesis, provocando una disminución en la concentración de AGV.

El TRH se encuentra muy influenciado por el tipo de cosustrato que se vaya a emplear junto al LD, por lo que se van a tratar estudios que cuentan con residuos diferentes.

Para comenzar, se trabaja con un estudio (Maharaj & Elefsiniotis, 2001) que opera con una codigestión de LD y aguas residuales ricas en almidón, y que emplea TRH relativamente pequeños (30, 48 y 60 h) en reactores CSTR. Observan que la producción de HAc se ve favorecida sobre la de HPr y la de HBU, siendo algo no muy común cuando se trabaja con aguas residuales (Tabla 5) aunque la gran presencia de carbohidratos en el almidón puede derivar en el aumento del HAc. El TRH óptimo en esta prueba fue el dado por el período de 30 h, donde la DQO_t obtenida era máxima (0,0789 mgDQO/mgSSV*d) en comparación a la obtenida para las 60 h que fue la mínima (0,0560 mgDQO/mgSSV*d). De la misma forma, la DQO_s alcanza su valor más alto, favoreciendo la hidrólisis y la solubilización de la materia orgánica y permitiendo un incremento del grado de acidificación de la mezcla, lo que desemboca en el aumento de la producción de AGV.

Sin embargo, otros estudios bibliográficos emplean TRH más grandes, como en el caso de Iglesias-Iglesias, Kennes, & Veiga, et al. (2020) que trabaja con TRH de 10 y 20 días, empleando una codigestión de LD con suero lácteo. En este estudio, se comienza trabajando con un TRH de 10 días, aunque el grado de acidificación comienza a decaer debido a la pérdida de biomasa en el reactor, y se decide aumentar el valor del TRH a los 20 días. Con esto, se consiguió aumentar el grado de acidificación hasta un 45%, obteniendo el valor máximo de concentración y con la misma composición de AGV, produciendo mayoritariamente HBU y HAc.

Durante la primera etapa con un TRH de 10 días, se obtiene un máximo de 9517 mgDQO/L, que llega a descender debido a la pérdida de biomasa hasta los 400 mgDQO/L. Por ello, se decide aumentar el TRH a 20 días, cuando se alcanza el máximo de concentración de AGV en los 10482 mgDQO/L, observando el beneficio causado por

un incremento del TRH. De distinta forma, aunque complementaria, el trabajo de Maharaj y Elefsiniotis, (2001) permite observar como un aumento excesivo del TRH provoca una disminución en la concentración de AGV, contraponiendo el máximo producido de 0,0453 mgAGV/mgSSV*d alcanzados con el TRH de 30 horas, con el descenso de la producción al aumentar el TRH hasta las 60 horas (0,0343 mgAGV/mgSSV*d). En el primer caso, un aumento del TRH permite evitar el descenso de la biomasa y mejorar su hidrólisis; en el segundo, un aumento excesivo del TRH conlleva a la pérdida de SSV o a la transición hacia una etapa de metanogénesis, conllevando ambas a una pérdida de AGV.

4.6. Temperatura

La temperatura es un parámetro crucial para la fermentación acidogénica ya que influye directamente sobre el crecimiento y el metabolismo de los microorganismos. Por lo tanto, cambios significativos en la temperatura pueden afectar a las poblaciones de microorganismos que participan en la DA.

Hay muchos estudios de DA realizados hace algunos años en condiciones de temperatura relativamente bajas entre los 21 °C y 25 °C (Tabla 3, Tabla 5) (Feng et al., 2009; Maharaj & Elefsiniotis, 2001). Recientemente, en la bibliografía los estudios utilizan temperaturas más altas dado que favorecen la hidrólisis de los compuestos y permiten alcanzar una mayor producción de AGV. La temperatura empleada oscila entre los 35 °C y los 55 °C.

