



UNIVERSIDADE DA CORUÑA

Facultade de Ciencias

## **Grao en Química**

### **Memoria do Traballo de Fin de Grao**

**Co-digestión anaerobia para la obtención de biogás a partir de residuos forestales**

**Co-digestión anaerobia para a obtención de biogás a partir de residuos forestais**

**Biogas from forest wastes by anaerobic co-digestion**

**Laura Porteiro Canay**

**Curso: 2020 – 2021**

**Convocatoria: Junio**

*Director 1: Manuel Soto Catiñeira.*

*Director 2: Isabel Ruíz Bolaños.*

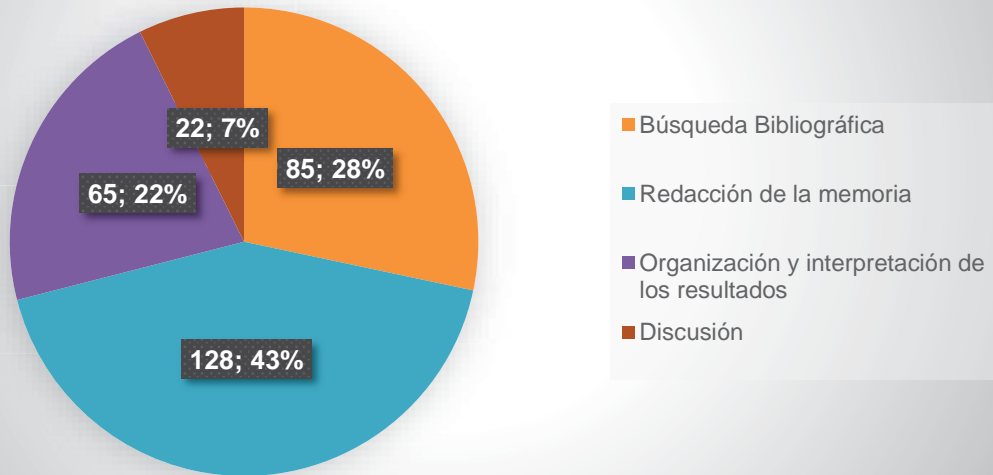
## **AGRADECIMIENTOS**

Quiero agradecer a mis directores Manuel Soto e Isabel Ruíz por brindarme la oportunidad de llevar a cabo este TFG y por toda la ayuda y los conocimientos recibidos durante la realización del mismo.

También a mi familia, por el apoyo incondicional y por todo el esfuerzo que han hecho para poder proporcionarme la mejor educación posible y una buena formación.

## CRONOGRAMA

### Distribución de las horas dedicadas al TFG



## RESUMEN

Se lleva años investigando la producción de biocombustible a partir de residuos orgánicos y aguas residuales. La necesidad de buscar nuevas formas de energía renovable más limpias con el medioambiente es cada vez mayor. En los últimos años se han llevado a cabo diferentes investigaciones para mejorar la producción de biogás mediante digestión anaeróbica. Se han incluido el uso de diferentes tipos de pre-tratamientos que mejoran la digestión de la materia orgánica para un mejor desenvolvimiento del proceso y se ha estudiado la co-digestión de materias orgánicas de diversas naturalezas como alternativa para aumentar el rendimiento en la producción del biogás.

En el presente trabajo se realizó un estudio bibliográfico general sobre la producción de biogás mediante digestión anaeróbica. Se investigó la problemática de los residuos de la industria MDF y la posibilidad de aplicar la digestión anaeróbica para el tratamiento de estos residuos, así como, las diferentes tecnologías utilizadas en digestión anaerobia.

La producción de biogás a partir de residuos MDF está todavía en desarrollo por los diferentes inconvenientes que presentan estos residuos. De este modo, se decidió centralizar el objetivo del trabajo en el estudio de la co-digestión de materiales de origen lignocelulósico (forestal, papel, etc.) con el propósito de buscar nuevas formas para perfeccionar el proceso de digestión anaeróbica y, en consecuencia, mejorar la producción de biogás. La co-digestión es una estrategia eficaz y presenta mayor seguridad ambiental que algunos tipos de pre-tratamiento.

**Palabras Clave:** Biogás, Digestión anaerobia, Co-digestión, Residuos forestales, MDF.

## RESUMO

Lévase anos investigando a produción de biocombustibles a partir de residuos orgánicos e augas residuais. A necesidade de buscar novas formas de enerxía renovable máis limpas co medioambiente é cada vez maior. Nos últimos anos leváronse a cabo diferentes investigacións para mellorar a produción de biogás mediante dixestión anaerobia. Incluíuse o uso de diferentes tipos de pre-tratamentos que melloran a dixestión da materia orgánica para un mellor desenvolvemento do proceso e estudouse a co-dixestión de materias orgánicas de diversas naturezas como alternativa para aumentar o rendemento na produción do biogás.

No presente traballo realizouse un estudo bibliográfico xeral sobre a produción de biogás mediante dixestión anaerobia. Investigouse a problemática dos residuos da industria MDF e a posibilidade de aplicar a dixestión anaerobia para o tratamento destes residuos, así como tamén, as diferentes tecnoloxías usadas na dixestión anaerobia.

A produción de biogás a partir de residuos MDF está aínda en desenvolvemento polos distintos impedimentos que presentan ditos residuos. Deste modo, decidiuse centrar o obxectivo do traballo no estudo da co-dixestión de materiais de orixe lignocelulósico (forestal, papel, etc.) co propósito de buscar novas formas para perfeccionar o proceso de dixestión anaerobia e, en consecuencia, mellorar a produción de biogás. A co-dixestión é una estratexia eficaz e presenta maior seguridade ambiental que algúns tipos de pre-tratamento.

**Palabras Chave:** Biogás, Dixestión anaerobia, Co-dixestión, Residuos forestais, MDF.

## **ABSTRAT**

Biofuel production from organic waste and wastewaters has been researched for years. The need to seek new forms of renewable energy cleaner with the environment is increasing. In recent years, different investigations have been carried out to improve biogas production through anaerobic digestion. The use of different types of pre-treatments have been included that improve the digestion of organic matter for a better development of the process and the co-digestion of organic matter of different natures has been studied as an alternative to increase the yield in the production of the biogas.

In the present work, a general bibliographic study on biogas production by anaerobic digestion was carried out. The problem of waste from the MDF industry and the possibility of applying anaerobic digestion to treat these wastes, as well as the different technologies used in anaerobic digestion, were investigated.

The production of biogas from MDF waste is still under development due to the different inconveniences that these waste present. So, it was decided to centralize the objective of the work in the study of the co-digestion of materials of lignocellulosic origin (forest, paper, etc.) with the purpose of looking for new ways to improve the anaerobic digestion process and, consequently, improve biogas production. Co-digestion is an effective strategy and presents greater environmental safety than some types of pre-treatments.

**Key words:** Biogas, Anaerobic digestion, Co-digestion, Forest waste, MDF

## **ACRÓNIMOS**

AGV: Ácidos Grasos Volátiles.

DA: Digestión Anaerobia.

DQO: Demanda Química de Oxígeno.

DQOs: Demanda Química de Oxígeno Soluble.

IPCC : Panel Internacional sobre Cambio Climático.

KW: Restos de Cocina (Kitchen Wastes).

MDF: Paneles de Fibra de Media Densidad.

POA: Procesos de Oxidación Avanzada.

PSRS: Restos de Caña de Azúcar Pre-tratada (Pretreated Sugar Residue).

PJ: Prosopis Juliflora.

RAFA: Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente.

RALF: Reactor Anaerobio de Lecho Fluidizado.

SR: Restos de Caña de Azúcar (Sugar Residue).

SST: Sólidos en Suspensión totales.

ST: Sólidos Totales.

SV: Sólidos volátiles.

## INDICE:

1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. El problema ambiental .....	1
1.2. Efluentes y residuos de la industria MDF y alternativas generales de tratamiento. ....	3
1.3. Digestión anaerobia y potencial de biogás.....	5
1.4. Tecnologías convencionales de digestión anaerobia. ....	8
1.5. Aplicación de la digestión anaerobia a efluentes de la industria MDF .....	10
1.6. Pre-tratamientos y co-digestión anaerobia.....	11
2. OBJETIVO .....	13
3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	14
4. RESULTADOS .....	15
4.1. Resultados de la búsqueda bibliográfica.....	15
4.2. Potencial de co-digestión con otros residuos orgánicos.....	18
5. DISCUSIÓN.....	21
5.1. Aspectos básicos de control del proceso y evaluación del rendimiento .....	21
5.2. Ejemplos de co-digestión de residuos lignocelulósicos .....	22
5.3. Temperatura de digestión .....	24
5.4. Co-digestión y diversidad microbiana .....	25
6. CONCLUSIONES .....	27
7. COMENTARIO PERSONAL .....	28
8. BIBLIOGRAFÍA.....	29



## 1. INTRODUCCIÓN

### 1.1. El problema ambiental

El medioambiente es una preocupación vigente debido al aumento exponencial del consumo y de la producción a nivel mundial. Como consecuencia de estas actividades, se origina un incremento en la contaminación. Debemos de tener en cuenta tanto los residuos procedentes de la actividad industrial como los generados por la actividad cotidiana de la sociedad.

Las emisiones de dióxido de carbono aumentaron, significativamente, en las últimas décadas debido al uso de combustibles fósiles. Datos registrados por el Centro de Análisis de Información de Dióxido de Carbono revelan que de 1970 a 2016, las emisiones de  $CO_2$  se incrementaron en un 90%. Siendo el 78% del total de emisiones, causadas por los combustibles fósiles y la actividad industrial (Ayala-Mendivil & Sandoval, 2018).

El cambio climático es un problema que nos concierne a toda la humanidad y es uno de los principales desafíos a los que se enfrenta la sociedad moderna. A pesar de que poco a poco se van estableciendo nuevas medidas para ayudar a la sostenibilidad del planeta, todavía queda mucho trabajo por hacer. Uno de los pasos más importantes es la búsqueda de nuevas energías renovables y amables con el medioambiente para la erradicación de los combustibles fósiles.

Los biocombustibles son una alternativa sostenible a los combustibles utilizados en la actualidad. En la industria agrícola, ganadera, forestal, del papel, alimentaria, cárnica y de la madera se generan una serie de residuos que se pueden utilizar para producir biocombustibles. Esto es un gran avance puesto que, los desechos producidos en el desarrollo de este tipo de actividades, pueden ser aprovechados para la generación de energía mediante tecnologías de conversión. Consiguiendo así, una solución óptima para el problema de gestión de residuos, una mayor sostenibilidad para el desarrollo de la industria y paralelamente, contribuyendo a la mejora del medioambiente con la supresión de los combustibles fósiles.

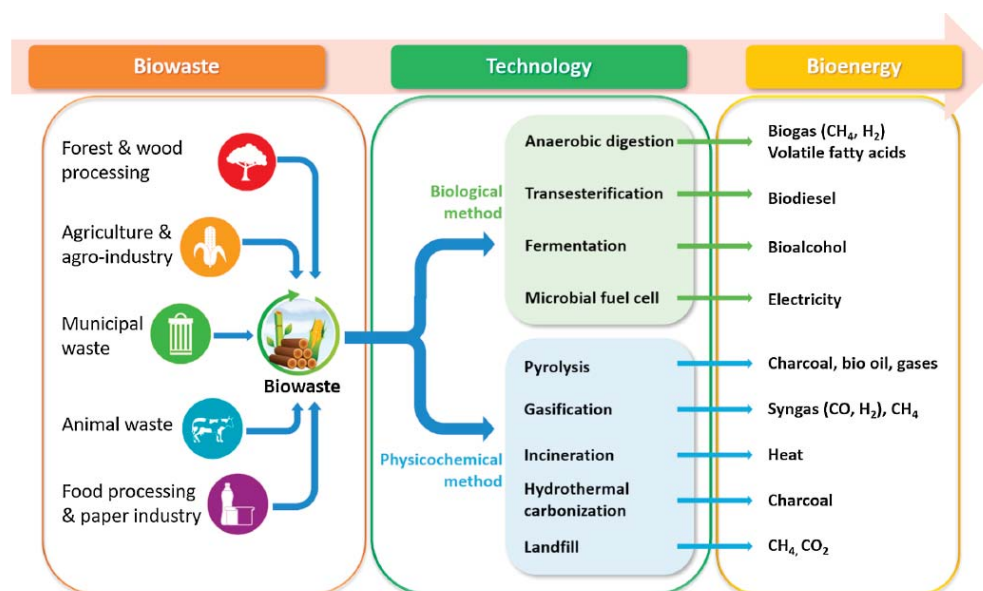
Existe un amplio abanico de tecnologías para la producción de biocombustibles. La elección de una u otra dependerá, en gran medida, del tipo de combustible que se quiera obtener (véase Figura 1).