Dependiendo de la temperatura aplicada, es esencial mantener unos rangos de trabajo idóneos, evitando unas variaciones mayores a 2-3 °C en microorganismos mesófilos y menores a 1 °C para los termófilos (Esteban-Gutiérrez, 2014). El empleo de temperaturas termófilas tiene una ventaja clara sobre el uso de las mesófilas, ya que en general permite mejorar la producción de AGV, y elevar la velocidad de reacción, también permite la eliminación de microorganismos patógenos. A pesar de estas ventajas, la aplicación de temperaturas termófilas dificulta la operación, ya que, fluctuaciones pequeñas en la temperatura que provoquen una desviación del rango de temperatura óptimo, favorecerán la disminución de la población de microorganismos, afectando negativamente a la producción de AGV. Sin embargo, los microorganismos mesófilos aguantan mejor los cambios de temperatura, facilitando el trabajo operacional en estas condiciones.

Para comprobar los efectos de la temperatura sobre la digestión del LD, se acude al estudio de Hao & Wang, (2015) que realiza la DA en condiciones mesófilas y termófilas para observar la respuesta de los microorganismos. Según los resultados

obtenidos, la producción de AGV sufría una clara mejoría en condiciones termófilas, aumentando la concentración desde los 420,1 mgDQO/L en condiciones mesófilas a 35 °C, hasta los 4267,9 mgDQO/L cuando se aplicó una temperatura de 55 °C, aumentando la producción de AGV hasta 10 veces con el aumento de temperatura.

Tras observar el efecto de la temperatura sobre la digestión del LD, se estudia ahora el efecto de la temperatura aplicada a la codigestión del LD, acudiendo al estudio realizado por Esteban-Gutiérrez et al. (2018) en el que se lleva a cabo la codigestión de LD con aguas residuales de la industria vinícola y con residuos de huesos y carne (residuos municipales) y en el cual se miden las diferentes concentraciones de AGV en función de la temperatura. Se comienza el experimento con el estudio de la temperatura, únicamente sobre los sustratos que se emplearán en la DA junto al LD, en un rango mesófilo a 35 °C y en un rango termófilo a 55 °C, los resultados obtenidos se muestran en la (Tabla 9). Observaron que a una temperatura termófila se producía un mayor rendimiento en la obtención de AGV.

Tabla 9. Efecto de la temperatura sobre el rendimiento de la producción de AGV en aguas residuales de la industria vinícola (AR) y en residuos de huesos y carne (RHC).

Fuente: Esteban-Gutiérrez et al. (2018)

T(°C)	pH	%AGV en AR			Rendimiento AGV (gAGV/gDQO)	%AGV en RHC			Rendimiento AGV (gAGV/gDQO)
		HAc	HPr	HBu		HAc	iHVal	HVal	
35									
	5,5	40	42	10	0,26	37	9	25	0,27
	10	77	22	0	0,28	63	14	0	0,39
55									
	5,5	16	9	75	0,35	49	14	1	0,34
	10	75	20	0	0,40	58	15	0	0,49

Este estudio de la DA de los distintos sustratos permitió elegir las mejores condiciones para realizar la codigestión del LD con los cosustratos empleados, obteniéndose mejores resultados a una temperatura de trabajo termófila.

En la codigestión del LD con las aguas residuales vinícolas se obtiene un rendimiento de 0,49 gAGV/gDQO, mientras que para la codigestión de LD con los residuos de huesos y carne tiene un valor de 0,31 gAGV/gDQO, siendo el AGV mayoritario el HAc en los dos casos. Aunque los experimentos se realizaron en las

mismas condiciones, existe una diferencia clara en la concentración total de AGV producidos, obteniéndose una mayor producción en la codigestión con las aguas residuales. Estos resultados sugieren que la aplicación de cosustratos líquidos puede ser favorable para lograr una mejoría en la producción de AGV.

En otros estudios como el realizado por Wu et al. (2016) se trabaja con la codigestión de LD y restos de comida a una temperatura de 40 °C, y se obtienen resultados que concuerdan con los propuestos por Esteban-Gutiérrez et al. (2018), postulando que la hidrólisis y la acidificación del LD y de los restos de comida habían sufrido una mejoría con el uso de la codigestión y con el aumento de la temperatura.

4.7. Velocidad de carga orgánica

La VCO se puede definir como la materia orgánica que entra en el reactor por unidad de volumen y tiempo. Para investigar los mecanismos que llevan a una producción mayor de AGV a partir de la codigestión, Wu et al. (2016) estudió la codigestión anaerobia del LD con residuos de comida (residuos municipales) empleando una VCO de 9 gSV/L*d, obteniendo unos buenos resultados y observó que la producción de AGV se había incrementado, respecto a otra VCO de 8 gSV/L*d. Estos resultados estaban en consonancia con otro estudio realizado para una VCO de 9 gSV/L*d por Hong & Haiyun, (2010).

Sin embargo, el efecto de la VCO no parece seguir un patrón general, sino que más bien parece depender del tipo de sustrato empleado.

Así, para residuos municipales se emplean VCO entre 9 gSV/L*d y 15 gSV/L*d (Moretto et al., 2020), encontrando valores intermedios como 13,66 gSV/L*d (García-Aguirre et al., 2019). Sin embargo, con aguas residuales la VCO alcanza valores de 1,4 gDQO/L*d y 1,5 gDQO/L*d (Iglesias-Iglesias, Kennes, & Veiga, et al., 2020), lo cual concuerda con otros estudios como el de Esteban-Gutiérrez et al. (2018) que emplea valores de 1 gDQO/L*d.

La selección de la VCO difiere, en parte, del tipo de cosustrato que se emplee en la codigestión, y su valor va a determinar el rendimiento de la conversión de la materia orgánica en el producto final. Se ha de tener en cuenta que, VCO altas causan una acumulación de los AGV dentro del reactor, provocando una disminución drástica del pH, pudiendo perjudicar a la población de microorganismos y repercutiendo así en la formación posterior de los AGV.

5. Conclusiones

Este trabajo presenta el estado del arte de la codigestión del lodo urbano con diferentes residuos de origen agrícola, municipal e industrial. Se ha estudiado el efecto de varios parámetros operacionales sobre la codigestión del LD con otros residuos, siendo estos: el pretratamiento térmico, la relación C/N, el pH, el TRH, la temperatura y la VCO. Se ha observado que estos parámetros tienen una influencia muy significativa en el rendimiento de la producción de AGV. Sin embargo, debido a la composición diferente que presenta cada tipo de residuo, su comportamiento en la codigestión con el lodo urbano ha variado, siendo necesario aplicar diferentes estrategias a la hora de optimizar estos parámetros.

De este modo, hay parámetros operacionales que influyen claramente y de forma positiva en la producción de AGV. Estos son capaces de mejorar el grado de acidificación de la materia orgánica, como es el caso del pretratamiento térmico, la relación C/N y el empleo de la codigestión. Sin embargo, otros parámetros como el pH, el TRH, la temperatura o la VCO son muy discutidos, ya que dependen en gran medida de los sustratos empleados, aunque se ha demostrado que un control de estos parámetros es fundamental para una producción óptima de AGV, ya que un desajuste operacional podría resultar en la disminución de la concentración de AGV o incluso en la inhibición del proceso acidogénico.

Un estudio más avanzado sobre la codigestión del LD debería de considerar sus propiedades, y la presencia de ciertos compuestos como los metales pesados o ciertas sustancias antibióticas, que pueden dar lugar a un grado de toxicidad significativo para los microorganismos presentes en el reactor.

Conclusións

Este traballo presenta o estado da arte da codigestión de lodos urbanos con diferentes residuos de orixe agrícola, municipal e industrial. Estudouse o efecto de varios parámetros operacionais na codigestión de LD con outros residuos, sendo estes: o pretratamento térmico, a relación C/N, o pH, o TRH, a temperatura e a VCO. Observouse que estes parámetros teñen unha influencia moi significativa no rendemento da produción de AGV. Non obstante, debido á diferente composición de cada tipo de residuo, o seu comportamento na codigestión con lodos urbanos variou, sendo necesario aplicar diferentes estratexias á hora de optimizar estes parámetros.