Tabatabaei et al. (2020) afirman que la biomasa podría transformarse en varios tipos de portadores de energía renovable, tales como: biogás, bioaceite, biodiesel, bioetanol y bioelectricidad. Esto se consigue, aplicando diferentes métodos, ya sean fisicoquímicos (gasificación, pirolisis...) o biológicos (fermentación, digestión anaerobia, esterificación). Ambos, tienen como finalidad la transformación de la materia orgánica. Los primeros, utilizando diferentes procedimientos fisicoquímicos y los segundos, por medio de microorganismos.

En el material biológico se acumulan aceites en forma de triacilglicerol, para su extracción y posterior producción de biodiesel se aplica una reacción de esterificación /

transesterificación con alcoholes mediante catalizadores químicos o enzimas. Por otro lado, la digestión anaerobia es el proceso de descomposición del material orgánico, mediante un grupo de microorganismos en ausencia de oxígeno, dando lugar al producto conocido como biogás. Se desarrolla en varias etapas escalonadas (hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis) llevadas a cabo por distintos grupos de microorganismos y enzimas. La fermentación es utilizada para la producción de alcoholes, comúnmente para la generación de etanol. Este producto tiene un uso directo en motores de combustión. Además, es interesante como aditivo en la producción de combustibles.

Dentro de los métodos fisicoquímicos nos encontramos la pirolisis, que consiste en la degradación térmica de la materia orgánica en ausencia de oxígeno. Con este proceso se obtiene un combustible rico en energía a partir de material de baja densidad energética. La gasificación, es otro proceso perteneciente a esta familia de métodos, que consiste en el calentamiento a alta temperatura (más de 700°C), del material, pero sin combustión y con un abastecimiento controlado de oxígeno.



**Figura 1. Esquema de las tecnologías de conversión de biomasa en bioenergía** (Kant Bhatia et al., 2018).

Cabe mencionar que los métodos biológicos cuentan con ciertas limitaciones. Su productividad se ve afectada por las condiciones ambientales, por la conversión potencial (biodegradabilidad) y por la presencia de sustancias tóxicas en los residuos que posteriormente intervienen en el crecimiento microbiano. Un ejemplo claro es la fermentación, si se produce acumulación de etanol puede actuar como inhibidor del crecimiento microbiano (inhibición por producto), afectando a la productividad. Existe una tecnología de recuperación para producir etanol en condiciones de vacío. El etanol producido se hierve a la temperatura de fermentación y se recoge por condensación. Esta tecnología, fue utilizada para la producción de etanol a partir de desechos alimenticios manteniendo el biorreactor en condiciones de vacío. (Kant Bhatia et al., 2018).

Por el contrario, los métodos fisicoquímicos no conllevan este tipo de dificultades y pueden ayudar en los procesos biológicos.

Este trabajo se centra en el estudio de obtención de biogás por descomposición por acción microbiana de la materia orgánica biodegradable en ausencia de oxígeno. La materia orgánica, en términos generales, se descompone en metano ( $CH_4$ ) y dióxido de carbono ( $CO_2$ ) como principales productos finales.

El potencial energético del biogás se determina por su concentración en metano. En la mayoría de los casos, dicho valor es inferior al que nos encontramos en el gas natural. De esta manera, para convertir el biogás en un producto equivalente al gas natural se debe someter a un proceso de *upgrading* (González Pérez & Coira, 2019) que se usa para purificar el biogás separando el  $CO_2$  y otros contaminantes como el  $H_2S$  del  $CH_4$ . Este proceso da lugar a lo que se conoce como biometano, que puede usarse como biocombustible, utilizarse en motores de cogeneración o inyectarse directamente a la red de gas natural en determinadas condiciones.

Según mencionan Tabatabaei et al. (2020), el Panel Internacional sobre cambio climático (IPCC) pronosticó que la generación de energía a partir de biomasa, incluidos varios tipos de combustibles será de 50000, 75000 y 89000 TWh en 2050, 2075 y 2100, respectivamente. El biogás producido a partir de desechos orgánicos parece ser una alternativa energética prometedora.

## **1.2. Efluentes y residuos de la industria MDF y alternativas generales de tratamiento.**

Como se comenta en el apartado anterior, el problema de gestión de residuos afecta en gran medida al ámbito industrial debido al gran volumen de residuos generado en el desarrollo de la actividad. En este estudio se centra la atención en la industria forestal, maderera, y más concretamente producción de paneles de MDF y derivados.

Los paneles de madera de fibra de media densidad (MDF) son un producto de ingeniería. Se descompone la madera en fibras. Luego, estas fibras se combinan con cera y resina en condiciones de presión y temperatura elevadas, para formar los paneles. Fundamentalmente, se distribuyen para la industria de la carpintería, fabricación de muebles y diseño de arquitectura de interior.

En las últimas décadas, la producción de paneles de madera ha experimentado un crecimiento exponencial en todo el mundo. Esta actividad requiere de grandes cantidades de agua, especialmente en la producción de paneles de MDF. Como consecuencia, las aguas residuales generadas tienen elevada demanda química de oxígeno (DQO) y una gran concentración de sólidos en suspensión. Además, contienen compuestos tóxicos que provienen de la propia madera, así como de los conservantes utilizados en la madera contra hongos e insectos. Debido a su composición, las aguas

residuales, no pueden ser vertidas directamente al sistema de alcantarillado sin antes pasar por un proceso de tratamiento.

Este tipo de aguas residuales suelen tener una concentración de DQO que varía de 700 a 38000 mg/L tal y como recogen Balcik-Canbolat et al. (2016).

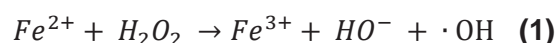
En cuanto a los procesos de tratamiento, hay poca investigación en lo que concierne a aguas residuales en la industria MDF. Lo más utilizado hasta el momento, es el tratamiento biológico, aunque no siempre sea el más eficiente.

Las aguas residuales de MDF contienen gran concentración de contaminantes no biodegradables por lo que el tratamiento biológico es poco efectivo. Para este tipo de residuos, es frecuente la aplicación de procesos de oxidación avanzada (POA) que degraden los contaminantes no biodegradables.

La base de los POA se centra en generar especies radicales altamente reactivas en disolución acuosa. Entre los diferentes radicales que se pueden llegar a producir está el radical hidroxilo ( $\cdot OH$ ), quien reacciona rápidamente con los compuestos orgánicos presentes en las aguas residuales dando lugar a su mineralización.

En lo que concierne a procesos de oxidación avanzada, el denominado proceso Fenton es el más eficiente y conlleva un bajo coste. Dicho proceso, trata los contaminantes con una mezcla de peróxido de hidrógeno y sulfato ferroso (reactivo Fenton), en medio ácido con una temperatura que va de 20 a 40 °C en condiciones de presión atmosférica (Méndez et al., 2010).

La especie responsable de la oxidación es el radical hidroxilo  $\cdot OH$ , que se forma debido a la descomposición catalítica del peróxido de hidrógeno en medio ácido (Méndez et al., 2010), tal y como muestra la reacción (1).

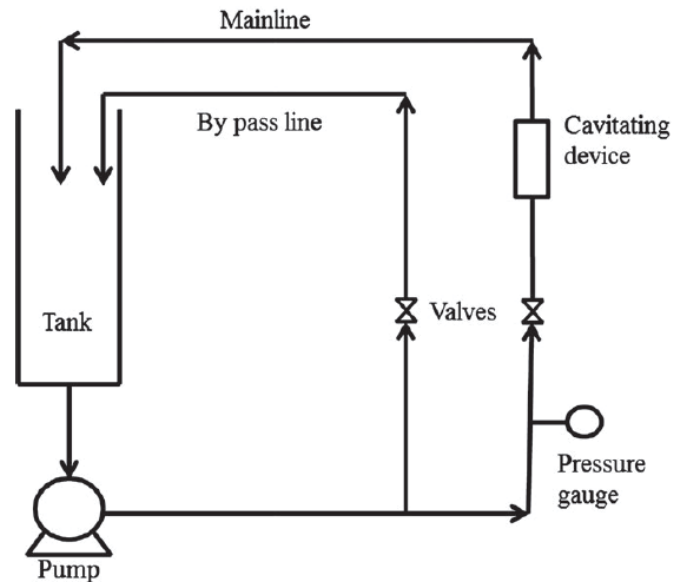


El proceso Fenton requiere de un gran consumo de productos químicos. Sin embargo, podemos mejorar esto combinándolo con la cavitación hidrotérmal (HC).

La HC se genera en un sistema cerrado, usando una válvula que cree variaciones de velocidad mientras un líquido circula por el sistema de manera que, al aumentar la velocidad del líquido, la presión de éste disminuye por debajo de su presión de vapor. Esto produce la formación de cavidades que posteriormente, crecen y colapsan, consiguiendo de este modo condiciones de trabajo de elevada presión y temperatura. Los radicales se forman debido a la disociación de los vapores atrapados en las burbujas de cavitación.

Balcik-Canbolat et al. (2016) en su estudio sobre el proceso Fenton y Fenton mejorado, recogen el procedimiento para el proceso con HC. En la Figura 2 se muestra un esquema gráfico del proceso de HC. El líquido se extrae del tanque de almacenamiento y posteriormente se lleva a una cámara de cavitación. Una vez pasado el tratamiento, se devuelve al tanque mediante una bomba centrífuga. Como dispositivo de cavitación se utiliza un tubo venturi, el cual hace que el fluido aumente su velocidad al pasar por la

zona de menor sección, disminuyendo por consiguiente, su presión. Para ajustar la presión en el sistema se utiliza una válvula de derivación.



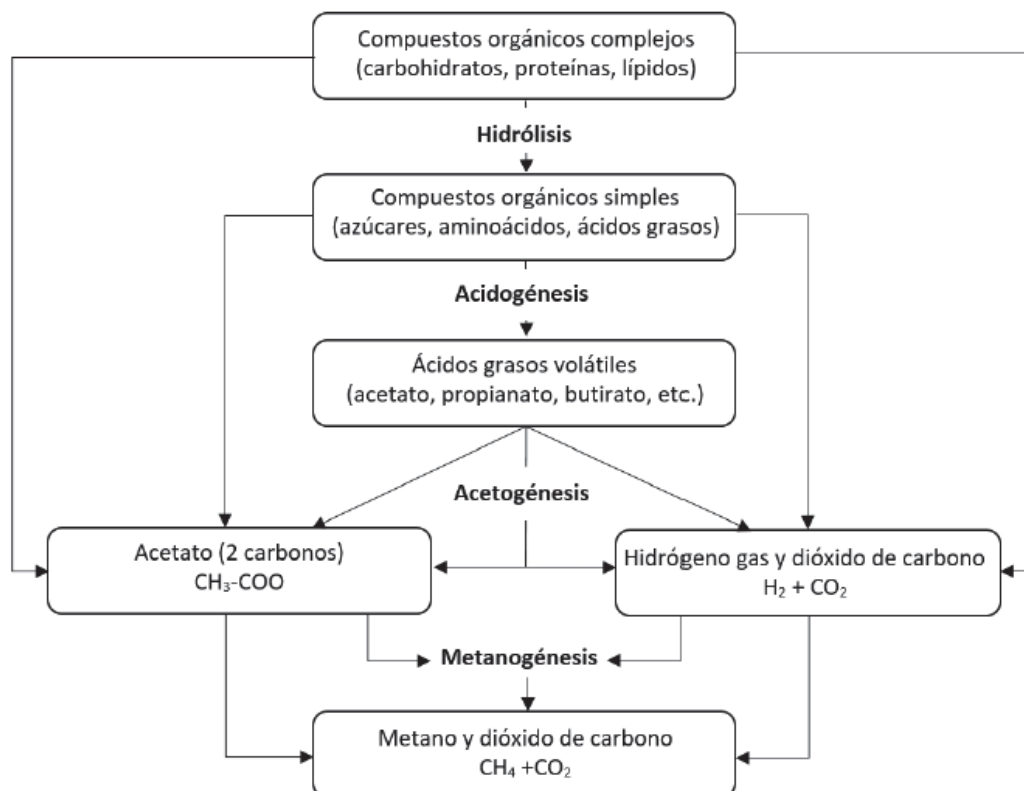
**Figura 2. Representación gráfica del proceso HC** (Balcik-Canbolat et al., 2016).