Así, hai parámetros operacionais que inflúen de forma clara e positiva na produción de AGV. Estes son capaces de mellorar o grao de acidificación da materia orgánica, como o pretratamento térmico, a proporción C/N e o uso da codigestión. Non obstante, outros parámetros como o pH, o TRH, a temperatura ou a VCO son moi debatidos, xa que dependen en gran medida dos substratos empregados, aínda que se demostrou que un control destes parámetros é esencial para una produción óptima de AGV, xa que un desaxuste operacional pode producir a diminución da concentración de AGV ou incluso a inhibición do proceso acidoxénico.

Un estudo máis avanzado sobre a codigestión de LD debería considerar as súas propiedades e a presenza de certos compostos como metais pesados ou certas substancias antibióticas, que poden orixinar un grao de toxicidade significativo para os microorganismos presentes no reactor.

Conclusions

This work presents the state of the art of the codigestión of urban sludge with different wastes of agricultural, municipal and industrial origin. The effect of several operational parameters on the codigestion of sewage sludge with other residues has been studied, these are: thermal pretreatment, C/N ratio, pH, HRT, temperature and OLR. These parameters have been found to have a very significant influence on VFA production performance. However, due to the different composition of each type of waste, its behavior in codigestion with urban sludge has changed, making it necessary to apply different strategies when optimizing these parameters.

Thus, there are operational parameters that clearly and positively influence VFA production. These can improve the degree of acidification of organic, such as thermal pretreatment, C/N ratio and the use of codigestion. However, other parameters like pH, HRT, temperature or OLR are highly debated, since they depend to a great extent on the substrates used. Although, it has been shown that a control of these parameters is essential to achieve an optimal VFA production, since an operational mismatch could result in decreasing concentration of VFA or even in the inhibition of the acidogenic process.

More advanced study on the codigestion of sewage sludge should consider its properties, and the presence of certain compound such as heavy metals or certain antibiotic substances, which can develop a significant degree of toxicity for the microorganisms present in the reactor.

6. Bibliografía

- Agler, M. T., Wrenn, B. A., Zinder, S. H., & Angenent, L. T. (2011). Waste to bioproduct conversion with undefined mixed cultures: The carboxylate platform. *Trends in Biotechnology*, 29(2), 70–78. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2010.11.006>
- Alonso, C. V., Lahoz, C. G., Herruzo, F. G., & Maroto, J. M. R. (2006). Producción de biogás a partir de residuos vegetales (I). *Ingeniería Química*, 38(432), 114–122.
- Antonopoulou, G., Alexandropoulou, M., Lytras, C., & Lyberatos, G. (2015). Modeling of Anaerobic Digestion of Food Industry Wastes in Different Bioreactor Types. *Waste and Biomass Valorization*, 6(3), 335–341. <https://doi.org/10.1007/s12649-015-9362-7>
- Atasoy, M., Eyice, Ö., & Cetecioglu, Z. (2020). Volatile fatty acid production from semi-synthetic milk processing wastewater under alkali pH: The pearls and pitfalls of microbial culture. *Bioresource Technology*, 297, 122415. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122415>
- Atasoy, M., Owusu-Agyeman, I., Plaza, E., & Cetecioglu, Z. (2018). Bio-based volatile fatty acid production and recovery from waste streams: Current status and future challenges. *Bioresource Technology*, 268, 773–786. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.07.042>
- Bhatia, S. K., & Yang, Y. H. (2017). Microbial production of volatile fatty acids: current status and future perspectives. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 16(2), 327–345. <https://doi.org/10.1007/s11157-017-9431-4>
- Cerdán, J. M. A., Tejido-Nuñez, Y., Aymerich, E., de GoñiGoñi, J. G. M., & Garcia-Aguirre, J. (2020). A Comprehensive Comparison of Methane and Bio-Based Volatile Fatty Acids Production from Urban and Agro-Industrial Sources. *Waste and Biomass Valorization*, 0123456789. <https://doi.org/10.1007/s12649-020-01093-3>
- Chen, J. L., Ortiz, R., Steele, T. W. J., & Stuckey, D. C. (2014). Toxicants inhibiting anaerobic digestion: A review. *Biotechnology Advances*, 32(8), 1523–1534. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2014.10.005>
- Chen, Ye, Cheng, J. J., & Creamer, K. S. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology*, 99(10), 4044–4064. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.057>
- Chen, Yinguang, Luo, J., Yan, Y., & Feng, L. (2013). Enhanced production of short-chain fatty acid by co-fermentation of waste activated sludge and kitchen waste under alkaline conditions and its application to microbial fuel cells. *Applied Energy*, 102, 1197–1204. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.06.056>
- Cheng, W., Chen, H., Yan, S. H., & Su, J. (2014). Illumina sequencing-based analyses