Como de momento la digestión anaerobia no se aplica como tratamiento en efluentes MDF (Arias et al., 2020), tanto el proceso Fenton clásico como, Fenton mejorado con HC pueden ser soluciones rentables para el tratamiento de aguas residuales de industrias MDF (ver apartado 1.5.).

### 1.3. Digestión anaerobia y potencial de biogás.

La digestión anaerobia es un proceso natural en el cual la materia orgánica residual, en ausencia de oxígeno, se descompone por la acción de microorganismos específicos que cooperan para obtener una fermentación estable y auto-regulada. La transformación bacteriana del material orgánico biodegradable, en un rango de temperatura que va desde temperaturas ambiente a 65°C, da lugar a un gas de alto contenido energético al que se le denomina biogás. La materia orgánica en cuestión, también produce otros productos que conforman la parte mineral de la materia y compuestos de difícil degradación. Este desecho es el denominado digestato, y también “lodo anaerobio” cuando incluye la biomasa microbiana generada en exceso.

El biogás obtenido, no es más que una mezcla de metano, dióxido de carbono y otras impurezas. Según Ayala-Mendivil & Sandoval (2018), al purificarlo, normalmente, se obtiene un gas con un 97 % de metano o más.



**Figura 3. Fases del proceso de digestión anaerobia** (González Pérez & Coira, 2019).

Generalmente, el proceso de digestión anaerobia consiste en cuatro etapas diferenciadas (reflejadas en la Figura 3) en las que intervienen diferentes microorganismos responsables de la degradación del sustrato orgánico.

La primera etapa es la hidrólisis, que consiste en la transformación de la materia orgánica compleja del sustrato (proteínas, carbohidratos y lípidos). Los microorganismos no pueden utilizar estas moléculas orgánicas directamente por ello las descomponen en productos solubles y simples, tales como: azúcares de cadena larga, ácidos grasos y aminoácidos tal y como podemos observar en el esquema de la Figura 3. Esta primera degradación, es posible gracias a las enzimas extracelulares producidas por las bacterias.

Los aminoácidos derivados de la hidrólisis de proteínas, en un medio anaerobio, son degradados a dióxido de carbono, hidrógeno y ácidos volátiles además de poseer un elevado valor nutricional para la síntesis de material celular (González Pérez & Coira, 2019). Los ácidos grasos se forman por la ruptura de las grasas en la degradación de los lípidos, proteínas y carbohidratos.

La lignina presente en la madera, es importante en la formación de sus paredes celulares y cortezas. Además, es muy resistente a la degradación por microorganismos, y debido a esto, la degradación de los carbohidratos sucede de forma lenta cuando aparecen mezclados con la lignina. Como consecuencia, la hidrólisis suele ser la etapa limitante del proceso con residuos de origen forestal. Esto se cumple para carbohidratos que forman parte de estructuras que contienen lignina (residuos lignocelulósicos, por ejemplo). Por lo



contrario, en carbohidratos aislados, como es el caso de la celulosa (una vez deslignificada) o del almidón, la degradación es más rápida.

En la hidrólisis de carbohidratos se producen glucosa y ácidos urónicos entre otros productos de degradación.

En esta etapa del proceso anaerobio las principales variables a tener en cuenta son: la temperatura, la composición del sustrato, el tamaño de las partículas, el pH y el tiempo de retención hidráulico y celular (González Pérez & Coira, 2019).

En la segunda etapa del proceso anaerobio, denominada acidogénesis o etapa acidogénica, es donde se produce la fermentación de los compuestos orgánicos simples, dando lugar a ácidos grasos volátiles (AGV) y compuestos más reducidos (acético, hidrógeno y dióxido de carbono) que serán utilizados directamente por las bacterias metanogénicas.

En la acidogénesis se elimina el posible oxígeno que pueda quedar presente. Además, se produce alimento para las bacterias acetogénicas que intervendrán en la siguiente y tercera etapa del proceso, la acetogénesis. En esta, los ácidos grasos volátiles son transformados en productos más sencillos (acetato e hidrógeno).

La metanogénesis, es la última etapa de descomposición anaeróbica. Las bacterias que intervienen en esta etapa, pueden ser contempladas, dentro del grupo de microorganismos anaerobios, como las más relevantes por su gran capacidad de generar metano utilizando diferentes sustratos monocarbonados o en su defecto, átomos de carbono unidos por un enlace covalente (acetato,  $H_2 + CO_2$ , ácido fórmico, metanol y algunas metilaminas) como materia prima para su crecimiento (Corrales et al., 2015). Podemos designar diferentes vías metanogénicas en relación a los grupos metanógenos que intervienen según el sustrato utilizado. Generalmente, se habla de dos grupos: hidrogenotróficos (que consumen hidrógeno y dióxido de carbono; en ocasiones el ácido fórmico actúa también como sustrato para este tipo de bacterias por ser fuente tanto de  $H_2$  como de  $CO_2$ ) y acetoclásticos (consumidores de acetato). No obstante, cuando el metanol o cualquier compuesto metilado es el sustrato en cuestión, se puede hablar de metanógenos metilotróficos (Ferrer, 2010).

Se ha demostrado que el 70 % de metano producido en los digestores se forma por la descarboxilación de ácido acético y el resto proviene mayormente de la reducción de dióxido de carbono (González Pérez & Coira, 2019). Debido a esto, se considera que, la metanogénesis acetotrófica es el paso que limita la velocidad en los procesos anaerobios metanogénicos.

El biogás obtenido mediante este proceso puede ser, una vez purificado, un buen sustituto del gas natural por su alto contenido en metano.

Desde el punto de vista del tratamiento de los residuos y la depuración, la gran ventaja del proceso anaerobio frente al aerobio es que, en el primero se genera energía. Sin embargo, en el proceso aerobio se necesita mucha energía para una aireación constante. Debido a esto, sería preferible la tecnología anaerobia como alternativa para la gestión de residuos,

por ejemplo, utilizando aguas residuales de MDF como fuente de sustrato para la obtención de energía de bajo coste.

#### **1.4. Tecnologías convencionales de digestión anaerobia.**

Para las industrias el hecho de poder gestionar sus residuos y utilizarlos para sustento energético propio es un valor añadido, pues, fomentan la energía “verde” además de obtener beneficio. Esto provoca que en la actualidad exista un gran impulso económico que incentiva la necesidad de tecnologías de tratamiento rentables y de elevado rendimiento. Además, se buscan costes de operación bajos y sacar rendimiento económico del subproducto del tratamiento, el biogás.

Las tecnologías anaerobias aumentaron enormemente su comercialización a finales de la década de 1970 y principios de 1980. Hasta este momento lo más común eran las lagunas anaeróbicas de cobertura natural y algunos sistemas de proceso de contacto anaeróbico para tratar aguas residuales (Totzke, 2019).

Las lagunas anaerobias, generalmente, consisten en una construcción de tierra de celda única, pero también pueden ser de celdas múltiples colocadas en serie o en paralelo. El sistema de laguna procura la descomposición de los sólidos en suspensión totales (SST). A medida que la descomposición avanza, se genera una serie de biomasa en la laguna. Parte de la biomasa está suspendida por turbulencias hidráulicas y cuando hay agitación, el biogás formado se abre paso a través del líquido. Este sistema se caracteriza por ser de baja carga (DQO de 0.5 a 2 kg/m<sup>3</sup>d). Por otro lado, el proceso de contacto anaeróbico, emplea un reactor mezclado con reciclaje de sólidos para favorecer el contacto biomasa / sustrato. Una buena mezcla y separación de la biomasa son esenciales para el óptimo funcionamiento del sistema. Las claves del proceso de contacto son el reactor mixto y la unidad de desgasificación del licor mixto, así como, la separación de sólidos de biomasa. Las cargas de DQO suelen variar entre 1 y 5 kg/m<sup>3</sup>d (tecnología de carga media). Es una de las pocas tecnologías que puede degradar de manera dinámica corrientes de desechos de alto contenido en SST y residuos de grasas, aceites y restos de alimentos sin acumulación de sólidos.

El factor común de este tipo de tecnologías, para su óptimo funcionamiento, es la retención de la biomasa anaeróbica. Totzke, (2019) describe diferentes sistemas comercializados en la actualidad para digestión anaerobia, en general:

- Sistema de carga baja:

Es un sistema de reactor sin mezclar que emplea biomasa anaeróbica suspendida (floculante). Está diseñado para una velocidad de carga de DQO de menos de 2 kg/m<sup>3</sup>d. Para facilitar la reproducción sostenible de los organismos anaeróbicos y por ende la degradación del sustrato, el sistema cuenta con un tiempo de retención hidráulico (TRH) largo, más que el tiempo de retención de sólidos (TRS) dando de esta manera, más tiempo a los organismos para proliferar.

- Sistema de flujo pistón:



Esta tecnología Plug Flow utiliza, un reactor rectangular sin mezclar que combina biomasa anaeróbica suspendida con sustratos de elevado contenido en SST. Puede soportar una carga de DQO de menos de 2 kg/m<sup>3</sup>d (> 8% SST). Como el anterior, también cuenta con un elevado TRH.

- Reactor de tanque continuamente agitado:

Es un sistema con un reactor de mezcla completa que utiliza biomasa suspendida/floculante. Soporta cargas de DQO de menos de 3 kg/m<sup>3</sup>d y cuenta con un TRH largo, al igual que los anteriores.

- Proceso de contacto anaerobio:

Se utiliza un reactor de mezcla completa con biomasa anaerobia suspendida/floculante. Cuenta con un sistema de recogida y reciclado de biomasa anaerobia aguas abajo. Soporta una carga de DQO de menos de 5 kg/m<sup>3</sup>d. En este caso, el TRH es menor que el TRS gracias al sistema de captura y recirculado de la biomasa que permite dar tiempo suficiente a los organismos para proliferar y degradar el sustrato antes de ser expulsados por el sistema.

- Filtro anaeróbico:

Esta tecnología utiliza un reactor sin mezclar que emplea medios de soporte para el desarrollo de altas concentraciones de biomasa anaeróbica de película fija. La elección de los medios es variable (rocas, poliestireno reticulado). Los filtros anaeróbicos son considerados procesos de alta carga, soportando una DQO de 5 a 20 kg/m<sup>3</sup>d. Se puede utilizar para configuraciones de flujo ascendente o descendente. Al igual que el anterior el TRH es menor que el TRS.

- Lecho de lodos de flujo ascendente (RAFA):

Es un sistema de contacto líquido/sólido. Por lo general, se emplea un único reactor con un lecho de lodo anaeróbico granular activo, pesado y denso. Por encima de éste se sitúa una capa de lodo floculante menos denso. Las aguas residuales se distribuyen uniformemente debajo del lecho y fluyen hacia arriba atravesando la biomasa, que ocupa entre 3 y 5 metros de grosor. Se utiliza un separador de tres fases en la parte superior del reactor para separar el biogás y los SST del líquido. Está diseñado para soportar una carga de DQO de 5 a 20 kg/m<sup>3</sup>d. De igual manera que los anteriores el TRH es menor que el TRS.

- Lecho expandido/fluidizado (RALF):

Este sistema presenta similitudes con el anterior con la diferencia de que soporta cargas de DQO que van de 15 a 40 kg/m<sup>3</sup>d. Además, el lecho anaeróbico expandido o fluidizado convencional, a mayores de emplear biomasa anaeróbica granular, densa y pesada, es un proceso de película fija que permite el crecimiento de la biomasa sobre arena, antracita, carbón activado granular, PVC u otro tipo de medio inerte fluidizado. Existe un flujo hidráulico ascendente que expande el lecho y mantiene en suspensión el medio

recubierto de biomasa. Gracias a esto, se consigue mantener una elevada concentración de biomasa que permite tasas de carga tan elevada.

Esta tecnología se ha convertido en la más disponible en la actualidad. Los argumentos son varios: necesita espacios muy pequeños, trabaja a TRH muy bajos y está considerada como “alta tecnología” (Totzke, 2019).

- Proceso de membrana anaeróbica:

Consiste en un biorreactor de membrana anaeróbica que contiene biomasa anaeróbica suspendida/floculante y un sistema de captura y reciclaje de biomasa de membrana sintética. El sustrato se introduce en el reactor y se mezcla con la biomasa anaeróbica. Posteriormente, este combinado se dirige a un banco de membranas cuya función es, la retención de la biomasa y otros sólidos presentes. Esto permite la salida de las aguas residuales ya tratadas. El sistema de membranas puede estar colocado fuera o dentro del reactor. Diseñado para una carga de DQO de 2 a 5 kg/m<sup>3</sup>d. El TRH es igual que en los anteriores, menor que el TRS. Se puede usar para el tratamiento de residuos sépticos y basura.

- Proceso híbrido anaeróbico:

Los sistemas híbridos son una combinación de tecnologías anaeróbicas independientes que emplean biomasa suspendida/floculante, fijada o granular. Soportan cargas de DQO de 5 a 15 kg/m<sup>3</sup>d y el TRH es igual que en los anteriores. Por ejemplo, la tecnología RAFA se ha combinado con filtro anaeróbico en un único reactor y los filtros anaeróbicos se han utilizado en lagunas anaeróbicas. Esta tecnología tiene gran cabida en procesos de co-digestión donde, la utilización de este tipo de configuraciones aprovecha los beneficios de varios procesos anaerobios sin el elevado coste que supone emplear procesos separados.

Para diferentes industrias, el tratamiento anaeróbico se ha convertido en un punto muy importante dentro de la estructura de gestión de sus instalaciones.

Estas tecnologías no se aplicaron hasta el momento a los residuos de la industria MDF. Pero sí cuentan con aplicaciones a los residuos procedentes de la industria del papel, a otro tipo de efluentes de la industria forestal (por ejemplo, efluentes de tableros de fibras) y a otros residuos vegetales. Las tecnologías más utilizadas en este tipo de industrias son los sistemas RAFA y la tecnología de RALF.

## **1.5. Aplicación de la digestión anaerobia a efluentes de la industria MDF**

Como se menciona en el apartado 1.2., de momento no se aplica la digestión anaerobia a efluentes de la industria MDF. En el estudio de Arias et al. (2020) se menciona el problema que presenta este tipo de producción y las características de los efluentes.

Por lo general, las fábricas de MDF consumen mucha energía, el tipo de producción de tableros MDF requiere más electricidad (casi el doble) y gas natural que otros tableros de partículas de madera. Para poder producir 1 m<sup>3</sup> de panel MDF se necesitan 280.5 kWh de electricidad, 167.6 kg de madera combustible y 17.4 m<sup>3</sup> de gas natural (Arias et al., 2020). Para amortiguar este gasto energético, una opción interesante sería la producción in situ de biogás a partir de los residuos MDF y aguas residuales para poder abastecer la fábrica. Debemos de tener en cuenta que, el tipo de madera utilizada y el proceso de producción influyen en el efluente. Las aguas residuales crudas de MDF son pobres en nutrientes, ricas en carbohidratos y extractos de madera (polifenoles y ácidos orgánicos), presentan pH bajo (4-5 unidades de pH), tienen alto contenido de SST y sólidos en suspensión volátiles (SSV) y elevada DQO. Para poder llevar a cabo el aprovechamiento de los residuos es necesario, tratar las aguas residuales MDF.

Según datos reflejados en Arias et al. (2020), las aguas residuales que se generan en la producción de tableros de madera típicos contienen menos de 2 g SST/L y una relación SST/DQO inferior a 0.06. Aquí podría estar la clave de porqué las aguas residuales de tableros de fibra están siendo tratadas anaeróbicamente mientras que las aguas de MDF no. Para estas últimas, se requiere de tratamiento mediante técnicas físico-químicas antes del proceso biológico para remover los restos de sólidos. Datos obtenidos por Balcik-Canbolat et al. (2016) informan de que el proceso de oxidación Fenton aplicado a aguas residuales de MDF alcanzó una eliminación de DQO de hasta el 58.8% y Fenton mejorado con HC el 70%. Por otra parte, las aguas de tableros de madera típicos con DQO principalmente soluble fueron tratados eficazmente por digestión anaerobia con resultados del 78% de conversión de DQO en metano (Arias et al., 2020).

### **1.6. Pre-tratamientos y co-digestión anaerobia**

Para este estudio bibliográfico se consideró como punto de partida el trabajo realizado por Arias et al. (2020) donde se refleja la necesidad de más investigación para mejorar la producción de metano de los residuos de la industria MDF. Según estos autores, gran parte del contenido orgánico se queda en la fracción de sólidos en suspensión. Además, la toxicidad supone un problema para la digestión anaerobia. Consecuentemente, es importante considerar pre-tratamientos enfocados en la mejora de la biodegradabilidad de los sólidos para aumentar la tasa de conversión a metano.

Los residuos lignocelulósicos requieren de diferentes métodos de pre-tratamiento en función de su composición ya que, en su gran mayoría, están compuestos de polímeros que son difíciles de digerir con la fermentación anaerobia.

En el caso de los residuos lignocelulósicos, este tipo de biomasa se compone de celulosa, hemicelulosa y lignina. Por consiguiente, se necesita romper la estructura que une la matriz de celulosa-lignina-hemicelulosa para hacer que los polímeros de carbohidratos sean más accesibles para la fermentación microbiana, en concreto para las hidrolasas (enzimas que catalizan la hidrólisis del enlace químico).

Algunos de los pre-tratamientos utilizados y desarrollados durante los últimos años son, tal y como explica Kant Bhatia et al. (2018) en su estudio, las microburbujas ricas en ozono y los solventes eutécticos. Las microburbujas ricas en ozono, se generan por oscilación fluidica, los radicales libres que se generan en la interfase gas-líquido de las microburbujas son los encargados de la degradación de la lignocelulosa. Por otro lado, el método de los solventes eutécticos profundos se encarga de solubilizar la lignina en condiciones de baja presión y temperatura y convierte la celulosa en una molécula susceptible para ser atacada por las hidrolasas. Este último método, tiene la ventaja de que requiere menos energía que el anterior.

La eficiencia de un pre-tratamiento se mide en relación a la cantidad de azúcar liberada, la producción mínima de productos secundarios (ácidos orgánicos, furfural, hidroximentilfurfural) y a la energía consumida.

Al igual que los pre-tratamientos mejoran la digestión anaerobia y, por consiguiente, la producción de biogás, la co-digestión también es una alternativa a tener en consideración. Existen residuos de bajo nivel energético, como el estiércol, que tiene una baja conversión a biogás. Mejorando la biodegradabilidad y la conversión a metano, la co-digestión es un punto interesante de estudio para reducir la toxicidad y equilibrar los nutrientes necesarios ya que, hay corrientes que aunque estén concentradas en materia orgánica tienen carencias de nitrógeno y fósforo (Arias et al., 2020). En estos casos la co-digestión con otros materiales mejora el potencial del producto final.

## 2. OBJETIVO

Tras hacer una búsqueda general en la base de datos Scopus (**según se describirá en el apartado 4.1.**) se acotó el objetivo al estudio y revisión de la co-digestión anaerobia. Aunque en un principio se pretendía incluir en la revisión bibliográfica los estudios de pre-tratamiento y co-digestión, se llegó a la conclusión de que el campo era demasiado amplio para el alcance de un TFG. Por otra parte, debido a la poca investigación hasta el momento en co-digestión de residuos de origen forestal y al gran interés que conlleva la co-digestión anaerobia, este resultó ser, el tema más apropiado para el estudio del presente trabajo, pero restringido al ámbito de los residuos del sector forestal.

### 3. MATERIALES Y MÉTODOS

En el presente trabajo se hace una revisión bibliográfica de los estudios más recientes sobre el biogás producido a partir de residuos orgánicos y aguas residuales, haciendo hincapié en residuos de origen lignocelulósico. Estos incluyen, los residuos de la industria de producción de tableros MDF, forestal, papel, etc.

Primeramente, se realizó una búsqueda bibliográfica generalizada para llevar a cabo la introducción del trabajo donde lo que se pretendía era investigar sobre la información existente sobre el tema de la producción de biogás a partir de biomasa mediante el proceso de digestión anaerobia y asentar los conceptos básicos de la cuestión. Una vez introducido el tema, se pasó al objetivo principal del estudio, centralizado en la co-digestión como alternativa para mejorar la producción energética del biogás en residuos forestales y derivados.

La metodología que se llevó a cabo fue, la búsqueda de información en diferentes bases de datos limitando la búsqueda a trabajos publicados entre 2016 y 2020, incluyendo ambos años. Se ha contemplado algún artículo más antiguo que a pesar de no ser objeto de búsqueda, resulta interesante para el tema de estudio ya que presenta información para apoyar o contemplar cuestiones más teóricas.

Para la introducción del trabajo, las bases de datos consultadas fueron: Scopus, Dialnet, el Repositorio Universidade da Coruña (RUC) y Google Scholar. Se realizó una búsqueda generalizada, mediante el uso de palabras clave (tanto en inglés como en español) y Operadores Booleanos.

Cabe mencionar que, para el objetivo principal de la revisión, se hizo una búsqueda más minuciosa en la base de datos Scopus. Se utilizó una estrategia de búsqueda mediante combinación de palabras clave con: Operadores Booleanos, comillas, paréntesis y máscaras. Una vez establecida la ecuación de búsqueda y obtenido los resultados de ésta, se establecieron ciertos criterios de búsqueda para reducir el número de artículos a estudiar y así poder encontrar los más similares al objetivo principal de este trabajo.

Para esto, se revisaron los artículos obtenidos del acote de fecha, uno por uno (título y resumen) en busca de estudios relacionados con efluentes o residuos forestales, de la industria forestal, maderera o derivados y se intentó prescindir de aquellos estudios de co-digestión que estuvieran vinculados con restos agrícolas, de cosechas, purines animales y similares.

## 4. RESULTADOS

### 4.1. Resultados de la búsqueda bibliográfica

Para la introducción, se utilizaron unos 33 artículos (referidos a digestión anaerobia en general y producción de biogás), 19 de ellos datados de 2016 a 2020 y los 14 restantes algo más antiguos. No se siguieron criterios de búsqueda tan específicos como para el caso del objetivo principal del trabajo descrito a continuación. Simplemente, mediante la búsqueda de palabras clave o frases concretas, en diferentes idiomas (Por ejemplo: digestión anaerobia, biogás, producción de biogás, tecnologías anaerobias, etc), se fueron recopilando los artículos de más interés para este trabajo.