- of bacterial communities during short-chain fatty-acid production from food waste and sewage sludge fermentation at different pH values. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 30(9), 2387–2395.
<https://doi.org/10.1007/s11274-014-1664-6>
- Creamer, K. S., Chen, Y., Williams, C. M., & Cheng, J. J. (2010). Stable thermophilic anaerobic digestion of dissolved air flotation (DAF) sludge by co-digestion with swine manure. *Bioresource Technology*, 101(9), 3020–3024.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.12.029>
- Da Ros, C., Cavinato, C., Cecchi, F., & Bolzonella, D. (2014). Anaerobic co-digestion of winery waste and waste activated sludge: Assessment of process feasibility. *Water Science and Technology*, 69(2), 269–277. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.692>
- Davidsson, Å., Wawrzynczyk, J., Norrlöw, O., & la Cour Jansen, J. (2007). Strategies for enzyme dosing to enhance anaerobic digestion of sewage sludge. *Journal of Residuals Science and Technology*, 4(1), 1-7.
- Dosta, J., Martin-Ryals, A., Garrigó, M., Ortiz-Roca, V., Fernández, I., Torres-Castillo, R., & Mata-Álvarez, J. (2018). Acidogenic Fermentation and Anaerobic Co-digestion of Mechanically Sorted OFMSW and Polyethylene Glycol. *Waste and Biomass Valorization*, 9(12), 2319–2326. <https://doi.org/10.1007/s12649-018-0294-x>
- Engelking, L. R. (2015). Introduction to Glycolysis (The Embden-Meyerhoff Pathway (EMP)). *Textbook of Veterinary Physiological Chemistry*, 153–158.
<https://doi.org/10.1016/b978-0-12-391909-0.50024-4>
- Esposito, G., Frunzo, L., Giordano, A., Liotta, F., Panico, A., & Pirozzi, F. (2012). Anaerobic co-digestion of organic wastes. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 11(4), 325–341. <https://doi.org/10.1007/s11157-012-9277-8>
- Esteban-Gutiérrez, M., Garcia-Aguirre, J., Irizar, I., & Aymerich, E. (2018a). From sewage sludge and agri-food waste to VFA: Individual acid production potential and up-scaling. *Waste Management*, 77(2018), 203–212.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.05.027>
- Esteban-Gutiérrez, M., Garcia-Aguirre, J., Irizar, I., & Aymerich, E. (2018b). From sewage sludge and agri-food waste to VFA: Individual acid production potential and up-scaling. *Waste Management*, 77(2018), 203–212.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.05.027>
- Feng, L., Chen, Y., & Zheng, X. (2009). Enhancement of waste activated sludge protein conversion and volatile fatty acids accumulation during waste activated sludge anaerobic fermentation by carbohydrate substrate addition: The effect of pH. *Environmental Science and Technology*, 43(12), 4373–4380.
<https://doi.org/10.1021/es8037142>