En un principio, se quería centralizar el objetivo de estudio del TFG tanto en los pre-tratamientos como en la co-digestión anaerobia de residuos lignocelulósicos en general, y de residuos del sector forestal en particular. Sin embargo, al hacer una primera búsqueda en la base de datos Scopus (tal y como se muestra en la Tabla 1, Ecuación A), se obtuvo demasiado volumen de información para la realización del TFG. Por ello, se mantuvo la búsqueda del término “biogás” y se prescindió de términos más básicos y generales como “digestión anaerobia”, “hidrólisis” y “biodegradación” (véase ecuación B, Tabla 1). En la opción B, se mantuvo en la búsqueda tanto pre-tratamientos como co-digestión. Las opciones C y D nos muestran que, en relación a la opción B, se puede observar que el 90.6% de los documentos tratan los pre-tratamientos, mientras solo el 16.9% tratan sobre co-digestión. Por ello, se decidió concentrar el trabajo en la co-digestión anaerobia.

Dentro del criterio A2, el término “anaerobic digestion” es muy amplio en comparación con A1 (biogás o metano), y biofuel diversifica la búsqueda a otros productos diferentes del biogás aunque se pierda algún artículo correspondiente con metano al restringir la búsqueda a A1. También en B2, “crop residue” conlleva materiales muy diversos, algunos alejados de “forestal”, y se comprobó que “wood waste” no suma más que un documento a la búsqueda final. En cualquier caso, la ecuación de búsqueda E, corrobora el efecto de considerar o no A2 Y B2 para sólo co-digestión (C1), con 144 documentos en el caso restringido y 232 en el ampliado. Teniendo en consideración que el caso restringido (sin A2 y B2, ecuación D) selecciona documentos más directos, y con un número suficiente para los objetivos y tiempo disponible para el estudio, se optó por este resultado restringido como bibliografía a analizar, pero se cambió B1 por B4 porque el término “forest waste” no contribuía en nada a la búsqueda.

Finalmente, con la ecuación de búsqueda H: (biogas OR methane) AND (lignocellulos\*) AND (co-digestion), se obtuvieron 144 artículos (véase Tabla 1). El resultado obtenido acotado a los últimos 5 años dio lugar a, 122 artículos. Luego, se siguieron varios criterios de criba para intentar reducir el material. Se revisaron todos los títulos y resúmenes de los 122 artículos para reclutar los estudios que más se asemejaran a los requisitos establecidos (véase apartado 3). La mayoría de artículos de la lista, estaban relacionados con la co-digestión de residuo animal o residuo de cosecha, a pesar de que el término “crop residue” había sido eliminado de la búsqueda. Este tipo de estudios,

fueron directamente excluidos. Reduciéndose la lista finalmente a 11 investigaciones (véase Tabla 2) de interés más directo para el objeto de estudio de este trabajo.

**Tabla 1. Resultados de las diferentes ecuaciones utilizadas en la búsqueda bibliográfica.**

Search terms on Scopus: (A) AND (B) AND (C)	Nº de docs.	Notas
A) (A1 OR A2) AND (B1 OR B2) AND (C1 OR C2 OR C3)	4567	<ul style="list-style-type: none"> <li>Es la búsqueda más amplia. Para reducir el número, en la siguiente se ha eliminado A2, B2 y C3</li> </ul>
B) (A1) AND (B1) AND (C1 OR C2)	850	<ul style="list-style-type: none"> <li>Sin Or co-digestion: desciende a 770 docs.</li> <li>Sin OR co-digestion, pero añadiendo OR "Wood waste": 779 docs.</li> <li>Sin pretreatment OR pre-treatment: 144 docs.</li> <li>Muchos menos en co-digestion que en pretreatment</li> </ul>
C) (A1) AND (B1) AND (C2)	770	
D) (A1) AND (B1) AND (C1)	144	
E) (A1 OR A2) AND (B1 OR B2) AND (C1)	232	<ul style="list-style-type: none"> <li>Solo para co-digestion, pero recuperando A2 y B2</li> </ul>
F) (A1) AND (B3) AND (C1 OR C2)	0-2	<ul style="list-style-type: none"> <li>0 resultados para "MDF WASTE", "medium density fib*board waste" o "fib*board waste" como criterio B3</li> <li>2 resultados para "fib*board" como criterio B3</li> </ul>
G) (A1) AND (B1) AND (C1) H) (A1) AND (B4) AND (C1)	144	<ul style="list-style-type: none"> <li>"forest waste" no contribuye nada en la búsqueda y añadiendo "Wood waste", sube a 145 (1 más).</li> <li>De estos 144, 122 corresponden al periodo 2016-2020</li> </ul>

A1 = biogas OR methane

A2 = "anaerobic digestion" OR biofuel

B1 = lignocellulos\* OR "forest waste"

B2 = "crop residue\*" OR "Wood waste"

B3 = "medium density fib\*board waste" (= "MDF WASTE" = "medium density fib\*board waste" = "fib\*board waste"; = "fib\*board")

B4 = lignocellulos\*

C1 = co-digestion

C2 = pretreatment OR pre-treatment

C3 = hydrolysis OR biodegradation



**Tabla 2. Estudios recopilados tras el cribado de la búsqueda de co-digestión.**

Título	Tipo de documento	Referencia	Tipo de reactor	Tipo de sustrato	Aplica pre-tratamiento
<i>Optimization of methane production parameters during anaerobic codigestion of food waste and garden waste</i>	investigación	(Helenas Perin et al., 2020)	semicontinuo	Co-digestión de desechos de alimentos con desechos de jardín	No
<i>Enhancement on methane production and anaerobic digestion stability via co-digestion of microwave-Ca(OH)<sub>2</sub> pretreated sugarcane rind slurry and kitchen waste</i>	investigación	(Sun et al., 2020)	continuo	Co-digestión de cáscara de caña de azúcar con desechos de cocina	Si
<i>Anaerobic Codigestion of Alkali-Pretreated Prosopis juliflora Biomass with Sewage Sludge for Biomethane Production</i>	investigación	(Thanarasu et al., 2019)	anaerobio continuo	Co-digestión de Prosopis Juliflora con lodos de depuradora	Si
<i>Enhanced biogas production from anaerobic digestion of solid organic wastes: Current status and prospects</i>	review	(Zhang et al., 2018)	-	Describe varios tipos de desechos sólidos orgánicos	No
<i>Semi-continuous mono-digestion of OFMSW and Co-digestion of OFMSW with beech sawdust: Assessment of the maximum operational total solid content</i>	investigación	(Pastor-Poquet et al., 2019)	semicontinuo	Mono y co-digestión de una mezcla de diferentes residuos con aserrín de haya	No
<i>Comparative evaluation of anaerobic co-digestion of water hyacinth and cooked food waste with and without pretreatment</i>	investigación	(Barua et al., 2018)	discontinuo	Jacinto de agua co-digerido con desechos de alimentos	Si
<i>Mesophilic anaerobic co-digestion of residual sludge with different lignocellulosic wastes in the batch digester</i>	investigación	(Zou et al., 2018)	continuo	Co-digestión de lodos residuales con una mezcla de residuos lignocelulósicos	No
<i>Thermophilic Anaerobic Digestion: Enhanced and Sustainable Methane Production from Co-Digestion of Food and Lignocellulosic Wastes</i>	investigación	(David et al., 2018)	termófilo discontinuo	Co-digestión de residuos de alimentos y una mezcla de residuos lignocelulósicos	No
<i>Potential improvement of biogas production from fallen teak leaves with co-digestion of microalgae</i>	investigación	(Wannapokin et al., 2018)	continuo	Co-digestión de hojas de teca con microalgas	Si
<i>Microbial population dynamics in urban organic waste anaerobic co-digestion with mixed sludge during a change in feedstock composition and different hydraulic retention times</i>	investigación	(Fitamo et al., 2017)	termófilo discontinuo	Co-digestión de residuos orgánicos (césped, residuos jardín, alimentos) urbanos con lodos mixtos	No
<i>A review on current aspects and diverse prospects for enhancing biogas production in sustainable means</i>	review	(Divya et al., 2014)	-	-	-

#### 4.2. Potencial de co-digestión con otros residuos orgánicos

Para el tratamiento de residuos orgánicos para posterior conversión en biogás se utiliza la digestión anaeróbica, como ya se mencionó anteriormente. Dentro de este proceso, podemos diferenciar entre mono-digestión y co-digestión. La primera, se establece cuando se utilizan desechos de la misma naturaleza, por ejemplo, restos de alimentos. Por otra banda, la co-digestión consiste en, mezclar dos o más residuos de diferentes características que se puedan complementar entre sí para mejorar la eficiencia del proceso de digestión anaeróbica (Por ejemplo, digiriendo restos de alimentos y residuos de jardín, tal y como hacen Helenas Perin et al. (2020)).

Muchos materiales orgánicos, cuentan con un elevado rendimiento de biogás. Sin embargo, también presentan algunas propiedades que pueden afectar al proceso de digestión anaeróbica llegando a disminuir su rendimiento. Para mitigar las limitaciones de la mono-digestión, recientemente, se están llevando a cabo estudios centrados en el proceso de co-digestión. Esta opción, mejora factores importantes de la digestión anaeróbica como: el equilibrio entre macro y micronutrientes, la relación C/N, la dilución de inhibidores del proceso, la disminución del contenido en  $N_2$  y el aumento del rendimiento del biogás con el consiguiente aumento en la producción de metano (Helenas Perin et al., 2020). Con la mejora de estos aspectos, se pretende establecer unas condiciones más favorables para el desarrollo de microorganismos anaeróbicos para la potenciación de la producción de biogás. Generalmente, en los procesos de DA el equilibrio del proceso se ve alterado por parámetros, tales como: la disminución del pH y la acumulación de AGV entre otros, que dificultan el mantenimiento de un entorno estable para los microorganismos responsables del proceso de digestión.

La gestión de desechos orgánicos sólidos es un desafío crítico (Zhang et al., 2018). Dentro de éstos, debemos diferenciar dos grandes grupos fundamentales. Los desechos lignocelulósicos (aquellos que contienen en su composición lignina, celulosa y hemicelulosa) y los no lignocelulósicos (no contienen lignina, celulosa ni hemicelulosa). El primer grupo difiere del segundo en su dificultad para la biodegradación y suponen cierto obstáculo a la hora de la digestión anaerobia (David et al., 2018). En muchos casos, es necesario un tratamiento previo al proceso de digestión. Los residuos lignocelulósicos, son más ricos en carbono y presentan, por tanto, mayor relación C/N que los no lignocelulósicos. La co-digestión de ambos se considera, generalmente, una mejor opción que la mono-digestión debido a la mejora de los diferentes factores mencionados anteriormente.

Dentro de los residuos lignocelulósicos debemos de considerar los, residuos de jardín, madera, papel y residuos agrícolas. En el grupo de los no lignocelulósicos entrarían, los desperdicios de alimentos, y desechos de lodos activados.

Zhang et al. (2018), describen minuciosamente los diferentes tipos de residuos y sus características específicas tal y como se muestra a continuación:

Los residuos de alimentos, generalmente, se refiere a alimentos que se descartan, no se comen o se pierden durante las etapas de producción, procesamiento, transporte,

transacción y consumo de materias primas alimenticias. Este desecho varía mucho dependiendo de los hábitos alimenticios de la sociedad de diferentes países. Estos residuos varían en cuanto a los componentes principales, que incluyen arroz, verduras, carne, fideos, huevos, etc. Precisamente, debido a las composiciones heterogéneas de carbohidratos, lípidos y proteínas, su digestión anaerobia se ve afectada y es difícil lograr una tasa de biodegradación y producción de biogás relativamente estable. Respecto a contenidos de sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (SV) de los residuos de alimentos se sitúan en un rango de 12.3-30.9% y 11.6-26.3%, respectivamente. Esto nos indica que el agua representa el 70-80% de este tipo de desechos. Cabe mencionar que, presentan una baja proporción de materiales lignocelulósicos, esto los convierte en candidatos prometedores para producir productos de alto valor añadido. Durante su digestión, el pH de los desechos alimenticios tiende a ser bastante bajo (Helenas Perin et al., 2020) lo que a menudo requiere un control adecuado para mantener un proceso eficiente de digestión.

Los residuos de jardín, incluyen hojas, pastos y diversas astillas de madera. Es un componente importante de los desechos sólidos urbanos. Estos desechos se acumulan en gran medida en muchas ciudades y pueblos y presentan abundantes materias primas para bioconversiones a bajo costo. Generalmente, presentan contenido de celulosa, hemicelulosa y lignina de 24.3-28.9%, 9.7-32.1%, 7.9-23.0%, respectivamente. La hidrólisis enzimática de lignocelulosas (combinación de lignina y celulosa) sin pretratamiento es generalmente ineficaz debido al carácter recalcitrante que presentan estos materiales frente a los ataques bacterianos o enzimáticos. Para facilitar la hidrólisis enzimática de los residuos de jardín, a menudo son necesarias técnicas de pretratamiento físico, químico y biológico (Wannapokin et al., 2018).

Los desechos de lodos activados, son un subproducto del proceso de tratamiento de aguas residuales aeróbico secundario. Debido al alto contenido de agua que tiene, la digestión anaeróbica generalmente implica altos costos operativos. Para estabilizar los desechos orgánicos con una tasa de producción de biogás constante se ha sugerido la deshidratación de estos desechos. El contenido en nutrientes de los lodos es relativamente elevado, lo que resulta en una relación C/N muy baja. Esto los convierte en una buena materia prima para la digestión anaeróbica, especialmente co-digeridos con residuos que contienen una relación C/N muy alta como los residuos agrícolas.

Los residuos agrícolas, son una rica fuente de residuos sólidos orgánicos, que presenta un buen potencial para la generación de energía renovable. Estos incluyen paja de arroz, rastrojo de maíz, etc. Al igual que los residuos de jardín, presenta un impedimento importante para la digestión que radica en, la necesidad de un tratamiento previo para descomponer el elevado contenido de estructuras lignocelulósicas para que los polímeros de azúcar se vuelvan biodisponibles (Sun et al., 2020).

En las mono-digestiones de diferentes materias primas, se constata un problema común, la inestabilidad del proceso de digestión anaeróbica. La utilización de desechos de una misma naturaleza puede provocar el desequilibrio de macro y micronutrientes en el sistema de digestión. Concretamente, la mono-digestión de sustancias lignocelulósicas, presenta varias limitaciones como: la alta relación C/N que crea una deficiencia de nitrógeno, el riesgo de producir inhibidores (por ejemplo, furfural e

hidroximetilfurfural), una biomasa menos digerible, una alta demanda de calor y un tiempo de digestión prolongado debido a sus bajas tasas de conversión de celulosa, hemicelulosa y lignina (David et al., 2018). Para la resolución de dicha problemática, es interesante la utilización de la co-digestión de materias ricas en carbono junto con desechos abundantes en nitrógeno para contrarrestar la inhibición de la comunidad de microorganismos que se establece en la monodigestión (Zhang et al., 2018).

La codigestión, ayuda a solucionar los problemas que se producen en la mono-digestión y, además, presenta otros beneficios adicionales. Algunas de las ventajas que ofrece la co-digestión frente a la mono-digestión se establecen a continuación (Divya et al., 2014; David et al., 2018; Zhang et al., 2018; Wannapokin et al., 2018):

- La mezcla de sustratos orgánicos para co-digestión da como resultado una relación C/N óptima (C/N de 20 a 30 %) para el proceso de digestión anaeróbica.
- Dilución de los compuestos tóxicos potenciales presentes en los co-sustratos involucrados.
- Ajuste del contenido en humedad.
- Ajuste del pH.
- Suministro de la capacidad tampón necesaria.
- Aumento del contenido del material biodegradable.
- Equilibrio de macro y micronutrientes.
- Ampliación de la gama de cepas bacterianas que participan en el proceso.
- Reducción de olores y patógenos mejorando la seguridad ambiental.
- Beneficios ecológicos, tecnológicos y económicos.

En el proceso de co-digestión existen ciertos factores importantes a la hora de elegir la mezcla correcta de desechos. La relación C/N debe de ser equilibrada ya que los microorganismos necesitan cantidades adecuadas de carbono y nitrógeno para el correcto crecimiento celular y para el desenvolvimiento de las diferentes reacciones metabólicas. Si esto no sucede, el proceso de digestión puede verse afectado en diferentes parámetros evaluables como la producción de biogás o la acumulación de amoníaco (David et al., 2018; Helenas Perin et al., 2020; Sun et al., 2020; Zou et al., 2018). Para la regulación de la relación C/N encontramos diferentes métodos como la adicción de clinoptilolita natural (Zhang et al., 2018) o mezclar diferentes desechos que se complementen. Ambos resultan métodos eficientes para el ajuste de este parámetro y para la mejora de la producción de biogás.

Cuando hablamos de la digestión propiamente dicha o de la co-digestión, el tamaño de partícula es un factor influyente y con efecto directo sobre la tasa de biodegradación y la estabilidad de la digestión anaeróbica. Un tamaño de partícula más pequeño se traduce en, una relación de área de superficie a volumen más grande, lo que contribuye a reacciones bioquímicas de superficie mejoradas (Zhang et al., 2018). Aunque esto se puede abordar mediante pre-tratamientos, la combinación adecuada de co-sustratos también puede solucionar este aspecto.

Además de la composición de los desechos y del tamaño, la duración apropiada de fermentación y el consumo de energía son factores importantes a tener en cuenta en la co-digestión.

## 5. DISCUSIÓN

### 5.1. Aspectos básicos de control del proceso y evaluación del rendimiento

Para el control y evaluación del rendimiento del proceso de digestión anaeróbica se utilizan diferentes parámetros coincidentes en muchos de los artículos de la bibliografía. Uno de los más importantes es el pH. Es importante conocer que, valores de pH ácidos no favorecen el proceso de metanogénesis. Si esto sucede se debe introducir alcalinidad mediante un sustrato o agente alcalinizante. Para que el inóculo se aclimate antes del arranque de los reactores anaeróbicos el pH debe rondar el valor de 7.

En general, un pH que oscile entre 6.6 y 7.5 está considerado un rango adecuado para la DA. Cuando el pH sea menor de 6.5 o mayor de 8.2, se inhibe la actividad de los metanógenos (Sun et al., 2020). Esto nos lleva a la estrecha relación que existe entre el valor del pH y la acumulación de los AGV, otro de los parámetros evaluables para el rendimiento del proceso de digestión.

Cuando aumenta la concentración de AGV, el pH se reduce produciendo un desequilibrio del pH. Este fenómeno conlleva ciertas dificultades para el proceso de DA. Los metanógenos utilizan principalmente AGV para producir metano. Sin embargo, si sobrepasamos el umbral de concentración máxima de AGV, por ejemplo de unos 5000 mg/L (Sun et al., 2020), se crea un ambiente tóxico para los metanógenos y se inhibe el proceso de metanogénesis.

Helenas Perin et al. (2020) observaron que en las monodigestiones de residuos con alto contenido en materia orgánica (como son los residuos de alimentos), al aumentar la velocidad de carga orgánica, la concentración de metano y producción descendían. Esto se atribuyó a la acumulación de AGV. Esta acumulación, puede ser debida a la lenta síntesis de biomasa y a la reducción de la actividad de los microorganismos metanogénicos y acetogénicos, por la caída del pH. Las arqueas metanogénicas, son las principales responsables del consumo de AGV, pero también, son sensibles a altas concentraciones de estos compuestos. Como consecuencia, se produce una rápida disminución en la tasa de producción de metano.

Tanto para solucionar el problema de la acumulación de AGV como para mejorar la estabilidad del pH, la co-digestión muestra beneficios importantes. Co-digiriendo residuos de alimentos junto con residuos de jardín se consiguen unas condiciones de pH de 6.63 y una alcalinidad de 1680mg/L  $CaCO_3$ , contribuyendo, así mismo, a un proceso satisfactorio para la DA (Helenas Perin et al., 2020).

Otro factor influyente en el rendimiento de la producción de metano son los sólidos volátiles (VS). Su análisis nos indica el contenido de materia orgánica presente en una muestra (Helenas Perin et al., 2020). En relación a los VS tenemos la DQOs (demanda química de oxígeno soluble). Un aumento de DQOs, nos indica una mayor cantidad de materia orgánica soluble que puede ser transformada con facilidad por las bacterias metanogénicas. De manera que un aumento de DQOs o una disminución de VS, en las etapas iniciales de hidrólisis y acidificación, o en la primera fase de un sistema multifase,

es indicativo de que el proceso de co-digestión anaeróbica transcurre favorablemente y también, es indicativo de un aumento en la generación de biogás (Barua et al., 2018).

El nitrógeno amoniacal total es otro factor imperante dentro del proceso de digestión. Tiene un papel fundamental en relación a la estabilidad y el rendimiento de la DA de sustancias ricas en nitrógeno (como lodos de depuradora y residuos ganaderos o cárnicos). Una concentración que supere la concentración crítica considerada de 3000 mg/L (Zou et al., 2018), podría inhibir el proceso.

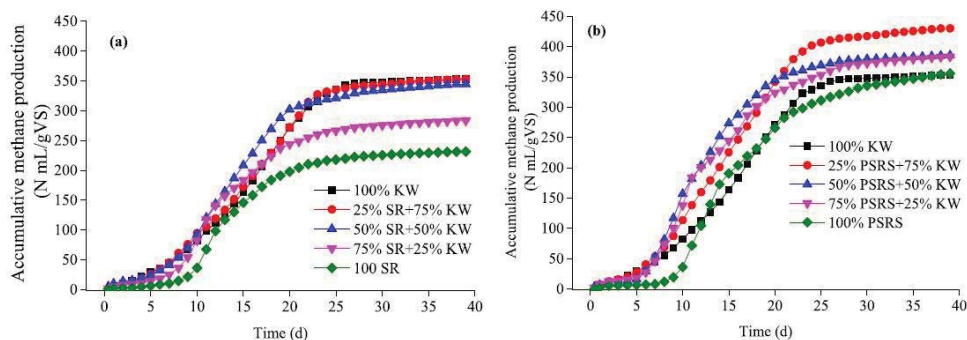
Tanto en mono como en co-digestiones, los residuos con elevado contenido en lignina suponen un obstáculo para la digestión anaeróbica. Para paliar esta problemática se aplican métodos de pre-tratamiento para mejorar la producción de biogás a partir de materiales lignocelulósicos.

## 5.2. Ejemplos de co-digestión de residuos lignocelulósicos

Sun et al. (2020) investigaron el efecto del pretratamiento en la producción y rendimiento de metano más la estabilidad durante la codigestión de caña de azúcar (SR) con residuos de cocina (KW). Los KW son fácilmente biodegradables mientras que SR, al contener lignocelulosa, es un residuo recalcitrante. En su estudio utilizaron, el pretratamiento alcalino ( $Ca(OH)_2$  + microondas) para tratar de mejorar la biodegradabilidad de SR. Con la caña de azúcar pretratada (PSRS) se hace un estudio de co-digestión junto con KW y SR en diferentes proporciones de mezcla. Las co-digestiones de 25%SR + 75% KW y 100% SR mostraron los peores resultados en cuanto a degradación siendo 100%SR la que obtuvo la producción más baja de metano. Por lo contrario, la mezcla que mostró la mayor producción de metano en los primeros días (46.0 mL/gVS) fue la co-digestión con 75% PSRS + 25% KW. De manera que, la producción máxima diaria de metano de la mezcla 75% PSRS + 25% KW aumentó en más del 31% en comparación con la mezcla 75%SR + 25% KW. Se observa una mejora considerable en la producción de las mezclas cuando se utiliza caña de azúcar pre-tratada.

Sin embargo, la efectividad de la aplicación del pretratamiento alcalino se ve claramente al observar los datos en las monodigestiones. Si observamos la Figura 4, la monodigestión de la caña de azúcar pretratada (Figura 4b) aumenta la producción de metano en un 53.8% en comparación con la monodigestión de caña de azúcar sin tratar (Figura 4a) (Sun et al., 2020).





**Figura 4. Graficas de tendencia de la producción acumulada de metano durante el tiempo de digestión.** (Sun et al., 2020): a) co-digestión de KW+SR, b) co-digestión de KW+PSRS.

En la Figura 4b se pueden ver que las producciones de metano en las mono-digestiones de PSRS y KW fueron menores que las co-digestiones de PSRS y KW en diferentes relaciones de VS. La relación 25% PSRS + 75% KW fue la que ofreció la producción de metano más alta, 430.4 N ml  $CH_4$ /g VS (Sun et al., 2020) seguida de 50% PSRS + 50% KW lo que corrobora nuevamente que la co-digestión mejora la biodescomposición del proceso y la capacidad amortiguadora aumentando así mismo, el rendimiento de la metanogénesis.

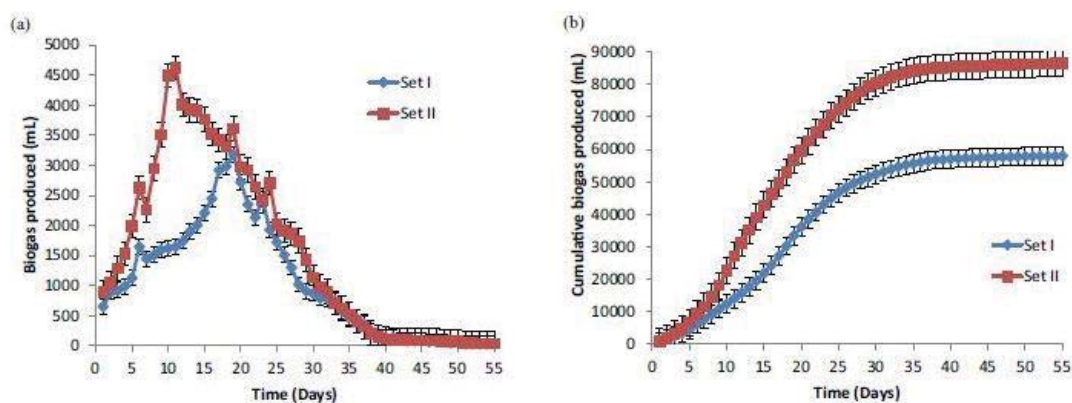
Se llegó a la conclusión de que, la mono-digestión de SR tuvo menor producción de metano que la co-digestión de PSRS y los KW. A pesar de presentar una degradación de VS alta, la producción máxima diaria de 100% SR fue, relativamente baja, 22.9 mL/gVS (Sun et al., 2020). Probablemente, se produjo inhibición y falla parcial de la etapa inicial de la digestión anaerobia, la hidrólisis. La co-digestión junto al pre-tratamiento mejoró el proceso de biodescomposición.

La estrategia de co-digestión no solo ajusta la relación C/N sino que también proporciona nutrientes más equilibrados para el sistema, por lo que mejora las capacidades de amortiguación y reduce el riesgo de ácidos.

El resultado del estudio determinó que la producción de metano a partir de caña de azúcar tratada era superior a la caña de azúcar sin tratar no solo en condiciones metanogénicas del sustrato único sino también en condiciones de co-digestión.

Thanarasu et al. (2019) usan *Prosopis Juliflora* (PJ) como fuente de biomasa lignocelulósica y es el sustrato clave de su estudio. PJ es un árbol no deseado debido a que consume demasiada agua subterránea y no es bueno para los pájaros anidados en él. Está considerado como una amenaza ecológica. Este árbol está compuesto por un 60-65% de celulosa, 15-20% de hemicelulosa y un 20-25% de lignina. Para eliminar la mayor cantidad de lignina de PJ y aumentar el rendimiento de biogás en el proceso de degradación y facilitar el proceso de hidrólisis, es necesario realizar un pre-tratamiento. El estudio dedujo que la producción de metano a partir de PJ pre-tratados con alcalis es mayor (co-digiriendo PJ con lodo de depuradora en las proporciones 60:40 y 40:60 se obtienen unos rendimientos de biometano de 45 y 32 ml/gVS, respectivamente) a la de otras plantas pretratadas con álcali como la madera de abedul (25ml/gVS) y la madera de pino (14ml/gVS).

Dentro de la bibliografía estudiada en este trabajo varios de los estudios de co-digestión consideran que, en sustratos lignocelulósicos con mucho contenido en lignina, es importante una etapa de pretratamiento del residuo para mejorar su biodegradación y posterior rendimiento en la producción. Así mismo, Barua et al. (2018) estudian el efecto de la co-digestión anaeróbica de jacinto de agua (21.4% en lignina (Tejada-Tovar et al., 2018)) y desperdicios de comida cocida, ejecutando dos conjuntos de experimentos realizados simultáneamente y con varias proporciones de mezcla. En uno se utilizó el jacinto de agua sin tratar y en el otro el jacinto de agua se pretrató térmicamente. Los desperdicios de alimentos no se trataron previamente por su facilidad para biodegradarse. El pretratamiento con calor elimina la lignina presente en el jacinto de agua liberando una amplia cantidad de materia orgánica soluble, fácil de adquirir por los microorganismos. Esto provoca que la biodegradación se desenvuelva con mayor facilidad y aumenta de esta manera la generación de biogás.



**Figura 5. a) gráfica de producción diaria de biogás y b) gráfica de producción acumulada de biogás del set I (sin pre-tratamiento) y del set II (con pre-tratamiento) en un digestor discontinuo anaeróbico de 20 L. (Barua et al., 2018).**

Los resultados del estudio de Barua et al. (2018), evidenciaron de nuevo la eficacia del pre-tratamiento en residuos lignocelulósicos. La co-digestión con jacinto pre-tratado obtuvo mayor producción acumulada de biogás frente a la co-digestión sin pre-tratamiento, tal y como se muestra en la Figura 5.

Según varios estudios, la mejora del comportamiento del digestor se consigue mediante, la aplicación de pre-tratamiento a residuos lignocelulósicos y posterior co-digestión con residuos de naturaleza no lignocelulósica, aplicando una mezcla adecuada de cada tipo de residuo. La mejora se produce por, el aumento notable en la cantidad de compuestos orgánicos solubles disponibles, el equilibrio que se establece entre macro y micronutrientes, la protección de inhibiciones tóxicas, la mayor biodegradación y el aumento en la producción de biogás.

### 5.3. Temperatura de digestión



La mayoría de los estudios consultados se han realizado en condiciones mesofílicas,  $T=25-45^{\circ}\text{C}$  (David et al., 2018), requiriendo mayores tiempos de retención hidráulica y menores tasas de carga orgánica. La intrincada composición de los materiales lignocelulósicos, dificulta su biodegradabilidad y, por tanto, limita su uso como co-sustrato para la digestión anaeróbica. El carácter recalcitrante de los residuos lignocelulósicos obliga a incluir, en muchos casos, una etapa de pre-tratamiento (físico, químico o biológico) para obtener una eficiente bioconversión en biocombustibles. El uso de digestores termofílicos ( $T>45^{\circ}\text{C}$ ) puede eliminar el paso del pre-tratamiento, a menudo, costoso y peligroso, en muchos casos.

Los digestores termofílicos utilizan como inóculo consorcios metanogénicos microbianos termofílicos. La digestión anaeróbica termofílica permite una mejor degradación de los residuos lignocelulósicos al aumentar la tasa de hidrólisis microbiana, que se considera el paso más lento y limitante del proceso. Esto reduce los riesgos potenciales para la salud de los operadores de la planta de biogás (en el caso de residuos con riesgo de contaminación por microorganismos patógenos) y garantiza la eliminación segura del digestato una vez finalizado el proceso.

Cuando David et al. (2018) realizaron la digestión anaeróbica termofílica de sustratos de desechos individuales comprobaron que el aumento de la carga orgánica resulta en una disminución significativa en la producción de metano, lo que indica inhibición en la metanogénesis. Esto se debe al rápido aumento de la concentración de AGV en el medio de digestión, con el aumento de la carga orgánica, lo que provoca una caída brusca del pH ( $<5.3$ ) y la consiguiente acidificación del sistema anaeróbico. También observaron, que una relación C/N baja, causa acumulación de amoníaco, degradación reducida del sustrato e incluso puede llegar a una inhibición de la metanogénesis.

Con el pre-tratamiento de residuos lignocelulósicos, aumenta la cantidad de azúcares disponibles para la DA, pero aumenta el costo del bioprocesamiento. Sin embargo, el uso de temperaturas termofílicas puede aumentar el costo del proceso en general, pero brinda la ventaja de digerir una mayor carga orgánica de desechos con TRH reducidos. Además, el biogás obtenido puede ser redirigido con fines de calefacción para mantener el reactor en el rango termofílico de temperatura.

#### **5.4. Co-digestión y diversidad microbiana**

Finalmente, el estudio de los microorganismos responsables del proceso de DA es un punto importante a tener en cuenta. Fitamo et al. (2017) estudiaron la relación que existe entre la abundancia relativa de microorganismos y los diferentes parámetros del proceso de digestión, considerando el efecto de las variaciones en las composiciones de la materia prima utilizada y el tiempo de retención hidráulica. Durante el estudio observaron cambios en la diversidad microbiana y cambios en la riqueza de la comunidad de microorganismos al variar la composición de la materia prima de mono-digestión de lodos mixtos a co-digestión de desperdicios de comida, recortes de césped y desechos de jardín con lodos mixtos con diferentes tiempos de retención hidráulica.

Dentro del proceso de digestión pueden producirse perturbaciones que modifiquen su estabilidad. Las más comunes son las ya mencionadas anteriormente como, la acumulación de AGV y amoníaco que provocan inhibición de la actividad microbiana. La temperatura también puede influir en la diversidad de las interacciones microbianas que a su vez afectan al desempeño general de la digestión anaerobia. Debido a esto, comprender la estructura de la comunidad microbiana y las vías en la digestión anaerobia nos ayuda a garantizar el funcionamiento regular y el correcto desempeño del proceso.

El estudio microbiano puede ayudar a mejorar el rendimiento del proceso de producción de metano mediante el control de microorganismos en la DA, si controlamos en todo momento los microorganismos pertinentes, o las condiciones que favorezcan los mejores consorcios. Por medio del uso de la bioaumentación de los microorganismos respectivos podemos lograr una rápida adaptación microbiana y también una producción óptima de rendimiento y productividad de metano. Solo unos pocos estudios han investigado las correlaciones entre la composición microbiana y los parámetros del proceso hasta la fecha (Fitamo et al., 2017). Sin embargo, dentro de la digestión anaerobia los microorganismos desempeñan un papel fundamental.

## 6. CONCLUSIONES

De forma general, a lo largo del estudio bibliográfico aparecen varios puntos en común entre los diferentes estudios consultados. Hay un consenso en relación a la eficacia de la co-digestión frente a la mono-digestión de residuos, por las diferentes ventajas que presenta. La co-digestión de múltiples sustratos proporciona beneficios importantes, incluyendo un suministro más equilibrado de nutrientes, proporciona un efecto de dilución de los compuestos tóxicos e inhibidores y produce un aumento general de la producción de biogás.

En muchos de los estudios consultados en los que se utiliza algún tipo de co-sustrato con gran cantidad de lignina, coinciden en que el pre-tratamiento de este residuo es un paso importante antes de aplicar el proceso de digestión o co-digestión anaeróbica, ya que el pre-tratamiento mejora los resultados finales y presenta otras ventajas comentadas en el presente trabajo. Aunque difiere del objetivo de estudio de este TFG, los pretratamientos están estrechamente relacionados con la co-digestión y la facilidad en la biodegradación de los residuos lignocelulósicos. Por ese motivo, han tenido cierta presencia en este estudio.

Por otro lado, parece interesante resaltar la opción de utilizar reactores termofílicos ya que su utilización conlleva algunas de las ventajas del pre-tratamiento sin las complicaciones que puede suponer esta etapa en el proceso, dependiendo del tipo de pre-tratamiento aplicado.

En la búsqueda bibliográfica no se encontró información sobre co-digestiones que utilizaran concretamente MDF. Sin embargo, sí se encontraron estudios de co-digestión con residuos forestales, como biomasa de diferentes árboles, hojas, restos de jardín, papel... que en su defecto pueden servir para tener una visión periférica de lo que la co-digestión podría mejorar el procesamiento de este tipo de materiales y las opciones que existen o aún están en estudio para obtener buenos resultados y aprovechar al máximo el potencial de los residuos lignocelulósicos para la generación del biogás. Además, estos conocimientos también pueden servir para posteriores estudios de co-digestión.

## 7. COMENTARIO PERSONAL

En cuanto a mi opinión personal, la conversión de residuos en biogás es de mucha importancia en vistas al futuro de la energía.

Cada vez más, necesitamos nuevas formas de energía renovable y el aprovechamiento de residuos para generar biogás es una buena opción, no solo para la búsqueda de energías más amigables con el medioambiente, sino que además, es una manera de recircular los residuos que generamos y darles una nueva vida. Así mismo, fomentamos lo que se conoce como química verde y ayudamos a la gestión de los residuos que muchas veces se puede ver colapsada.

Existe mucha información y estudios sobre la conversión de residuos en bioenergías de todo tipo. A pesar de ello, aún queda mucho por hacer.

## 8. BIBLIOGRAFÍA.

- Aghbashlo, M., Tabatabaei, M., Soltanian, S., Ghanavati, H., & Dadak, A. (2019). Comprehensive exergoeconomic analysis of a municipal solid waste digestion plant equipped with a biogas genset. *Waste Management*, 87, 485–498.
- Ali, M. M., Ndongo, M., Bilal, B., Yetilmezsoy, K., Youm, I., & Bahramian, M. (2020). Mapping of biogas production potential from livestock manures and slaughterhouse waste: A case study for African countries. *Journal of Cleaner Production*, 256, 120499.
- Arias, O., Ligeró, P., & Soto, M. (2020). Methane production potential and anaerobic treatability of wastewater and sludge from medium density fibreboard manufacturing. *Journal of Cleaner Production*, 277, 123283.
- Ayala-Mendivil, N., & Sandoval, G. (2018). Anatomía de la madera de tres especies de Mimosa (Leguminosae-Mimosoideae) distribuidas en México. *Artículos Científicos*, 24.
- Balcik-Canbolat, C., Sakar, H., Karagunduz, A., & Keskinler, B. (2016). Advanced treatment of biologically treated medium density fiberboard (MDF) wastewater with Fenton and Fenton enhanced hydrodynamic cavitation process.
- Barua, V. B., Rathore, V., & Kalamdhad, A. S. (2018). Comparative evaluation of anaerobic co-digestion of water hyacinth and cooked food waste with and without pretreatment. *Bioresource Technology Reports*, 4, 202–208.
- Bornhardt, C., Diez, M. C., Vidal, G., & Vergara, E. (1999). Gestion de efluentes de alta carga organica: Situacion en la industria de tableros prensados. *Ingenieria Quimica*, 31(353), 133–138.
- Chatterjee, B. & Mazumder, D. (2019). Role of stage-separation in the ubiquitous development of Anaerobic Digestion of Organic Fraction of Municipal Solid Waste: A critical review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 104, 439-469.
- Constanza Corrales, L. (2015). Anaerobic bacteria: processes they perform and their contribution to life sustainability on the planet. Retrieved November 13, 2020, from [http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1794-24702015000200007](http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1794-24702015000200007)
- David, A., Govil, T., Tripathi, A., McGeary, J., Farrar, K., & Sani, R. (2018). Thermophilic Anaerobic Digestion: Enhanced and Sustainable Methane Production from Co-Digestion of Food and Lignocellulosic Wastes. *Energies*, 11(8), 2058.
- Divya, D., Gopinath, L. R., & Christy, P. M. (2014). A review on current aspects and diverse prospects for enhancing biogas production in sustainable means.

- Esteves, E. M. M., Herrera, A. M. N., Esteves, V. P. P., & Morgado, C. do R. V. (2019, May 10). Life cycle assessment of manure biogas production: A review. *Journal of Cleaner Production*, 219, 411–423
- Ferreira, S. F., Buller, L. S., Berni, M. D., Bajay, S. V., & Forster-Carneiro, T. (2019). An integrated approach to explore uasb reactors for energy recycling in pulp and paper industry: A case study in brazil. *Journal of Survey in Fisheries Sciences*, 6(3), 1039–1045.
- Ferrer, C. (2010). ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar. 43(1), 9–20. Retrieved from <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=223120681002>
- Fitamo, T., Treu, L., Boldrin, A., Sartori, C., Angelidaki, I., & Scheutz, C. (2017). Microbial population dynamics in urban organic waste anaerobic co-digestion with mixed sludge during a change in feedstock composition and different hydraulic retention times.
- González Pérez, J. J., & Coira, M. L. (2019). Biogás y biometano como vectores energéticos. *Escola Politécnica Superior*. Retrieved from <https://ruc.udc.es/dspace/handle/2183/24177>
- Helenas Perin, J. K., Biesdorf Borth, P. L., Torrecilhas, A. R., Santana da Cunha, L., Kuroda, E. K., & Fernandes, F. (2020). Optimization of methane production parameters during anaerobic co-digestion of food waste and garden waste. *Journal of Cleaner Production*, 272, 123130.
- Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE). (2007). *Biomasa: digestores anaerobios*. Retrieved January 11, 2021, from <https://www.idae.es/publicaciones/biomasa-digestores-anaerobios>
- Kamusoko, R., Jingura, R. M., Parawira, W., & Sanyika, W. T. (2019). Comparison of pretreatment methods that enhance biomethane production from crop residues-a systematic review. *Biofuel Research Journal*, 6(4), 1080–1089.
- Kant Bhatia, S., Joo, H.-S., & Yang, Y.-H. (2018). Biowaste-to-bioenergy using biological methods-A mini-review.
- Méndez, Roger Iván; Pietrogiovanna, J. A. (2010). Determinación de la dosis óptima de reactivo Fenton en un tratamiento de lixiviados por Fenton-adsorción. Retrieved September 4, 2020, from [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0188-49992010000300004](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992010000300004)
- Meyer, T., & Edwards, E. A. (2014, November 15). Anaerobic digestion of pulp and paper mill wastewater and sludge. *Water Research*, 65, 321–349.
- Lema, J.M., Méndez, R. & Soto, M. (1992). Bases Cinéticas y Microbiológicas en el Diseño de Digestores Anaerobios. *Ingeniería Química*, (54), 191-200.
- Lin, J.C., Liu, Y.S. & Wang, W.K. (2020). A full-scale study of high-rate anaerobic bioreactors for whiskey distillery wastewater treatment with size fractionation and metagenomic analysis of granular sludge. *Bioresource Technology*.

- Li, R., Tan, W., Zhao, X., Dang, Q., Song, Q., Xi, B., & Zhang, X. (2019). Evaluation on the Methane Production Potential of Wood Waste Pretreated with NaOH and Co-Digested with Pig Manure. *Catalysts*, 9(539).
- Pastor-Poquet, V., Papirio, S., Trably, E., Rintala, J., Escudié, R., & Esposito, G. (2019). Semi-continuous mono-digestion of OFMSW and Co-digestion of OFMSW with beech sawdust: Assessment of the maximum operational total solid content. *Journal of Environmental Management*, 231, 1293–1302.
- Piekarski, C. M., de Francisco, A. C., da Luz, L. M., Kovaleski, J. L., & Silva, D. A. L. (2017). Life cycle assessment of medium-density fiberboard (MDF) manufacturing process in Brazil. *Science of the Total Environment*, 575, 103–111.
- Real Olvera, J. del, & Lopez-Lopez, A. (2012). Biogas Production from Anaerobic Treatment of Agro-Industrial Wastewater. In *Biogas*.
- Reyes Aguilera, E. A. (2017). Generación de biogás mediante el proceso de digestión anaerobia, a partir del aprovechamiento de sustratos orgánicos. *Revista Científica de FAREM-Estelí*, 24, 60–81.
- Reyes Aguilera, E. A. (2016). Producción de biogas a partir de Biomasa. *Revista Científica de FAREM-Estelí*, 17, 11–22
- Soto, M., Field, J. A., Lettinga, G., Méndez, R., & Lema, J. M. (2007). Anaerobic biodegradability and toxicity of eucalyptus fiber board manufacturing wastewater. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 52(2), 163–176.
- Soto, M., Méndez, R. & Lema, J.M. (1992). Determinación de Toxicidad y Biodegradabilidad Aerobia de Aguas Residuales. *Tecnología del Agua*, 92, 70-81.
- Soto, M., Méndez, R. & Lema, J.M. (1993). Operación y Control de Digestores Anaerobios (I). *Ingeniería Química*, (294), 467-474.
- Soto, M., Méndez, R. & Lema, J.M. (1993). Operación y Control de Digestores Anaerobios (y II). *Ingeniería Química*, (294), 131-136.
- Soto, M., Méndez, R. & Lema, J.M. (1993). Methanogenic and Non-Methanogenic Activity Tests. Theoretical Basis and Experimental Set Up. *Ingeniería Química*, (294), 131-136.
- Soto, M., Vázquez, M.A., de Vega A, Vilariño, J.M., Fernández, G. & de Vicente M.E.S. (2015) Methane potential and anaerobic treatment feasibility of *Sargassum muticum*. *Bioresource Technology*, (189), 53-61.
- Sun, C., Xie, Y., Yu, Q., Wang, Y., Wang, X., Miao, C., ... Zhao, Y. (2020). Enhancement on methane production and anaerobic digestion stability via co-digestion of microwave-Ca(OH) 2 pretreated sugarcane rind slurry and kitchen waste.
- Tabatabaei, M., Aghbashlo, M., Valijanian, E., Kazemi Shariat Panahi, H., Nizami, A. S., Ghanavati, H., ... Karimi, K. (2020, February 1). A comprehensive review on recent biological innovations to improve biogas production, Part 1: Upstream strategies. *Renewable Energy*, 146, 1204–1220.

- Thanarasu, A., Periyasamy, K., Stanley, J. T., Devaraj, K., Periyaraman, P., Dhanasekaran, A., & Subramanian, S. (2019). Anaerobic Codigestion of Alkali-Pretreated Prosopis juliflora Biomass with Sewage Sludge for Biomethane Production.
- Tejada-Tovar, C., Astudillo, I., Villabona, A., & Espinosa, M. (2018). Aprovechamiento del Jacinto de Agua (*Eichhornia crassipes*) para la síntesis de carboximetilcelulosa. Retrieved June 11, 2021, from Revista Cubana de Química website: [http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S2224-54212018000200003](http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2224-54212018000200003)
- Totzke, D. (2019). Anaerobic Treatment Technology Overview. Applied Technologies, Inc., 16815 West Wisconsin Avenue, Brookfield, WI.
- Wannapokin, A., Ramaraj, R., Whangchai, K., & Unpaprom, Y. (2018). Potential improvement of biogas production from fallen teak leaves with co-digestion of microalgae. *3 Biotech*, 8(2), 123
- Xu, F., Li, Y., Ge, X., Yang, L., & Li, Y. (2018, January 1). Anaerobic digestion of food waste – Challenges and opportunities. *Bioresource Technology*, 247, 1047–1058.
- Zhang, L., Loh, K.-C., & Zhang, J. (2018). Enhanced biogas production from anaerobic digestion of solid organic wastes: Current status and prospects.
- Zou, H., Chen, Y., Shi, J., Zhao, T., Yu, Q., Yu, S., ... Ai, H. (2018). Mesophilic anaerobic co-digestion of residual sludge with different lignocellulosic wastes in the batch digester.