- Garcia-Aguirre, J., Esteban-Gutiérrez, M., Irizar, I., González-Mtnez de Goñi, J., & Aymerich, E. (2019). Continuous acidogenic fermentation: Narrowing the gap between laboratory testing and industrial application. *Bioresource Technology*, 282(January), 407–416. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.03.034>
- Gutierrez, M. E. (2014). *Co-digestión anaerobia de lodo de EDAR con residuos orgánicos de diferente naturaleza: combinación de técnicas experimentales y herramientas matemáticas*. 260.
<http://dspace.si.unav.es/dspace/handle/10171/35814>
- Hao, J., & Wang, H. (2015). Volatile fatty acids productions by mesophilic and thermophilic sludge fermentation: Biological responses to fermentation temperature. *Bioresource Technology*, 175, 367–373. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.106>
- Hidaka, T., Wang, F., Sakurai, K., Tsumori, J., & Minamiyama, M. (2016). Anaerobic Codigestion of Grass and Sewage Sludge: Laboratory Experiments and Feasibility Analysis. *Water Environment Research*, 88(11), 2070–2081. <https://doi.org/10.2175/106143016x14733681695320>
- Hong, C., & Haiyun, W. (2010). Optimization of volatile fatty acid production with co-substrate of food wastes and dewatered excess sludge using response surface methodology. *Bioresource Technology*, 101(14), 5487–5493. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.02.013>
- Hu, J., Zhao, J., Wang, D., Li, X., Zhang, D., Xu, Q., Peng, L., Yang, Q., & Zeng, G. (2018). Effect of diclofenac on the production of volatile fatty acids from anaerobic fermentation of waste activated sludge. *Bioresource Technology*, 254, 7–15. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.01.059>
- Iglesias-Iglesias, R., Campanaro, S., Treu, L., Kennes, C., & Veiga, M. C. (2019). Valorization of sewage sludge for volatile fatty acids production and role of microbiome on acidogenic fermentation. *Bioresource Technology*, 291, 121817. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121817>
- Iglesias-Iglesias, R., Fernandez-Feal, M. M. del C., Kennes, C., & Veiga, M. C. (2020). Valorization of agro-industrial wastes to produce volatile fatty acids: combined effect of substrate/inoculum ratio and initial alkalinity. *Environmental Technology*, 0(0), 1–11. <https://doi.org/10.1080/09593330.2020.1743370>
- Iglesias-Iglesias, R., Kennes, C., & Veiga, M. C. (2020). Valorization of sewage sludge in co-digestion with cheese whey to produce volatile fatty acids. *Waste Management*, 118, 541–551. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.09.002>
- Jin, R. C., Yang, G. F., Yu, J. J., & Zheng, P. (2012). The inhibition of the Anammox process: A review. *Chemical Engineering Journal*, 197, 67–79.

<https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.05.014>

- Kelessidis, A., & Stasinakis, A. S. (2012). Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. *Waste Management*, 32(6), 1186–1195. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.01.012>
- Lee, J. Y., Yun, J., Kim, T. G., Wee, D., & Cho, K. S. (2014). Two-stage biogas production by co-digesting molasses wastewater and sewage sludge. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 37(12), 2401–2413. <https://doi.org/10.1007/s00449-014-1217-2>
- Lee, W. S., Chua, A. S. M., Yeoh, H. K., & Ngoh, G. C. (2014). A review of the production and applications of waste-derived volatile fatty acids. *Chemical Engineering Journal*, 235, 83–99. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.09.002>
- Luo, K., Pang, Y., Yang, Q., Wang, D., Li, X., Lei, M., & Huang, Q. (2019). A critical review of volatile fatty acids produced from waste activated sludge: enhanced strategies and its applications. *Environmental Science and Pollution Research*, 13984–13998. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04798-8>
- Maharaj, I., & Elefsiniotis, P. (2001). The role of HRT and low temperature on the acid-phase anaerobic digestion of municipal and industrial wastewaters. *Bioresource Technology*, 76(3), 191–197. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00128-0](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00128-0)
- Maina, S., Kachrimanidou, V., & Koutinas, A. (2017). A roadmap towards a circular and sustainable bioeconomy through waste valorization. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, 8, 18–23. <https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2017.07.007>
- Moretto, G., Russo, I., Bolzonella, D., Pavan, P., Majone, M., & Valentino, F. (2020). An urban biorefinery for food waste and biological sludge conversion into polyhydroxyalkanoates and biogas. *Water Research*, 170, 115371. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115371>
- Moretto, G., Valentino, F., Pavan, P., Majone, M., & Bolzonella, D. (2019). Optimization of urban waste fermentation for volatile fatty acids production. *Waste Management*, 92, 21–29. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.05.010>
- Morris, J. (2005). Comparative LCAs for curbside recycling versus either landfilling or incineration with energy recovery. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 10(4), 273–284. <https://doi.org/10.1065/lca2004.09.180.10>
- Rughoonundun, H., Mohee, R., & Holtzapple, M. T. (2012). Influence of carbon-to-nitrogen ratio on the mixed-acid fermentation of wastewater sludge and pretreated bagasse. *Bioresource Technology*, 112, 91–97. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.081>
- Scarlat, N., Dallemand, J. F., Monforti-Ferrario, F., & Nita, V. (2015). The role of biomass and bioenergy in a future bioeconomy: Policies and facts. *Environmental*

- Development*, 15(2015), 3–34. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2015.03.006>
- Serrano, A., Siles, J. A., Gutiérrez, M. C., & Martín, M. Á. (2015). Improvement of the biomethanization of sewage sludge by thermal pre-treatment and co-digestion with strawberry extrudate. *Journal of Cleaner Production*, 90(2015), 25–33. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.039>
- Sosnowski, P., Wieczorek, A., & Ledakowicz, S. (2003). Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. *Advances in Environmental Research*, 7(3), 609–616. [https://doi.org/10.1016/S1093-0191\(02\)00049-7](https://doi.org/10.1016/S1093-0191(02)00049-7)
- Tyagi, V. K., & Lo, S. L. (2013). Sludge: A waste or renewable source for energy and resources recovery? *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 25(71), 708–728. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.05.029>
- Wu, Q. L., Guo, W. Q., Zheng, H. S., Luo, H. C., Feng, X. C., Yin, R. L., & Ren, N. Q. (2016). Enhancement of volatile fatty acid production by co-fermentation of food waste and excess sludge without pH control: The mechanism and microbial community analyses. *Bioresource Technology*, 216, 653–660. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.06.006>
- Yang, Q., Wu, B., Yao, F., He, L., Chen, F., Ma, Y., Shu, X., Hou, K., Wang, D., & Li, X. (2019). Biogas production from anaerobic co-digestion of waste activated sludge: co-substrates and influencing parameters. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 18(4), 771–793. <https://doi.org/10.1007/s11157-019-09515-y>
- Yuan, Y., Hu, X., Chen, H., Zhou, Y., Zhou, Y., & Wang, D. (2019). Advances in enhanced volatile fatty acid production from anaerobic fermentation of waste activated sludge. *Science of the Total Environment*, 694, 133741. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133741>
- Zhao, J., Gui, L., Wang, Q., Liu, Y., Wang, D., Ni, B. J., Li, X., Xu, R., Zeng, G., & Yang, Q. (2017). Aged refuse enhances anaerobic digestion of waste activated sludge. *Water Research*, 123, 724–733. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.026>
- Zhen, G., Lu, X., Kato, H., Zhao, Y., & Li, Y. Y. (2017). Overview of pretreatment strategies for enhancing sewage sludge disintegration and subsequent anaerobic digestion: Current advances, full-scale application and future perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 69(March 2016), 559–577. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.11.187>
- Zhou, A., Guo, Z., Yang, C., Kong, F., Liu, W., & Wang, A. (2013). Volatile fatty acids productivity by anaerobic co-digesting waste activated sludge and corn straw: Effect of feedstock proportion. *Journal of Biotechnology*, 168(2), 234–239. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2013.05.015>

Páginas web

Aczia Biogás. (2020). <http://www.aczia-biogas.es>

Eurostat. (2020). <http://ec.europa.eu/eurostat>

Fundación Ecolec. (2020). <https://www.ecolec.es>

Instituto Nacional de Estadística. (2020). <https://www.ine.es>

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (n.d.) *Calidad y evaluación ambiental*. <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental>