



AGUAS RESIDUALES COMO FUENTE DE RECURSOS

WASTEWATER AS A RESOURCE

MÁSTER UNIVERSITARIO EN HIDROLOGÍA Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

Presentado por:

D^a LIDIA LAHUERTA LORENTE

Dirigido por:

Dr. D. PEDRO LETÓN GARCÍA

Alcalá de Henares, a 7 de Junio de 2020

Índice

Resumen/Abstract.....	6
Introducción.....	7
Material y Método / Metodología.....	17
Resultados y Discusión.....	19
1. Energía.....	20
1.1. Biogas de tratamiento de fangos.....	20
1.2. Biogas de tratamiento del agua.....	25
1.3. Bioelectroquímica.....	27
1.4. Calor.....	30
2. Fertilizantes.....	32
2.1. Compost.....	32
2.2. Estruvita	33
3. Otros productos.....	37
3.1. Bioplásticos.....	38
3.2. Biorefinería de algas.....	41
Conclusiones.....	46
Bibliografía.....	47

Índice de figuras

Figura 1: Tratamiento de aguas residuales en una EDAR.....	8
Figura 2: Distintas líneas de trabajo en una EDAR convencional. (a) Línea de agua, (b) línea de fangos y (c) línea de biogas. (Gherghel et al, 2019).....	9
Figura 3: Hipotético sistema de uso de los recursos obtenidos de una EDAR. (McCarty et al, 2011).....	14
Figura 4: Posibles rutas de recuperación de energía y recursos a partir de los fangos de las aguas residuales (Gherghel et al, 2019).....	18
Figura 5: Producción de biogas en Europa. (Waclawek et al, 2019).....	22
Figura 6: Diagrama de las fases de la digestión anaerobia de los fangos. (Waclawek et al, 2019).....	23
Figura 7: Recirculación del biogas procedente de la línea de fangos (Gandiglio et al, 2019).....	26
Figura 8: Comparación entre los tratamientos de fangos en EDAR tradicionales frente a la usada por Yuan et al (2019). (Yuan et al, 2019).....	27
Figura 9: Método de actuación de una MFC (Rittmann et al, 2008).....	28
Figura 10: Metodo de actuación de una bomba de calor. (Ali et al, 2018).....	31
Figura 11: Cristales de estruvita. (Sciarria et al, 2019).....	34
Figura 12: Rutas metabólicas de producción de bioplásticos (Arias et al, 2019)....	39
Figura 13: Ruta anabólica basada en el proceso EBPR (Liu et al, 2019a).....	40
Figura 14: Ruta anabólica basada en el proceso Feast-Famine (Liu et al, 2019a).	41
Figura 15: Porcentajes de uso energético en EDAR con distintos tratamientos de producción de biodiesel. (Roostaei et al, 2017).....	44

Índice de tablas

Tabla 1: Energía obtenida a partir de las aguas residuales. (McCarty et al, 2011).

.....13

Tabla de abreviaturas

CH₄: Metano.

CO₂: Dióxido de carbono.

DQO: Demanda química de oxígeno.

EBPR: Enhanced Biological Phosphorus Removal.

EDAR: Estación depuradora de aguas residuales.

H⁺: Protón.

MET: Microbial electrochemical technologies.

MEC: Microbial fuel cell.

Mg²⁺: Ion magnesio.

MgCl₂: Cloruro de magnesio.

MgO: Óxido de magnesio.

Mg(OH)₂: Hidróxido de magnesio.

NH₄⁺: Ion amonio.

O₂: Oxígeno.

PHA: Polihidroxialcanoatos.

PO₄³⁻: Ion fosfato.

Resumen/Abstract

Actualmente, con el aumento de la población mundial y sus necesidades, se ven las aguas residuales no solo como una fuente de agua limpia, sino como una fuente de otros recursos como energía, nutrientes y otros productos. De este modo, las estaciones de depuración de aguas residuales (EDAR) ya no se constituyen únicamente como una serie de tratamientos para devolver las aguas lo más limpias posible a un cauce natural, sino que también se contemplan como una fuente de recursos. Desde el punto de vista energético se obtienen varios tipos de energía, siendo el biogas, principalmente metano, la obtención mayoritaria; le siguen la energía bioelectroquímica y calor. Los nutrientes se pueden obtener de dos formas, como compost y, como compuestos específicos (principalmente estruvita). Otros productos que podemos obtener de las aguas residuales son bioplásticos y biodiesel. Analizando la bibliografía existente, vemos que estos recursos cada vez están más presentes, tanto a nivel energético como de nutrientes y, que llegarán a ser un factor clave para la humanidad.

Introducción

Desde la antigüedad, las aguas residuales han sido un problema para la sociedad. Desde que se instauraron tratamientos para depurarlas en el siglo XIX, su objetivo fue devolver las aguas residuales a los ríos con una calidad medianamente aceptable para ello, y ya en la actualidad para cumplir los requisitos a lo que nos obliga la legislación. Con el paso de los años y los avances científicos se ha visto el enorme potencial que contienen las aguas residuales, importando no solo la calidad del efluente, sino todos los productos que podemos obtener a partir de estas.

Las estaciones de depuración de agua residual (EDAR) desde que se crearon han servido para eliminar la materia orgánica y los nutrientes contenidos en las aguas residuales, para que antes de verterlas de nuevo a los ríos, tengan una calidad aceptable (Fernández-Arévalo *et al*, 2017; Maaz *et al*, 2019). Los tratamientos de las aguas residuales aplicados en las EDAR (Figura 1) poco han variado desde su creación hace más de un siglo (Maaz *et al*, 2019). Aun así, aunque estos tratamientos han sido útiles para reducir la contaminación de las aguas residuales antes de verterlas de nuevo a los ríos, requieren grandes cantidades de energía y espacio para funcionar, produciendo además una gran cantidad de fangos (Maaz *et al*, 2019).

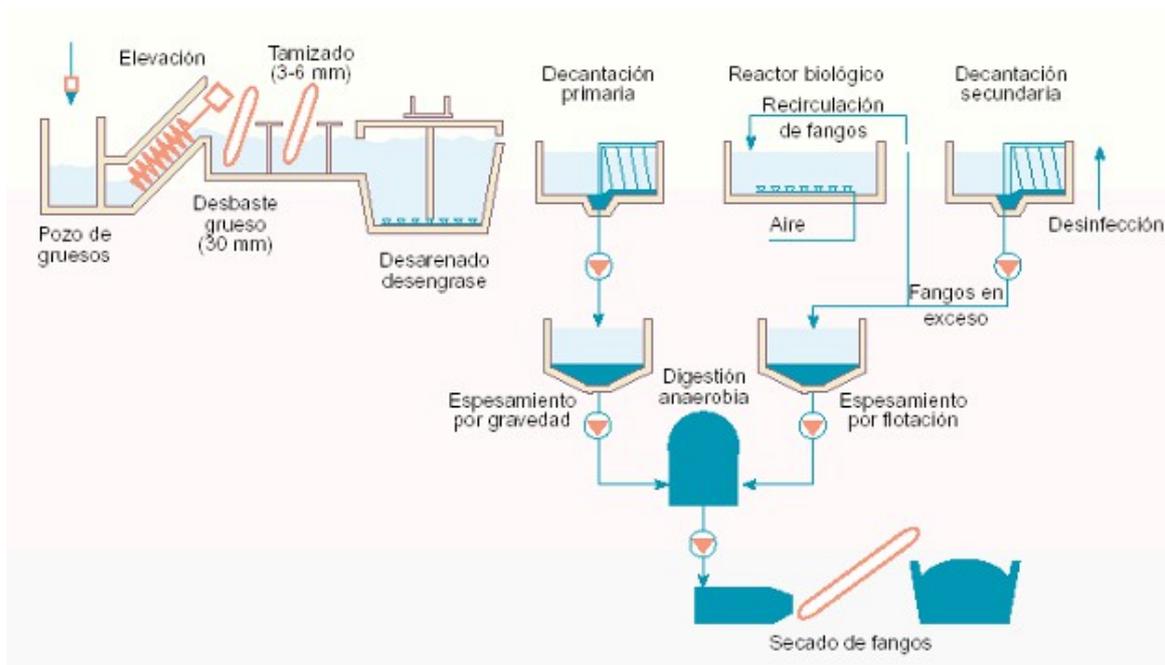


Figura 1: Tratamiento de aguas residuales en una EDAR.

El depurado convencional de las aguas residuales en una EDAR se divide en dos grandes secciones, la línea del agua y, la línea de fangos (Gandiglio *et al*, 2019; Gherghel *et al*, 2019). Además de estas dos líneas, como se observa en la Figura 2, en la mayoría de las EDAR grandes surge una tercera sección, la línea del biogas, dando a entender la importancia de la energía contenida en el mismo, dándole tratamientos específicos para maximizar la obtención de energía (Gherghel *et al*, 2019).

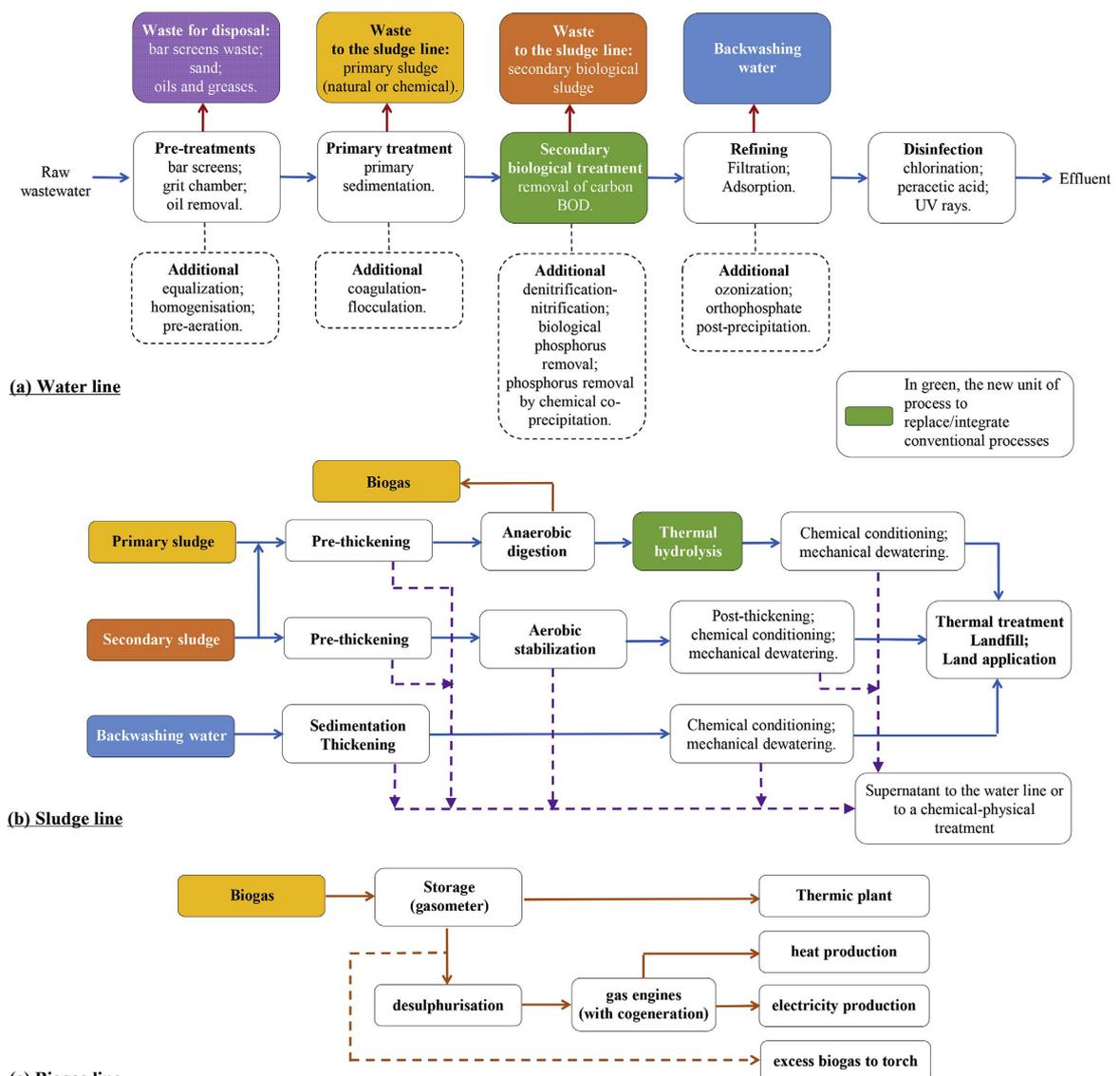


Figura 2: Distintas líneas de trabajo en una EDAR convencional. (a) Línea de agua, (b) línea de fangos y (c) línea de biogas. (Gherghel et al, 2019)

El tratamiento en la línea de agua se divide a su vez en tratamiento primario y secundario, estos procesos pueden ser tanto bióticos (tratamientos secundarios) como abióticos (tratamientos primarios) (Gherghel et al, 2019). Previo a estos, las aguas residuales han de pasar por un conjunto de pretratamientos en los que se adecuan, separando los sólidos y otros compuestos, para su tratamiento (Gherghel et al, 2019).

Los tratamientos físicos utilizados en las EDAR son aplicados en su mayoría en los pretratamientos y en los tratamientos primarios.

El tratamiento biológico de aguas residuales en las EDAR, utilizando microorganismos, se lleva a cabo tanto en el tratamiento de las aguas residuales propiamente dichas, como en el tratamiento de los fangos (Liu et al, 2019b). Una ventaja que presentan los tratamientos biológicos frente a los químicos en el tratamiento de aguas residuales es su menor gasto energético, además de ser menos perjudiciales para el ambiente (Liu et al, 2019b). La concentración de amonio libre es perjudicial en grandes concentraciones para la mayoría de microorganismos implicados en el tratamiento biológico, por lo que sus niveles tienen que ser controlados (Liu et al, 2019b).

Los tratamientos biológicos de las aguas residuales se dividen en fases aerobias y anaerobias para la oxidación de materia orgánica y desnitrificación respectivamente. De estas, la aireación para los tratamientos aerobios son de los procesos más costosos de la EDAR (Koch et al, 2019).

Tratamiento anaerobio de aguas residuales, en el que participan mayoritariamente microorganismos, incluye varios procesos (Liu et al, 2019b; Maaz et al, 2019; Waclawek et al, 2019). Comienza con una hidrólisis, durante la cual los microorganismos presentes en las aguas residuales segregan enzimas específicas para romper enlaces concretos de materia orgánica compleja. El ratio de hidrólisis depende de la temperatura, el pH, la concentración de hidrolizados y el tamaño de las partículas de materia orgánica (Liu et al, 2019b; Maaz et al, 2019; Waclawek et al, 2019). El siguiente paso es una acidogénesis, en la que azúcares, aminoácidos y ácidos grasos son transformados en ácidos grasos de cadena corta volátiles (Liu et al, 2019b; Maaz et al, 2019; Waclawek et al, 2019). Las condiciones ambientales y el tipo de bacterias utilizadas pueden influir en el

tipo de ácidos grasos volátiles resultantes (Maaz *et al*, 2019). En algunos casos, la hidrólisis y la acidogénesis pueden ser llevadas a cabo por los mismos microorganismos anaerobios (Maaz *et al*, 2019). La acetogénesis sería el siguiente paso en el tratamiento anaerobio de las aguas residuales. El último proceso es la metanogénesis, en la que se produce el metano (CH₄) (Liu *et al*, 2019b; Maaz *et al*, 2019; Waclawek *et al*, 2019). Este metano obtenido se dedica a calentar el digester en el que se tratan los fangos, recirculándose y reutilizándose en el propio sistema. Durante estos procesos, además de los productos obtenidos, también puede acumularse amonio (Liu *et al*, 2019b). Esta acumulación de amonio libre puede disminuir la eficacia del proceso, afectando sobre todo a la metanogénesis (Liu *et al*, 2019b).

El amonio libre es nocivo para los microorganismos porque puede romper sus membranas y matarlos, afectando a varios procesos dentro del tratamiento de aguas residuales (Liu *et al*, 2019b). Los procesos de desnitrificación, menos presentes en el tratamiento del efluente de aguas residuales, son importantes en el tratamiento de los fangos, disminuyendo las necesidades de oxígeno disuelto y carbono y, participando en la recuperación de la energía en forma de metano (Liu *et al*, 2019b).

Los fangos son el conjunto de materiales depositados en los fondos de los tanques de depuración de las aguas residuales, compuestos principalmente por materia orgánica y microorganismos. Aunque se denominen fangos son prácticamente líquidos, por lo que deben espesarse para ser manipulados de una manera más sencilla. En las primeras fases de su tratamiento, los fangos pasan por un espesamiento para reducir su cantidad de líquido. Este espesamiento se lleva a cabo por dos métodos: gravedad (fangos primarios) y flotación (fangos secundarios). Tras su extracción pasan a digerirse; el agua extraída se recircula a cabecera. Los fangos primarios y secundarios, procedentes de los tratamientos primarios y secundarios de las aguas residuales, se mezclan antes de ser

tratados por digestión anaerobia.

La digestión anaerobia de fangos es un proceso lento, con un largo tiempo de residencia y, que se lleva a cabo a una temperatura aproximada de 35°C. Parte del metano producido durante este proceso se utiliza para calentar el agua en el que se produce la digestión anaerobia, ahorrando energía. Este proceso consta de dos etapas. A pesar de los distintos tratamientos a los que es sometido, el fango sigue teniendo un aspecto líquido, por lo que finalmente debe someterse a un proceso de desecación, que le aporta más consistencia.

Estos fangos tienen una gran cantidad de materia orgánica que puede ser utilizada como fertilizante tras su tratamiento, pudiendo ser reciclada según lo sugerido por la normativa comunitaria europea (Kominko *et al*, 2018; Gherghel *et al*, 2019).

Elementos clave a la hora de hablar de aguas residuales son la salud pública, la disminución del agua potable y la protección ambiental (Drewnowski *et al*, 2018; Maaz *et al*, 2019). Las aguas residuales tratadas adecuadamente son una fuente de recursos como agua limpia, energía y nutrientes (Van der Hoek *et al*, 2016; Maaz *et al*, 2019).

El incremento de la población mundial y sus necesidades hídricas y energéticas hace que, desde hace varios años y debido a su composición (Tabla 1), se vea a las aguas residuales como una fuente renovable de agua y otros recursos (McCarty *et al*, 2011; Chiu *et al*, 2015; Van der Hoek *et al*, 2016; Harimawan *et al*, 2019; Maaz *et al*, 2019). En el conjunto de componentes que presentan las aguas residuales, destaca la materia orgánica, expresada como DQO, que indica la cantidad necesaria de oxígeno requerida para oxidar la materia orgánica a dióxido de carbono y agua (McCarty *et al*, 2011).

Tabla 1: Energía obtenida a partir de las aguas residuales. (McCarty et al, 2011).

Constituyente	Concentración típica (ppm)	Energía por oxidación	Energía (kWh/m ³)	
			Energía requerida para producción fertilizantes	Calor disponible en bomba de calor
Orgánicos (DQO)	500			
Refractaria	180			
Suspensión	80	0.31		
Disuelta	100	0.39		
Biodegradable	320			
Suspensión	175	0.67		
Disuelta	145	0.56		
Nitrógeno orgánico	15		0.29	
Amonio	25		0.48	
Fósforo	8		0.02	
Agua				7.0
Total		1.93	0.79	7.0

Las necesidades de consumo de energía y recursos de la creciente población, han añadido una gran presión a los recursos hídricos. Por esto, como podemos observar en la Figura 3, se ve a las EDAR como una posible fuente de energía y recursos (McCarty et al, 2011). El principal impedimento para ello es la gran cantidad de energía que consumen y la poca que producen (Gherghel et al, 2019; Maaz et al, 2019). En las aguas residuales encontramos dos formas de energía: energía calorífica y energía química. Esta última proviene de las moléculas liberadas durante los procesos de degradación, tanto aerobia como anaerobia, de la materia orgánica presente en las aguas residuales (Tang et al, 2019).

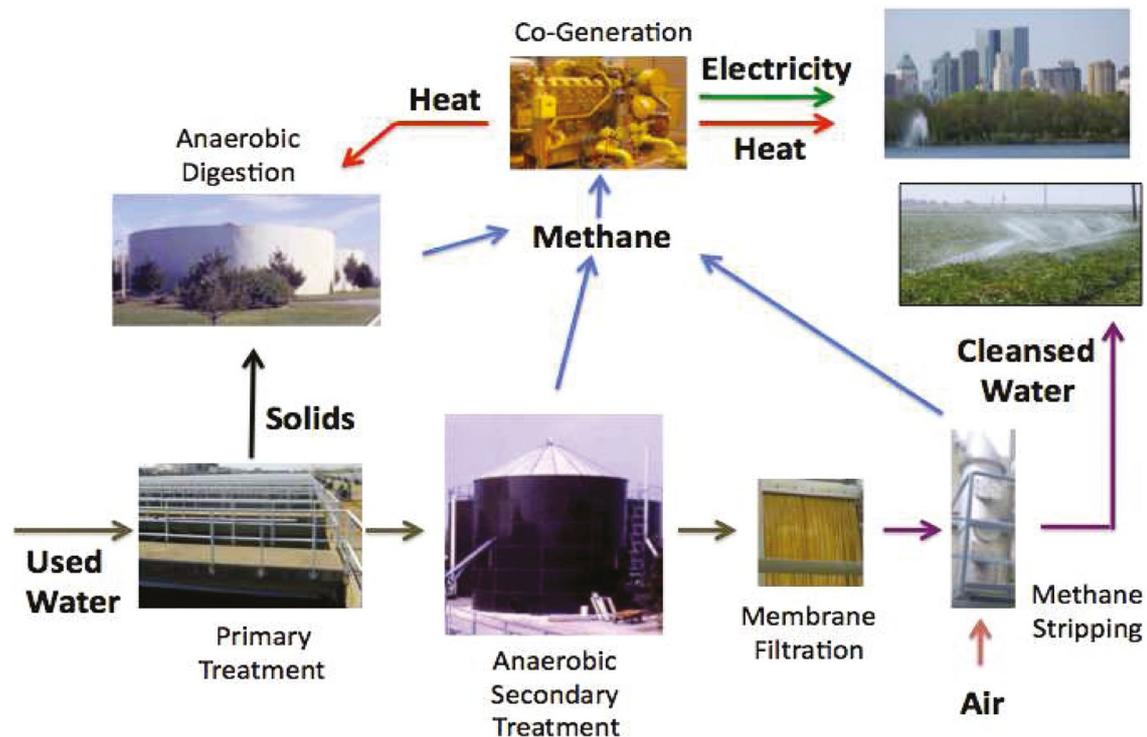


Figura 3: Sistema propuesto para la optimización energética de una EDAR. (McCarty et al, 2011)

El agotamiento de las fuentes de energía fósiles, así como su implicación en el aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero, obliga a buscar y utilizar otros recursos como fuentes de energía (Chiu et al, 2015; Van der Hoek et al, 2016). La utilización de las aguas residuales como fuente de energía aportaría una fuente de energía estable y reutilizable, independiente de las condiciones atmosféricas. Lo que supone una gran ventaja frente a las energías renovables habituales (solar y eólica), que dependen de las condiciones climáticas para ser utilizadas (Schäfer et al, 2015). No solo las aguas residuales propiamente dichas son una fuente de recursos, los fangos activos también tienen una gran cantidad de nutrientes y componentes energéticos recuperables (Musfique et al, 2015; Kominko et al, 2018; Gherghel et al, 2019; Maaz et al, 2019; Mohamed et al, 2020). Los productos obtenidos de la digestión anaerobia de los fangos pueden convertirse en una gran reserva controlada de energía y recursos (Schäfer et al, 2015; Fernández-Arévalo et al, 2017). En el año 2010, varios países de la Unión

Europea, utilizaban más del 50% de los fangos obtenidos de las aguas residuales en agricultura (Kominko *et al*, 2018; Gherghel *et al*, 2019).

Las EDAR requieren una gran cantidad de energía para llevar a cabo los tratamientos de las aguas residuales, lo que implica un gasto económico grande (Van der Hoek *et al*, 2016; Kovaleva *et al*, 2019). Dotando a las EDAR de tecnologías de recuperación de recursos se aprovecha parte de la energía producida de manera secundaria durante los tratamientos, ahorrando en energía y fondos y, reduciendo las consecuencias ambientales (Musfique *et al*, 2015; Fernández-Arévalo *et al*, 2017; Aguilar-Benitez *et al*, 2018; Maaz *et al*, 2019; Yuan *et al*, 2019; Mohamed *et al*, 2020). Aproximadamente la mitad del coste energético está dedicado al tratamiento de los fangos, sobre todo a la aireación de estos (Drewnowski *et al*, 2018; Koch *et al*, 2019; Yuan *et al*, 2019). Utilizando la energía producida como biogas puede aportar por si sola casi la mitad de la energía requerida por toda la planta (Van der Hoek *et al*, 2016; Fernández-Arévalo *et al*, 2017).

Utilizando todos los recursos de los que disponen, las EDAR podrían llegar a ser autosuficientes y, además, ser productores de energía (Fernández-Arévalo *et al*, 2017). De las EDAR pueden obtenerse químicos, nutrientes (principalmente fósforo en forma de estruvita), bioenergía en forma de biogas (metano), biodiesel, calor y otros productos como bioplásticos (Van der Hoek *et al*, 2016; Fernández-Arévalo *et al*, 2017).

A pesar de sus posibilidades y de los grandes beneficios que pueden aportar, estos métodos de recuperación de energía y nutrientes no están muy extendidos, ya que principalmente se aplican en países desarrollados (Musfique *et al*, 2015). Además de esto, habría que modificar las actuales plantas de tratamiento, renovando sus equipos para que generen los beneficios que se estiman,

insistiendo sobre todo en los tratamientos biológicos (Van der Hoek *et al*, 2016; Fernández-Arévalo *et al*, 2017; Drewnowski *et al*, 2018; Kovaleva *et al*, 2019 ; Maaz *et al*, 2019). La aplicación de estos tratamientos, aunque beneficiosa a largo plazo, no resulta atractiva inicialmente por el alto coste que implica la instauración de los sistemas adecuados para el tratamiento de aguas residuales en las EDAR (Van der Hoek *et al*, 2016; Kovaleva *et al*, 2019).

El objetivo general de este trabajo es la revisión bibliográfica en relación a las posibles tecnologías que persiguen la obtención de recursos a partir de las aguas residuales. Se organizará en tres apartados: uno relacionado con la energía, otro con la obtención de nutrientes y uno final para explorar las posibilidades de obtener otros productos de valor añadido.

Material y Método / Metodología

La selección y el análisis de la bibliografía consultada se realizó siguiendo los siguientes criterios:

- *Bases de datos de relevancia internacional.* Bases de datos como Scopus, ScienceDirect, Google Scholar y, el buscador de la Universidad de Alcalá.
- *Tiempo de publicación.* Las publicaciones consultadas son posteriores a 2010, siendo en su mayoría posteriores a 2017 y sólo habiendo una previa a 2015.
- *Palabras clave relevantes.* Las siguientes palabras, utilizadas en distintas combinaciones, fueron utilizadas para realizar la búsqueda bibliográfica: WWTP, wastewater, sludge, wastewater treatment, struvite, biogas, bioplastic, PHA...
- *Selección de las referencias según su contenido.* Tras leer los abstracts, se descartaron aquellos artículos que eran muy específicos para un proceso e ignoraban la globalidad del proceso de tratamiento de las aguas residuales. También se tuvo un especial interés en buscar reviews.
- *Análisis de los datos y estructura del Trabajo Fin de Máster.*

Este trabajo se centra en algunos de los distintos recursos, tanto energía (biogas, biodiesel, bioelectroquímica, calor) como fertilizantes y otros productos de valor añadido (bioplástico, proteínas, etc), que podemos obtener a partir de las aguas residuales (Figura 4). Los procesos estudiados para este trabajo son la recuperación de recursos en forma de biogas, biodiesel, bioelectroquímica, bioplásticos, calor, fertilizantes y otros productos como bioplásticos.

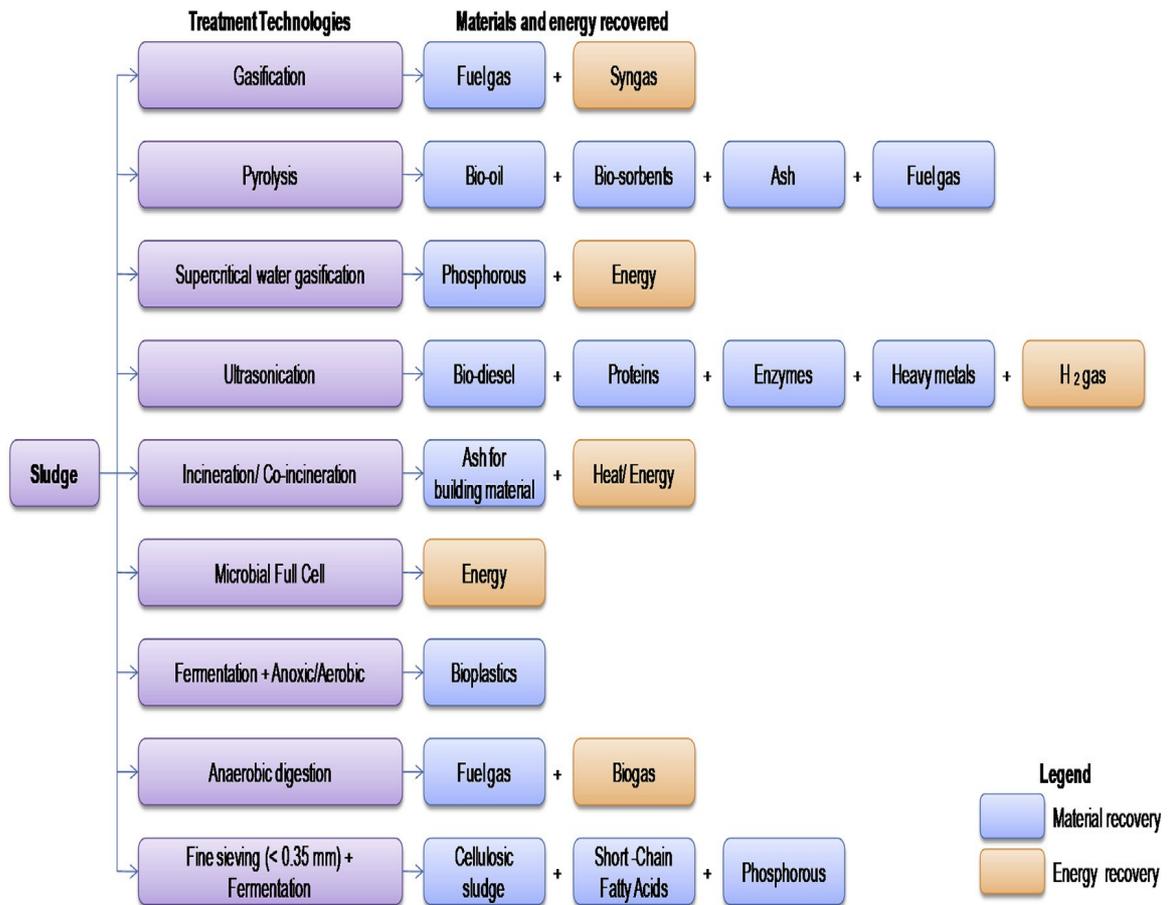


Figura 4: Posibles rutas de recuperación de energía y recursos a partir de los fangos de las aguas residuales (Gherghel et al, 2019).

Resultados y Discusión

El negativo uso de los combustibles fósiles debido a la alta demanda energética y sus emisiones a la atmósfera hace que la sociedad busque alternativas energéticas que sean renovables y, que contaminen menos (Van der Hoek *et al*, 2016; Waclawek *et al*, 2019). El aumento de la población mundial conlleva un aumento del tratamiento de las aguas residuales que producen y, por lo tanto, aumenta el número de EDAR, a las que se ha mirado como una posible fuente de recursos (Van der Hoek *et al*, 2016; Waclawek *et al*, 2019). De las aguas residuales tratadas en las EDAR podemos obtener agua limpia, energía y nutrientes (Van der Hoek *et al*, 2016; Maaz *et al*, 2019; Waclawek *et al*, 2019).

El agua limpia, reintroducida en los cauces y, reutilizada también para regar parques y jardines sería el principal recurso obtenido en las EDAR, directamente del efluente tratado (Van der Hoek *et al*, 2016). Sin embargo, los fangos producidos durante el tratamiento, también constituyen una gran fuente de recursos, puesto que de ellos podemos sacar energía y nutrientes (Van der Hoek *et al*, 2016; Gherghel *et al*, 2019; Maaz *et al*, 2019; Waclawek *et al*, 2019). Debido a la gran cantidad de nutrientes que contienen, el uso más habitual de los fangos ha sido como fertilizante (Sasongko *et al*, 2018).

Desde el año 2000, con la Directiva 2000/60/EC, el Parlamento Europeo considera los fangos procedentes de las aguas residuales como un producto derivado del tratamiento de las aguas residuales, no como un desperdicio (Werle *et al*, 2019). Esto, añadido al concepto de economía circular, ha potenciado la aplicación de tratamientos para obtener energía y nutrientes de las aguas residuales (Werle *et al*, 2019).

La digestión anaerobia se aplica para el tratamiento y la estabilización de los fangos producidos en las EDAR. Los componentes orgánicos pueden decomponerse para la producción de biogas y, el resto, ser utilizado como fertilizante (McCarty *et al*, 2011; Yuan *et al*, 2019). El uso de los fangos como fertilizantes en agricultura está bastante extendido en ciertos países de la Unión Europea como Reino Unido, Dinamarca, Francia, Bélgica y España, llegando a utilizarse con este fin más de un 50% de los fangos (Kominko *et al*, 2018; Gherghel *et al*, 2019).

Un beneficio añadido a los productos obtenidos a partir de las aguas residuales en las EDAR es el ahorro energético originado por la recirculación de la energía producida a partir de las aguas residuales y los fangos (Sasongko *et al*, 2018; Maaz *et al*, 2019).

Utilizando microorganismos para tratar las aguas residuales, se reduce el efecto negativo sobre el ambiente, ya que su trabajo es debido a reacciones biológicas y no a productos químicos (Kovaleva *et al*, 2019; Liu *et al*, 2019b).

1. Energía

1.1. Biogas de tratamiento de fangos

La opción más frecuente para producir energía a partir de las aguas residuales y sus fangos en las EDAR es el biogas producido tanto en la digestión aerobia como en la anaerobia (McCarty *et al*, 2011; Van der Hoek *et al*, 2016; Gherghel *et al*, 2019).

El biogas es una mezcla de CH₄ y CO₂ que puede ser utilizada para producir energía, en forma de electricidad o calor y, que puede ser utilizado en la propia

EDAR (McCarty *et al*, 2011; Van der Hoek *et al*, 2016).

La producción de biogas es una opción para reducir costes y producir energía únicamente de manera anaerobia, en lugar de someterlos primero a una digestión aerobia y luego otra anaerobia (McCarty *et al*, 2011; Gherghel *et al*, 2019). En esta última se produce metano como consecuencia de las reacciones que tienen lugar y, este que puede almacenarse como biogas (Aguilar-Benitez *et al*, 2018; Drewnowski *et al*, 2018; Maaz *et al*, 2019; Waclawek *et al*, 2019). Este metano producido puede ser utilizado también para alimentar energéticamente la EDAR, recirculándose y reduciendo los costes de producción (Aguilar-Benitez *et al*, 2018; Drewnowski *et al*, 2018; Fernández-Arévalo *et al*, 2017; Gandiglio *et al*, 2019; Gherghel *et al*, 2019; Lu *et al*, 2020). Utilizando estos gases en la planta, se minimizarían sus emisiones a la atmósfera de metano y sus equivalentes de CO₂, ya que el metano es uno de los principales gases del efecto invernadero (Aguilar-Benitez *et al*, 2018; Maaz *et al*, 2019; McCarty *et al*, 2011; Van der Hoek *et al*, 2016; Waclawek *et al*, 2019).

Teniendo esto en cuenta y, la cantidad de productos que pueden obtenerse a partir del biogas se ha visto que han aumentado el número de EDAR que producen y almacenan biogas (Gherghel *et al*, 2019; Waclawek *et al*, 2019). En la Figura 5 vemos la producción de biogas en Europa.

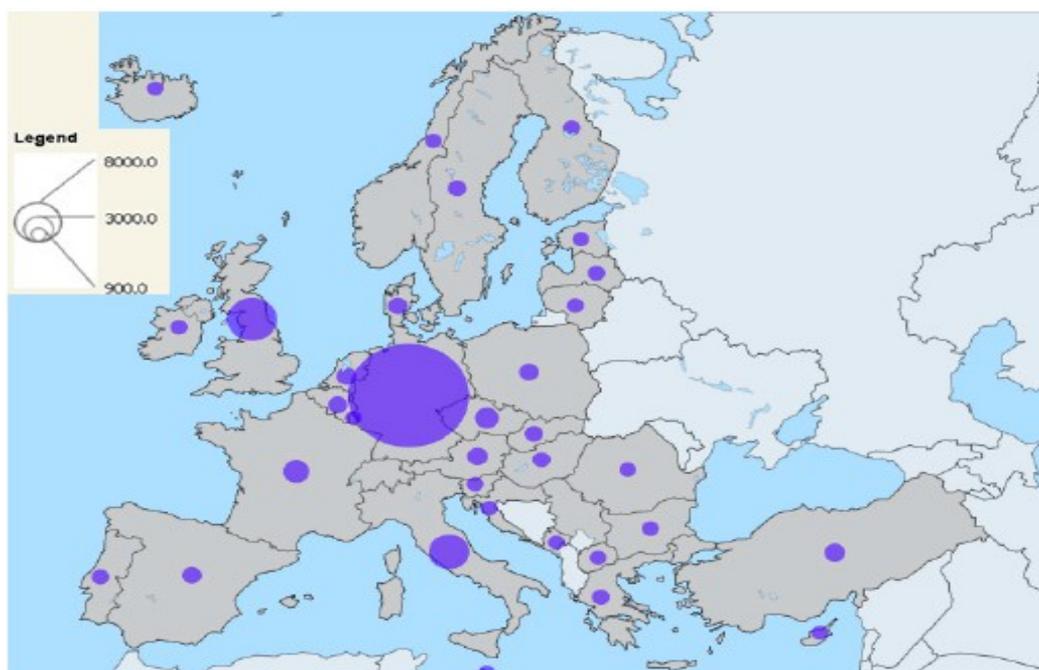


Figura 5: Producción de biogas en Europa. (Waclawek et al, 2019)

El biogas producido, por lo tanto, es una fuente de energía y calor (Gandiglio *et al*, 2019; Lipiński *et al*, 2017; Maaz *et al*, 2019; Van der Hoek *et al*, 2016). Utilizando ciertas enzimas previamente a la digestión de los fangos se puede facilitar este proceso y, reducir el aporte económico destinado a esta fase de tratamiento (Lipiński *et al*, 2017). Esta hidrólisis enzimática facilitaría la digestión de los fangos al aumentar la materia orgánica biodegradable contenida en estos, lo que incrementaría la eficiencia en la producción de biogas (Fernández-Arévalo *et al*, 2017; Lipiński *et al*, 2017; Gherghel *et al*, 2019; Waclawek *et al*, 2019).

La digestión anaerobia de los fangos consta de cuatro etapas, hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Figura 6) (Gherghel *et al*, 2019; Liu *et al*, 2019b; Maaz *et al*, 2019; Waclawek *et al*, 2019). Siendo concretamente esta última la más importante para la producción de biogas ya que es en la que se produce el metano (Liu *et al*, 2019b; Maaz *et al*, 2019; Waclawek *et al*, 2019). Estos procesos solo tienen lugar en condiciones estrictamente anaerobias, siendo

la hidrólisis el paso limitante de la digestión anaerobia de los fangos (Gherghel *et al*, 2019; Waclawek *et al*, 2019). La aplicación de pretratamientos a los fangos facilita la hidrólisis de estos y aumenta la producción de biogas durante la digestión anaerobia (Gherghel *et al*, 2019; Waclawek *et al*, 2019).

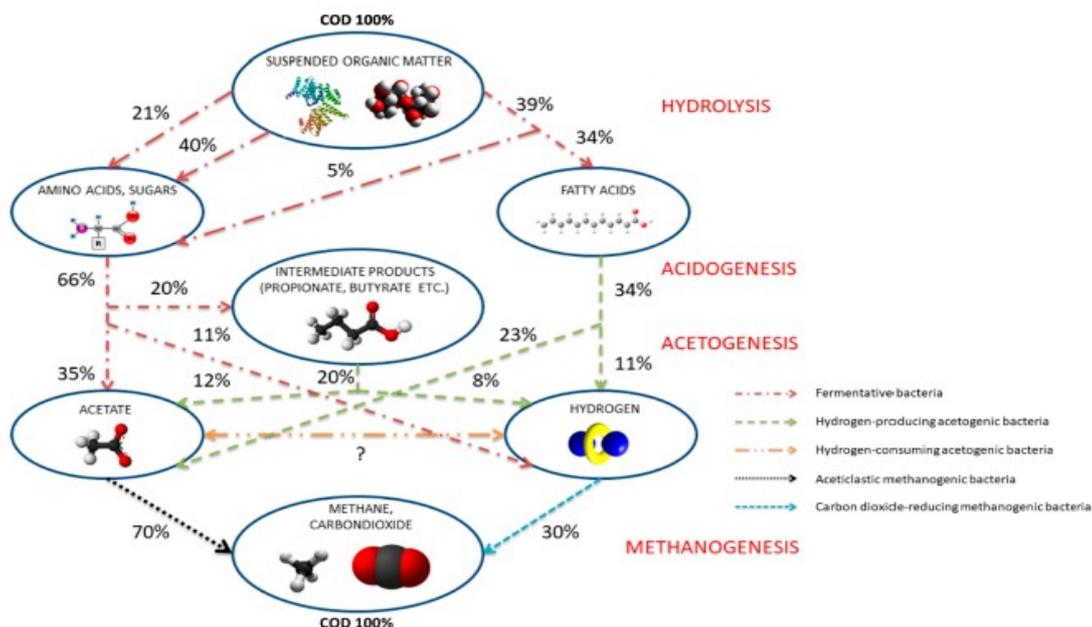


Figura 6: Diagrama de las fases de la digestión anaerobia de los fangos. (Waclawek *et al*, 2019)

El biogas contiene distintas proporciones de metano, dióxido de carbono y nitrógeno, así como otros componentes minoritarios; aunque de todos ellos, el que destaca por estar en mayor concentración es el metano (Waclawek *et al*, 2019). La producción de metano está influenciada por la temperatura (Gherghel *et al*, 2019; Maaz *et al*, 2019). Maaz *et al* (2019) observaron que a 15°C aproximadamente el 50% del metano producido durante el tratamiento queda disuelto en la fase líquida. La producción de metano se reduce al disminuir la temperatura por debajo de 15°C (Maaz *et al*, 2019). Este metano disuelto puede recuperarse en forma de biogas o disuelto en el efluente (Maaz *et al*, 2019).

El contenido en materia orgánica de las aguas residuales y los fangos también

influye sobre la cantidad de metano producida, aproximadamente un 29% de la DQO presente en las aguas residuales es transformada en metano (Fernández-Arévalo *et al*, 2017; Maaz *et al*, 2019). Siendo clave los pretratamientos aplicados a los fangos para facilitar la digestión anaerobia de estos (Waclawek *et al*, 2019). Varios autores sugieren que lo más efectivo es un pretratamiento enzimático, sobre todo los fangos primarios, ya que contienen una mayor cantidad de materia biodegradable, reduciendo el tamaño de las moléculas para que sean utilizadas más fácilmente por las bacterias que llevan a cabo la digestión anaerobia de los fangos (Waclawek *et al*, 2019). Estos pretratamientos se clasifican en tres grandes categorías: biológicos, físicos y químicos (Waclawek *et al*, 2019).

Los pretratamientos mejoran la producción de biogas (Musfique *et al*, 2015). En estos, la materia orgánica contenida en las aguas residuales es degradada, transformándose en pequeños compuestos volátiles biodegradables (Musfique *et al*, 2015).

La hidrólisis enzimática es un pretratamiento eficaz para la producción de biogas (Lipiński *et al*, 2017). Esta hidrólisis previa, mejora la eficiencia de la fase de hidrólisis propia de la producción del metano (Lipiński *et al*, 2017). Mediante este tratamiento aumenta el porcentaje de materia orgánica contenido en las aguas residuales, puesto que las grandes moléculas se disgregan en varias más pequeñas, favoreciendo la producción de metano (Lipiński *et al*, 2017).

La ozonización, aunque disminuye la producción de biogas, es un pretratamiento efectivo a la hora de reducir el volumen total del fango (Gandiglio *et al*, 2019).

Fernández-Arévalo *et al* (2017) observaron en su estudio que la generación de biogas podía maximizarse de varias maneras: 1) producir más fangos primarios y secundarios y, 2) transformar parte de la materia orgánica no degradable en

biodegradable, aplicándole un pretratamiento.

La producción de biogas en las EDAR suele ir acompañada de la generación de energía calorífica (Van der Hoek *et al*, 2016; Gherghel *et al*, 2019). Utilizando un pretratamiento termal para los fangos se incrementa la producción de metano en estos casos (Van der Hoek *et al*, 2016; Gherghel *et al*, 2019).

Las EDAR también se ven afectadas por un gran cantidad de microplásticos, procedentes de distintos tipos de actividades humanas. Casi un 90% de los microplásticos que llegan a las EDAR son retenidos en los fangos, no liberándose más de un 10% en el efluente de las plantas de tratamiento (Lu *et al*, 2020). Los microplásticos en los fangos afectan de manera negativa a la producción de biogas en las EDAR, reduciendo el metano generado durante la digestión anaerobia de estos (Lu *et al*, 2020). Los distintos tipos de microplásticos, su tamaño y su composición, tienen distintos efectos en el proceso de digestión anaerobia. Lu *et al* (2020) observaron que el tamaño y las características de los microplásticos estaba relacionado con la inhibición de la producción anaerobia de metano en la digestión anaerobia de los fangos. Aunque la presencia de microplásticos reduce la hidrólisis de la materia orgánica de los fangos y la producción de metano, parece que mejora la desecación de los fangos (Lu *et al*, 2020).

1.2. Biogas de tratamiento del agua

La digestión anaerobia de los fangos necesita tanto energía térmica como eléctrica para tratar los fangos y recircular el biogas (Gandiglio *et al*, 2019). La recirculación del biogas producido reduce los costes energéticos del proceso (Gandiglio *et al*, 2019).

El biogas producido durante la digestión anaerobia de los fangos, puede reutilizarse directamente sobre las aguas residuales, recirculándose para calentar el digestor y actuar como un potenciador de la síntesis de biogas (Figura 7) (Aguilar-Benitez *et al*, 2018; Gandiglio *et al*, 2019; Gherghel *et al*, 2019; Yuan *et al*, 2019).

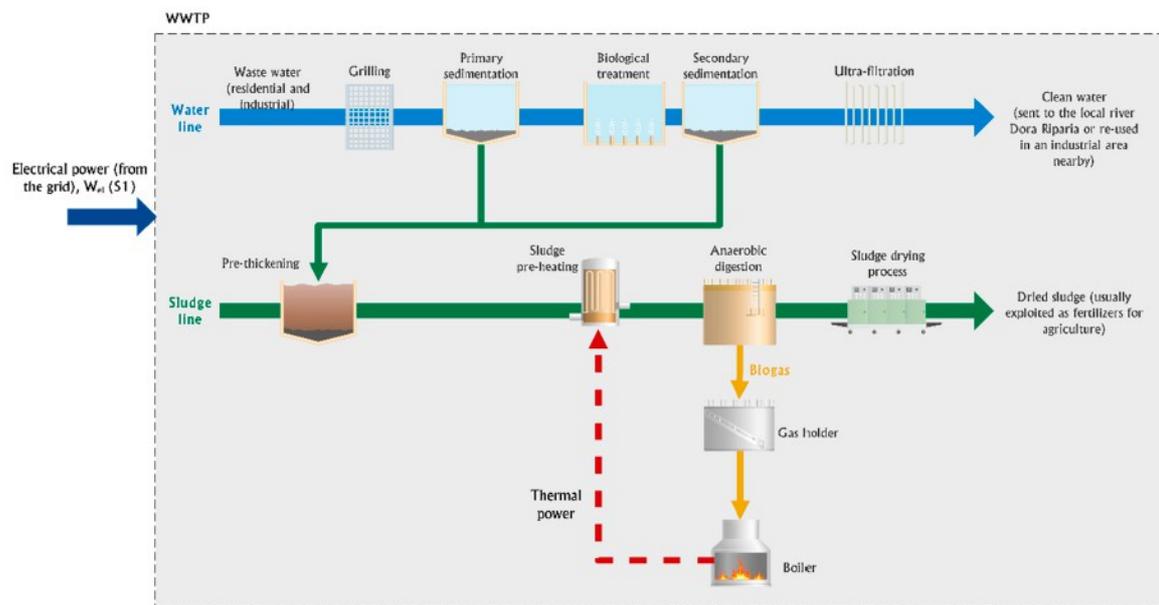


Figura 7: Recirculación del biogas procedente de la línea de fangos (Gandiglio *et al*, 2019).

La recirculación del biogas por un circuito interno en los sistemas de tratamiento de aguas puede producir biogas de gran calidad (80% CH₄). Además, esta recirculación ha mejorado la producción del mismo en el reactor anaerobio (Fernández-Arévalo *et al*, 2017; Gandiglio *et al*, 2019; Gherghel *et al*, 2019; Schäfer *et al*, 2015; Yuan *et al*, 2019). Yuan *et al* (2019) observaron que al recircular el CH₄ producido durante la digestión anaerobia, se reducían la cantidad de CO₂ en el biogas, lo que podría implicar que el CO₂ podría haberse disuelto durante la fermentación o haber sido absorbido por las partículas del fango durante la recirculación. Otra observación fue que la recirculación del biogas en los digestores anaerobios fue que promovía la floculación de los fangos y, que

mejoraba la desecación de estos (Figura 8).

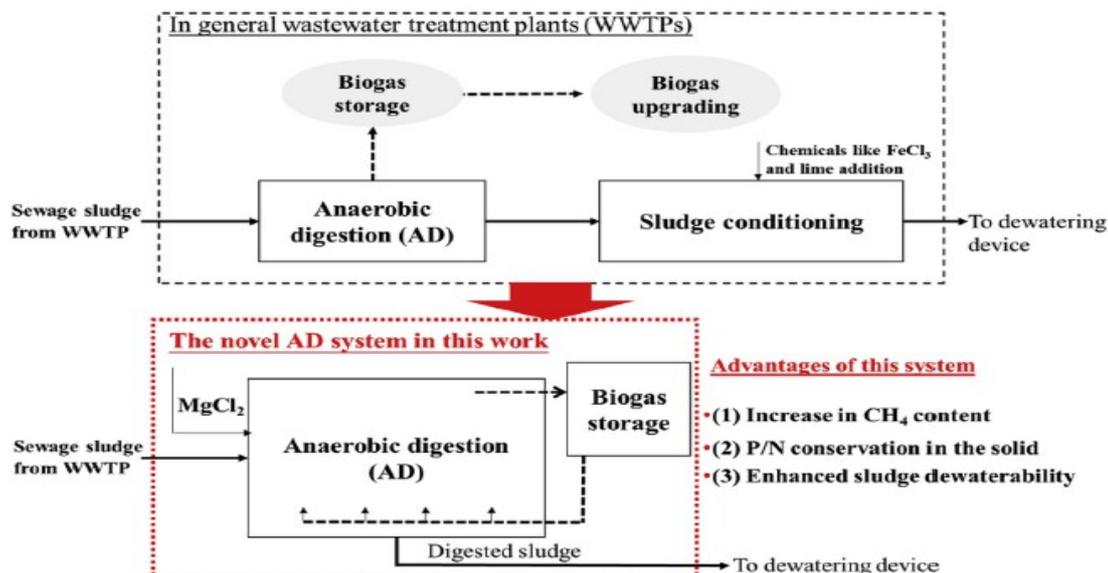


Figura 8: Comparación entre los tratamientos de fangos en EDAR tradicionales frente a la usada por Yuan et al (2019). (Yuan et al, 2019)

1.3. Bioelectroquímica

Los microbial fuel cell (MFC) son tratamientos que combinan la oxidación de componentes orgánicos con la generación de electricidad, permitiendo la extracción de energía eléctrica de las aguas residuales de una manera no perjudicial para el ambiente, ya que se reducen las emisiones de carbono y otros gases de efecto invernadero a la atmósfera (McCarty et al, 2011; Gherghel et al, 2019; Harimawan et al, 2019; Koch et al, 2019; Mohamed et al, 2020). La MFC pueden, de manera simultánea, tratar las aguas residuales y generar electricidad (McCarty et al, 2011; Gherghel et al, 2019; Harimawan et al, 2019).

Como vemos en la Figura 9, una MFC está formada por dos partes, el ánodo y el

cátodo, separadas por una membrana de intercambio de protones (H^+) (Harimawan *et al*, 2019; Koch *et al*, 2019; Mohamed *et al*, 2020). Los microorganismos en las MFC son bacterias exoelectrificas, capaces de transferir electrones (e^-) al ánodo, que actúa como receptor de electrones (Harimawan *et al*, 2019; Koch *et al*, 2019; Mohamed *et al*, 2020). El ánodo se mantiene en condiciones anaerobias, mientras que el cátodo en condiciones aerobias, ya que ciertas reacciones electroquímicas requieren O_2 como receptor final de e^- (Harimawan *et al*, 2019).

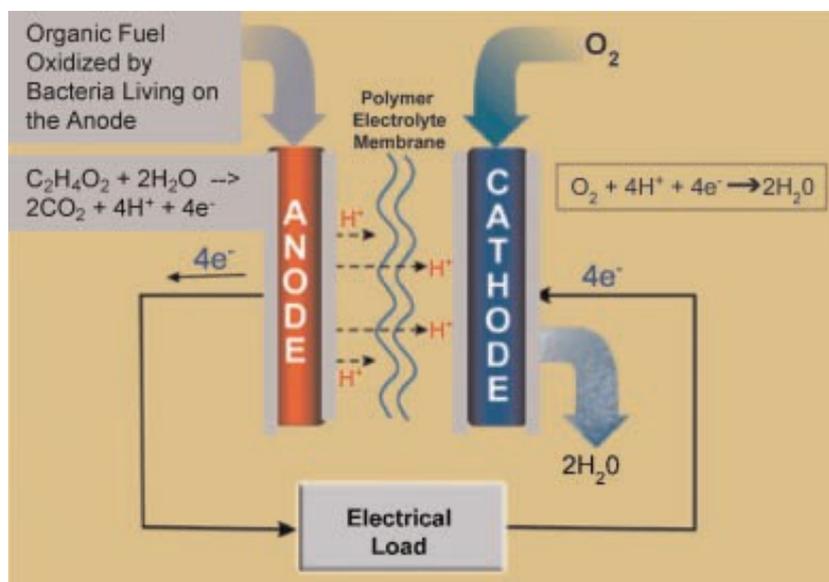


Figura 9: Método de actuación de una MFC (Rittmann *et al*, 2008).

El carbono es el material que suele elegirse para el electrodo en las MFC (Harimawan *et al*, 2019). Utilizar una lámina de grafito es lo más común, ya que es uno de los materiales basados en el carbono más baratos, además de que tiene una buena conductividad (Harimawan *et al*, 2019).

Las MFC en las EDAR tienen dos aplicaciones fundamentales, la primera, la depuración de las aguas residuales que entran en las EDAR y, la segunda, la

generación de energía eléctrica (electrones) y protones (Harimawan *et al*, 2019; Koch *et al*, 2019; Mohamed *et al*, 2020).

Además de las aguas residuales, las MFC también pueden utilizar la materia presente en los fangos para producir electricidad (Gherghel *et al*, 2019).

En los reactores MFC, los microorganismos oxidan la materia orgánica e inorgánica y transfieren los electrones que liberan a un ánodo que actúa como receptor de electrones (Koch *et al*, 2019). Las reacciones en estos reactores dependen de la DQO (Koch *et al*, 2019).

Los microorganismos presentes en el ánodo son muy específicos y, metabólicamente limitados, pudiendo utilizar como sustrato pequeñas moléculas de azúcares y otros ácidos orgánicos. Esto hace que sea necesario un pretratamiento de las aguas residuales para degradar las moléculas grandes y que tengan un tamaño que pueda ser digerido por los microorganismos del ánodo (Koch *et al*, 2019). La limitación metabólica de los microorganismos utilizados hace este tratamiento no sea tan flexible como otros a la hora de tratar las aguas residuales que llegan a las EDAR (Koch *et al*, 2019).

Como indican Harimawan *et al* (2019) en su artículo, muchos estudios sobre el tratamiento de las aguas residuales y la generación de energía eléctrica se centran en determinar la distancia óptima entre los electrodos para tener una mayor productividad. Harimawan *et al* (2019) coinciden con otros autores en que cuanto menor es la distancia entre los electrodos, mayor es la cantidad de electricidad producida.

Mohamed *et al* (2020), hablan en su estudio sobre el uso de algas como

biocátodos para reemplazar los cátodos químicos o abióticos. A su favor, la utilización de algas como biocátodos tiene que las algas liberan O₂ al realizar la fotosíntesis, lo que mejora la generación de energía eléctrica y, que son capaces de crecer en ambientes adversos, pudiendo eliminar también nutrientes y metales pesados de las aguas residuales (Mohamed *et al*, 2020). Además, la biomasa generada por las algas, también puede reutilizarse para la generación de biodiesel (Mohamed *et al*, 2020).

La emisión de gases nocivos para la atmósfera se produce al secuestrarse el carbono durante estos procesos, por lo que, al utilizar las MFC el carbono como electrodo, se reducen sus emisiones a la atmósfera (Mohamed *et al*, 2020).

Una limitación para estos tratamientos es el elevado coste de los materiales que necesita (Gherghel *et al*, 2019; Sciarria *et al*, 2019).

1.4. Calor

El calor suele producirse en las EDAR simultáneamente al biogas y, es reutilizado como pretratamiento para la producción del mismo (Gherghel *et al*, 2019).

La energía térmica almacenada en las aguas residuales puede extraerse mediante bombas caloríficas (McCarty *et al*, 2011; Musfique *et al*, 2015). La energía obtenida puede ser utilizada después para calentar edificios; esta aplicación es común en países fríos como Suecia y Finlandia (McCarty *et al*, 2011). El mejor ejemplo del uso del calor acumulado en las aguas residuales es el barrio de Katri Vala, en la ciudad de Helsinki.

Las bombas de calor representan un método eficiente para usar la electricidad

para calentar, actuando de la misma manera que un refrigerador (McCarty *et al*, 2011). En este, la electricidad se usa para extraer el calor de una fuente, en este caso aguas residuales, y transferir ese calor a un edificio (McCarty *et al*, 2011). De este modo, como vemos en la Figura 10, la fuente de calor se enfría y, el edificio se calienta (McCarty *et al*, 2011).

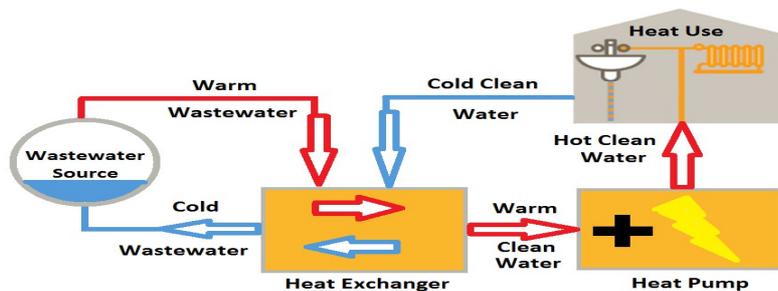


Figure 1. Wastewater Heat Recovery Process (Adapted from [20])

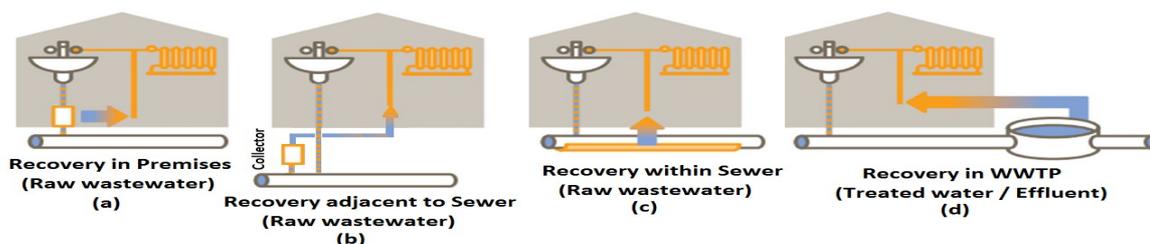


Figure 2. Possible Heat Recovery Locations (Adapted from [21])

Figura 10: Metodo de actuación de una bomba de calor. (Ali *et al*, 2018)

En países fríos como Suecia y Finlandia, durante los meses de invierno, se utilizan las aguas residuales ya que el calor del suelo y de las aguas subterráneas no son suficientes para hacer funcionar las bombas de calor debido a la baja temperatura ambiental (McCarty *et al*, 2011).

El calor producido por las reacciones biológicas, junto a la radiación solar y el calor atmosférico aumentan la temperatura de la fase acuosa de los fangos y, el calor producido por la EDAR (Fernández-Arévalo *et al*, 2017).

Esta energía, aunque fácilmente extraíble, no es utilizada más allá de las EDAR en la mayoría de países ya que va disminuyendo con la distancia (Musfique *et al*, 2015). Además, las EDAR no están situadas cerca de lugares que requieran calor o agua caliente (Fernández-Arévalo *et al*, 2017).

2. Fertilizantes

Los fangos contienen grandes concentraciones nutrientes, como son el fósforo, el nitrógeno y el magnesio, que pueden ser recuperados y reutilizados como recursos (Gherghel *et al*, 2019; Musfique *et al*, 2015; Yuan *et al*, 2019). Al extraerles el agua, se pueden generar fertilizantes de alta calidad para la industria agrícola (Musfique *et al*, 2015; Kominko *et al*, 2018; Gandiglio *et al*, 2019; Gherghel *et al*, 2019).

Entre un 70-80% del nitrógeno y un 50% del fósforo contenido en las aguas residuales proviene de la orina; recolectar la orina por un conducto diferente al del resto de componentes de las aguas residuales, haría más sencilla la recuperación de los nutrientes (Musfique *et al*, 2015). De nuevo, el factor económico impide que esto se lleve a cabo en la mayoría de los casos (Musfique *et al*, 2015).

2.1. Compost

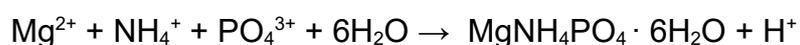
El abono o compost generado a partir de las aguas residuales y sus fangos, resulta un efectivo método para dar un nuevo uso a los componentes orgánicos presentes en las aguas residuales (Alizadeh *et al*, 2020; Martínez-Gallardo *et al*, 2020; Musfique *et al*, 2015). Según la procedencia de las aguas residuales, la calidad del compost generado variará en función de sus componentes y su cantidad de materia biodegradable (Martínez-Gallardo *et al*, 2020).

Utilizar los fangos de las aguas residuales para generar compost tiene varias ventajas, destacando entre ellas la recuperación económica de parte de los gastos invertidos en su conversión y, la disminución de emisiones contaminantes a la atmósfera (Alizadeh *et al*, 2020).

El uso de los fangos como fertilizantes de uso agrícola varía según la normativa de cada país (Kominko *et al*, 2018; Gherghel *et al*, 2019). En la Unión Europea la media de la reutilización de los fangos como fertilizante es del 37%, estando por encima en países como Noruega (más del 90%), Francia (60%), Bélgica, España e Italia (57%) (Kominko *et al*, 2018).

2.2. Estruvita

El fósforo es un elemento esencial para la vida, que no puede sustituirse y, cuyas fuentes se estima que se habrán agotado en 100 años (Martí *et al*, 2017; Gherghel *et al*, 2019; Li *et al*, 2019; Sciarria *et al*, 2019). Tras su uso, gran parte del fósforo queda retenido en las aguas residuales (Martí *et al*, 2017). Por este motivo, la gestión del fósforo en las EDAR para su recuperación y reutilización es importante para poder seguir utilizando este recurso (Bouzas *et al*, _; Martí *et al*, 2017; Gherghel *et al*, 2019; Li *et al*, 2019; Lizarralde *et al*, 2019; Sciarria *et al*, 2019). La recuperación del fósforo trata de maximizarse mediante la cristalización y precipitación de estruvita ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) (Figura 11), un fertilizante de lenta liberación (Bouzas *et al*, _; Musfique *et al*, 2015; Martí *et al*, 2017; Gherghel *et al*, 2019; Li *et al*, 2019; Sciarria *et al*, 2019; Yuan *et al*, 2019). Como expone Gherghel *et al*. (2019), los cristales de estruvita se producen por la reacción entre los iones libres de NH_4^+ , Mg^{2+} y PO_4^{3-} con seis moléculas de agua, siguiendo la reacción:



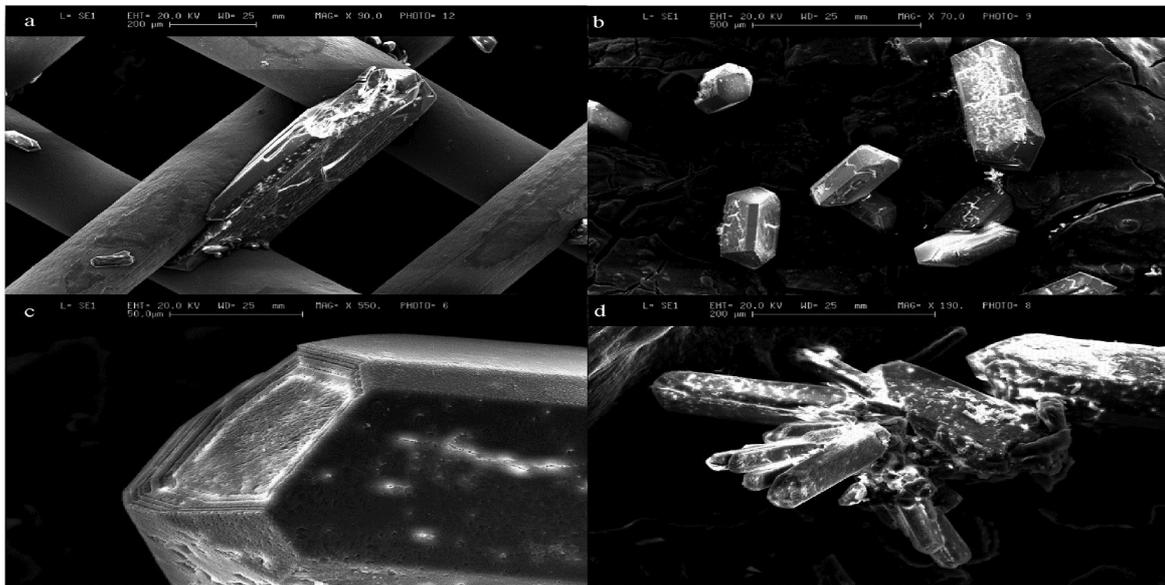


Figura 11: Cristales de estruvita. (Sciarria *et al*, 2019)

Mediante la optimización de la línea de fangos puede obtenerse una corriente rica en fósforo, adecuada para la precipitación de estruvita y, que a su vez reduce la precipitación descontrolada de fósforo en el digestor (Bouzas *et al*, _; Fernández-Arévalo *et al*, 2017; Lizarralde *et al*, 2019).

El magnesio es un componente necesario para la formación de los cristales de estruvita (Li *et al*, 2019; Sciarria *et al*, 2019). Debido a la poca concentración de magnesio en las aguas residuales y los fangos, siempre es necesario añadir una sal de magnesio al digestor anaerobio para favorecer la precipitación de estruvita (Fernández-Arévalo *et al*, 2017; Li *et al*, 2019; Yuan *et al*, 2019). Varias sales de magnesio se han probado para ver cual tiene una mayor eficacia en el proceso y, la mismo tiempo, tiene un coste económico menor (Li *et al*, 2019 ; Yuan *et al*, 2019). Yuan *et al*. (2019) observaron que, añadiendo la sal $MgCl_2$ y recirculando el biogas producido en los digestores anaerobios se promovía la conservación del fósforo en la fase sólida de los fangos digeridos. Li *et al*. (2019) a pesar de los claros efectos positivos de esta sal, remarcan que su uso es más caro que el de

otras sales como MgO y Mg(OH)₂; aunque el efecto de MgCl₂ para la precipitación de estruvita es mayor.

Uno de los factores que influye en la precipitación de estruvita es el pH, puesto que esta se produce al aumentar el pH (Gherghel *et al*, 2019; Li *et al*, 2019; Sciarria *et al*, 2019). Los cambios en el pH también afectan a la precipitación de otros compuestos que pueden competir con la estruvita (Li *et al*, 2019). Varios autores mantienen que el rango de pH idóneo para la obtención de estruvita de alta pureza está entre 8,0 y 10,5, aunque el pH óptimo dependerá de la composición de las aguas residuales que lleguen a la EDAR (Li *et al*, 2019; Sciarria *et al*, 2019).

El pH está implicado en el crecimiento de los cristales de estruvita y, en el tamaño de las partículas (Li *et al*, 2019). La importancia de esto radica en que el tamaño de los cristales determina la calidad de la estruvita (Li *et al*, 2019). Debido a las distintas naturalezas de las aguas residuales, que tienden a ser ácidas, es necesario añadir productos que alcalinicen el pH de los fangos, añadiendo un coste adicional al proceso (Li *et al*, 2019). Sin embargo, la adición de química reduce la concentración iónica y aumenta la solubilidad de la estruvita, disminuyendo su precipitación (Li *et al*, 2019). La aireación se ha visto como una solución a esto, aunque no reduce los costes del proceso (Li *et al*, 2019).

La temperatura también influye en la precipitación y cristalización de estruvita, estando el rango óptimo entre 15 y 35°C (Gherghel *et al*, 2019; Li *et al*, 2019). En su artículo, Li *et al*. (2019) también observaron que algunos autores contradecían el rango de temperaturas mantenido por otros, determinando que, el rango de temperaturas óptimo para la cristalización y precipitación de estruvita dependía, en gran medida, de la composición de las aguas residuales que llegaban a las EDAR. A pesar de la importancia de la temperatura y todas las variaciones que se

producen en las EDAR (noche-día, invierno-verano), coincidiendo con lo dicho por Li *et al.* (2019), no hay mucha bibliografía de este tema.

El control de todos estos factores es lo que hace que el precio del proceso de precipitación y cristalización de estruvita se eleve (Sciarria *et al.*, 2019). Por esto se buscan alternativas, como el uso de la materia presente en las aguas residuales y los fangos para abaratar los costes (Sciarria *et al.*, 2019).

El CO₂ presente en las aguas residuales y los fangos, que se forma al degradarse la materia orgánica en los digestores, es capaz de elevar el pH y favorecer la precipitación de estruvita (Sciarria *et al.*, 2019).

La materia orgánica presente en las aguas residuales también favorece la precipitación de estruvita (Gherghel *et al.*, 2019; Li *et al.*, 2019; Sciarria *et al.*, 2019). La forma de los cristales de estruvita varía según el tipo de materia orgánica que contengan las aguas residuales (Li *et al.*, 2019).

Aproximadamente un 70% del fósforo que entra en las EDAR es retenido en los fangos, mientras que el 30% restante quedaría en los efluentes (Lizarralde *et al.*, 2019).

La capacidad máxima de producción de estruvita depende de la eliminación biológica del fósforo (Lizarralde *et al.*, 2019). En este proceso influyen el tiempo de retención de sólidos, la temperatura a la que tiene lugar el proceso y, la cantidad de fósforo y fosfatos en el agua residual y los fangos. A altas temperaturas, la línea de agua puede operar con bajas concentraciones de sólidos, lo que aumenta la recuperación de estruvita (Lizarralde *et al.*, 2019).

La recuperación de fósforo como estruvita tiene un impacto positivo en las EDAR, ya que no solo reduce los costes invertidos en el proceso de depuración de las aguas residuales, sino que también puede comercializar la estruvita como fertilizante (Martí *et al*, 2017; Lizarralde *et al*, 2019; Sciarria *et al*, 2019). A su mismo, la precipitación descontrolada de estruvita puede llegar a incrementar los costes del tratamiento en las EDAR, ya que obstruiría los digestores y, esto llevaría a una menor recuperación potencial de fósforo (Martí *et al*, 2017). A pesar de esto, y de estar bastante estudiada a escala de laboratorio, la cristalización y precipitación de estruvita no se ha llevado a cabo en muchas EDAR debido a todas las condiciones que necesitan controlarse para el proceso (Martí *et al*, 2017; Li *et al*, 2019; Sciarria *et al*, 2019).

La cristalización de estruvita es un método efectivo para la extracción y la reutilización del fósforo de las aguas residuales que llegan a las EDAR (Martí *et al*, 2017; Li *et al*, 2019; Sciarria *et al*, 2019).

La utilización de los fangos y los productos derivados de estos, como la estruvita, como fertilizantes aseguran el reciclaje de los nutrientes presentes en las aguas residuales que llegan a las EDAR (Kominko *et al*, 2018). Además, pueden servir para mejorar la calidad de los suelos mediante recursos de origen orgánico y no químico (Kominko *et al*, 2018).

3. Otros productos

Las aguas residuales se han utilizado también como sustrato para el crecimiento, producción de biomasa de microorganismos como bacterias y microalgas (Arias *et al*, 2019).

Los microorganismos fotosintéticos, como las microalgas y las cianobacterias, a

través de la fotosíntesis pueden oxigenar las aguas tratadas en las EDAR, mientras que las bacterias presentes liberan CO₂, que es utilizado por las cianobacterias y las microalgas para realizar la fotosíntesis (Arias *et al*, 2019). Las cianobacterias y las microalgas compiten por utilizar las aguas residuales como sustrato y, esta competencia puede afectar a la cantidad de productos que pueden extraerse de sus cultivos (Arias *et al*, 2019).

3.1. Bioplásticos

Los bioplásticos pueden producirse de dos maneras, una biológica, utilizando microorganismos que almacenan compuestos como los polihidroxialcanoatos y, otra química (Arias *et al*, 2019; Liu *et al*, 2019a). La biosíntesis al ser en principio menos negativa para el ambiente es la que resulta más atractiva (Liu *et al*, 2019a).

Estos bioplásticos, según sus propiedades, pueden clasificarse como biodegradables y no biodegradables (Kumar *et al*, 2018; Liu *et al*, 2019a).

Los polihidroxialcanoatos (PHA), producidos de manera natural por la fermentación bacteriana de azúcares y lípidos son una alternativa a los plásticos producidos a partir del petróleo (Gherghel *et al*, 2019). La utilización de estos PHA producidos por bacterias pueden ser una alternativa beneficiosa para el ambiente, ya que sus propiedades son similares a las de los plásticos tradicionales y, son de origen natural (Liu *et al*, 2019a; Gherghel *et al*, 2019). Las aguas residuales y sus fangos, por la gran cantidad de materia orgánica que poseen, son una buena alternativa como fuente de nutrientes para las bacterias que producen los bioplásticos (Kumar *et al*, 2018; Arias *et al*, 2019; Gherghel *et al*, 2019; Liu *et al*, 2019a).

En condiciones anaerobias, en los fangos se acumulan los microorganismos capaces de tomar los ácidos grasos volátiles y producir PHA (Gherghel *et al*, 2019). Estos microorganismos, en determinadas condiciones, prefieren formar compuestos energéticos, como los PHA, en lugar de utilizar la materia que se encuentra en los fangos para crecer y completar su desarrollo (Liu *et al*, 2019a).

La limitación de nutrientes es el método más habitual para incrementar la producción de PHA (Arias *et al*, 2019). Debido a la gran cantidad de sustratos que pueden obtener los microorganismos en las aguas residuales, estos pueden seguir varias rutas metabólicas para producir PHA y otros bioplásticos, como se muestra en la Figura 12.

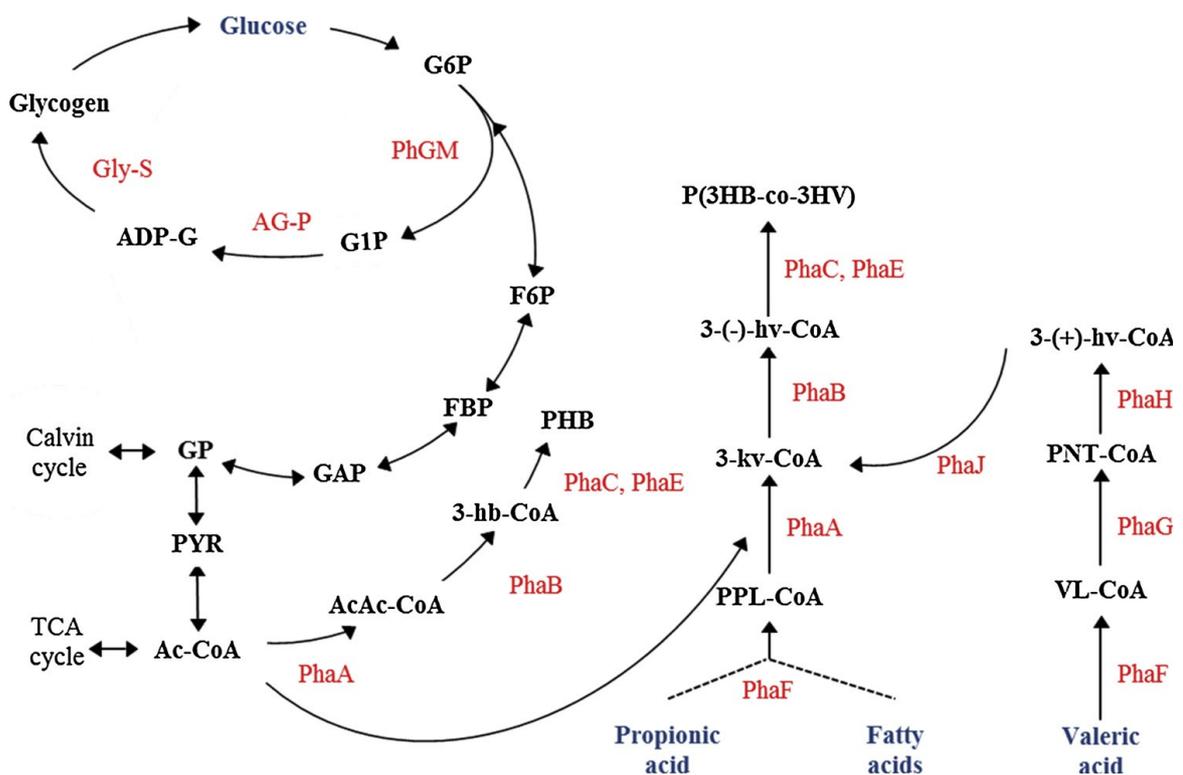


Figura 12: Rutas metabólicas de producción de bioplásticos (Arias *et al*, 2019).

Existen varios mecanismos para la producción de PHA, destacando dos de ellos. El primero, Enhanced Biological Phosphorus Removal (EBPR) y, el segundo el

Feast-Famine method (Liu *et al*, 2019a).

El método EBPR (Figura 13) tiene la ventaja de que los microorganismos, de manera simultánea, sintetizan PHA y eliminan fósforo de los fangos (Liu *et al*, 2019a). Una desventaja de este mecanismo es que la producción de PHA es baja (Liu *et al*, 2019a).

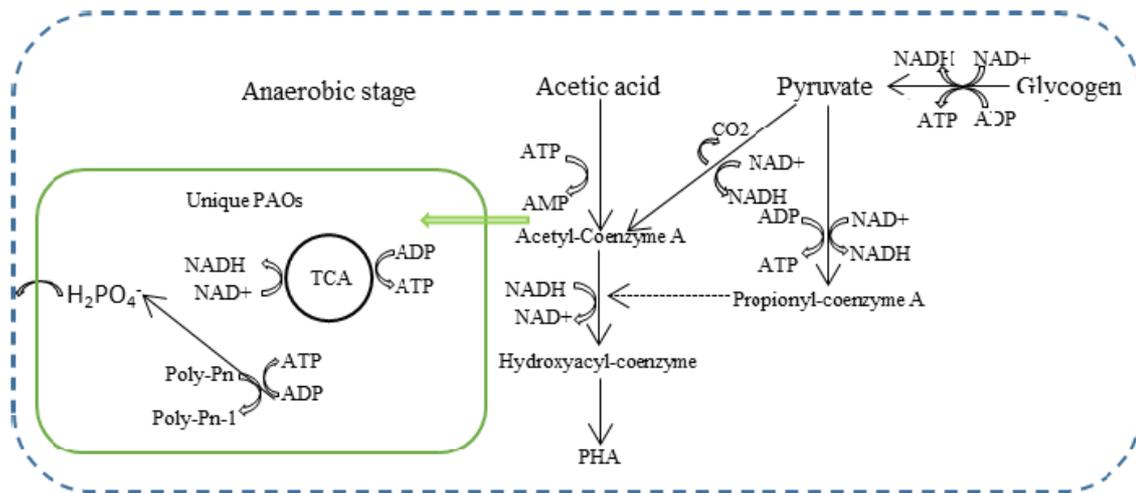


Figura 13: Ruta anabólica basada en el proceso EBPR (Liu *et al*, 2019a)

Con el segundo método (Feast-Famine method) (Figura 14), se somete a los microorganismos a presiones selectivas, alternándose el aporte de nutrientes y la privación de estos (Arias *et al*, 2019; Liu *et al*, 2019a). Durante estos procesos, los microorganismos pasan por varios cambios metabólicos para adaptarse al ambiente, prevaleciendo aquellos microorganismos con una mayor capacidad de síntesis y almacenaje de PHA (Arias *et al*, 2019; Liu *et al*, 2019a).

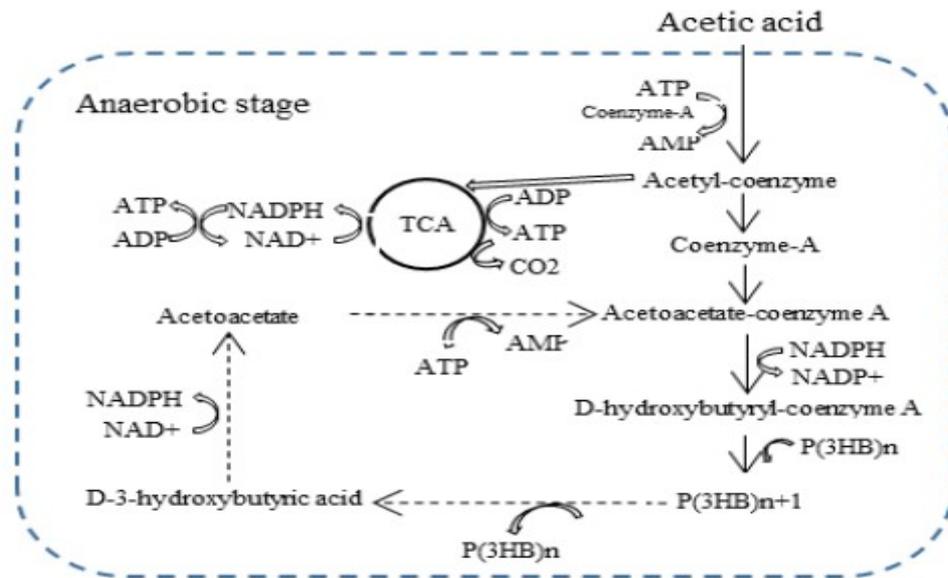


Figura 14: Ruta anabólica basada en el proceso Feast-Famine (Liu et al, 2019a).

Algunos investigadores han observado que, combinando ambos métodos, la síntesis de PHA aumenta (Liu et al, 2019a).

A pesar de todas las ventajas que presenta utilizar las aguas residuales como fuente de PHA, aún se necesitan muchos estudios para determinar su viabilidad económica y técnica (Kumar et al, 2018; Arias et al, 2019; Gherghel et al, 2019; Liu et al, 2019a). Además de que, la mayor parte de los estudios sobre este tema han sido realizados a pequeña escala, en laboratorio o en pequeñas EDAR por lo que sería necesario comprobar su eficacia en grandes plantas de tratamiento (Arias et al, 2019). Otra desventaja de esta aplicación de los fangos es que, en algunos casos, la producción de PHA reduce la de metano en la EDAR (Van der Hoek et al, 2016).

3.2. Biorefinería de algas

Las algas tienen varias características metabólicas que hacen que sean idóneas

como productoras de biodiesel en plantas de tratamiento de aguas residuales, destacando su rápido crecimiento y su habilidad para desarrollarse en aguas de baja calidad (Roostaei *et al*, 2017; Sasongko *et al*, 2018). Las aguas residuales son una fuente de nutrientes y agua para las algas, que utilizan el nitrógeno y el fósforo presente en estas (Chiu *et al*, 2015; Roostaei *et al*, 2017; Arias *et al*, 2019; Gherghel *et al*, 2019). Además, utilizar las aguas residuales como fuente de nutrientes para las algas en la producción de biodiesel reduce considerablemente los costes del proceso (Sasongko *et al*, 2018; Gherghel *et al*, 2019).

Inicialmente, el uso de algas en las EDAR era la eliminación de nutrientes, como el nitrógeno y el fósforo, de las aguas residuales. Con el paso de los años y el aumento de los estudios en este campo, el uso de las algas en las EDAR ha ido variando hacia la producción de biodiesel (Chiu *et al*, 2015).

El uso de algas y microalgas como fuente productora de biodiesel hace que disminuya el impacto de la producción de este biocombustible a partir de otros materiales, sobre todo de origen agrícola (Chiu *et al*, 2015; Arias *et al*, 2019). El biodiesel producido por las microalgas equivale de una manera prácticamente total a los combustibles derivados del petróleo, siendo incluso más eficaz que otros biodiesel orgánicos (Chiu *et al*, 2015; Gherghel *et al*, 2019). Esto tiene un impacto positivo, ya que disminuye la carga sobre la agricultura (Chiu *et al*, 2015).

La producción de biodiesel utilizando microalgas y aguas residuales es un proceso secuencial, compuesto por las siguientes fases: cultivo, recolección y desecación de las algas, extracción de los lípidos e hidrocarburos y, conversión de estos en biocombustibles (Sasongko *et al*, 2018).

La producción de biodiesel utilizando algas en EDAR depende de varios factores, destacando entre ellos la calidad y el caudal de las aguas residuales, las

variaciones climáticas (temperatura, precipitación, radiación solar, etc) y el espacio disponible (Roostaei *et al*, 2017; Arias *et al*, 2019). La temperatura es un factor esencial para el crecimiento de las algas, disminuyendo tanto la biomasa como la cantidad de biodiesel producido en los meses más fríos (Sasongko *et al*, 2018). En EDAR pequeñas resulta inviable el cultivo de algas para producir biodiesel por el espacio adicional que se necesita (Roostaei *et al*, 2017). Otra cosa que Roostaei *et al*, (2017) observaron fue que cuanto mayor sea el caudal a tratar en la EDAR, menor espacio es requerido para el cultivo de algas.

Chlorella sp. es una de las algas más estudiadas para la producción de biodiesel y, por ello, la más utilizada (Chiu *et al*, 2015; Roostaei *et al*, 2017). Los ácidos grasos (C18:1) producidos por *Chlorella sp* son los que tienen una mayor eficacia a la hora de producir biodiesel (Chiu *et al*, 2015).

Roostaei *et al* (2017) pone en evidencia los tres métodos más utilizados para extraer el biodiesel a partir de algas: 1) extracción de lípidos, 2) pirólisis y 3) licuefacción hidrotermal. De acuerdo con la bibliografía, la extracción de lípidos es el método más estudiado y utilizado, consistiendo en la extracción de los lípidos de las algas y una digestión anaerobia de la biomasa residual no lipídica (Roostaei *et al*, 2017; Sasongko *et al*, 2018). Los productos obtenidos por este método deben refinarse después para obtener el biodiesel (Sasongko *et al*, 2018).

Roostaei *et al* (2017) también observa en su estudio en distintas EDAR de Estados Unidos como afecta el clima a la utilización de la energía y la producción de biodiesel en las EDAR. En climas más cálidos, la productividad es mayor pero el uso eficiente la energía es limitado; en cambio, en climas fríos los resultados se invierten.

La mayor parte de la energía consumida en las EDAR con producción de

biodiesel se da en los pretratamientos y, proceso de conversión del bioaceite en biodiesel (Figura 15) (Roostaei *et al*, 2017). El cultivo de las algas productoras de biodiesel representa un porcentaje menor de la energía total utilizada en la EDAR (Roostaei *et al*, 2017).

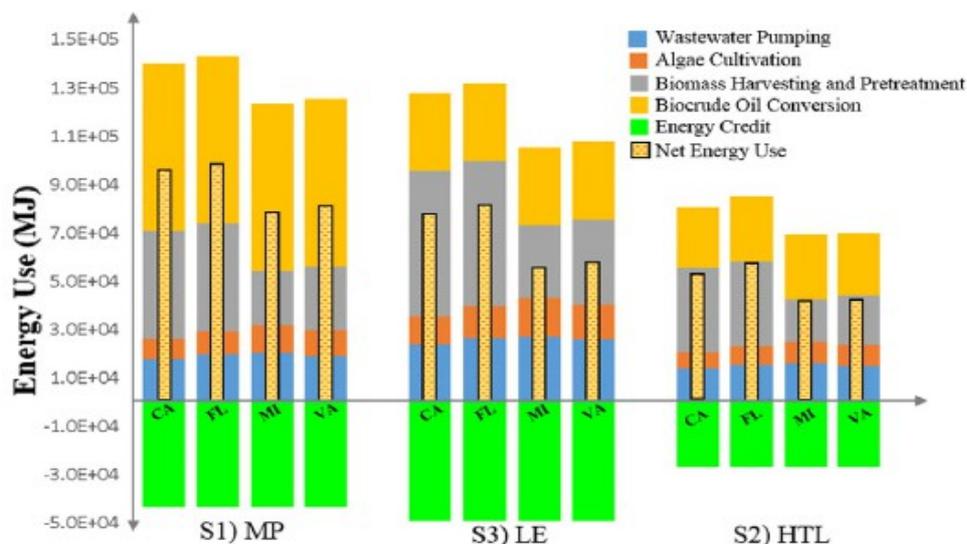


Figura 15: Porcentajes de uso energético en EDAR con distintos tratamientos de producción de biodiesel. (Roostaei *et al*, 2017)

Al contrario de lo que Roostaei *et al*. (2017) dice en su artículo, Sasongko *et al*. (2018) exponen que la mayor inversión en el uso de microalgas para la producción de biodiesel se produce en el cultivo de las algas, previo a su utilización en las aguas residuales, que equivaldría en costo al proceso entero de producción de biodiesel. La disminución de estos costes y el aumento en su productividad es un punto clave a la hora de llevar estos tratamientos a gran escala (Sasongko *et al*, 2018).

La utilización de aguas residuales como fuente de nutrientes en el cultivo de microalgas productoras de biodiesel reduce la emisión de gases de efecto invernadero a la atmósfera, comparando sus emisiones con las generadas por la

producción de biodiesel con algas cultivadas en aguas limpias (Sasongko *et al*, 2018).

Aunque no es significativamente competitivo contra el consumo de combustibles fósiles, el biodiesel producido por cultivos de algas en las EDAR aporta beneficios a la hora de reducir las emisiones de gases de efectos invernadero procedentes de combustibles (Chiu *et al*, 2015; Roostaei *et al*, 2017; Sasongko *et al*, 2018). A pesar de sus beneficios, Roostaei *et al* (2017) y otros autores (Chiu *et al*, 2015; Sasongko *et al*, 2018) destacan que el acceso a esta tecnología es reducido debido a su alto coste y sus necesidades espaciales.

Conclusiones

Las EDAR pueden convertirse en una fuente renovable de agua, energía y nutrientes, pero para ello hay que cambiar el enfoque de los procesos utilizados para depurar las aguas residuales, enfocándose más en los tratamientos biológicos, cuyo gasto energético es menor y, son menos perjudiciales para el entorno.

A partir de las aguas residuales se pueden obtener varios tipos de energía, destacando sobre las demás el biogas producido durante los procesos de digestión anaerobia. El biogas no solo puede utilizarse para producir energía y calor, también puede utilizarse dentro de la EDAR para disminuir su consumo energético y evitar que sea liberado a la atmósfera.

Los fertilizantes obtenidos a partir de las aguas residuales, como el compost y la estruvita, son la mejor manera de recuperar nutrientes como el fósforo y el nitrógeno de las aguas residuales. Teniendo en cuenta que estos nutrientes, principalmente el fósforo, no se regeneran en la naturaleza al mismo ritmo que son consumidos por la humanidad, la síntesis de estruvita y su comercialización, sería una manera no solo de utilizar las aguas residuales como una fuente de recursos, sino también como un impulsor económico.

Otros productos que podemos obtener, como el biodiesel y los bioplásticos. Estos últimos tienen un gran interés ya que pueden utilizarse para producir compuestos biodegradables y con un menor impacto ambiental que los plásticos habituales.

Las EDAR están muy extendidas en países desarrollados, habría que buscar alguna manera de abaratar sus costes, haciendo que sean autosuficientes, para que también puedan llegar ser establecidas en países en vías de desarrollo.

Bibliografía

- Aguilar-Benitez, I., & Blanco, P. A. (2018). Methane recovery and reduction of greenhouse gas emissions: WWTP Nuevo Laredo, Tamaulipas, Mexico. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 9(2), 86-114.
- Alizadeh, S., Zafari-Koloukhi, H., Rostami, F., Rouhbakhsh, M., & Avami, A. (2020). The eco-efficiency assessment of wastewater treatment plants in the city of Mashhad using emergy and life cycle analyses. *Journal of Cleaner Production*, 249, 119327.
- Arias, D. M., García, J., & Uggetti, E. (2019). Production of polymers by cyanobacteria grown in wastewater: Current status, challenges and future perspectives. *New biotechnology*, 55, 46-57.
- Chiu, S. Y., Kao, C. Y., Chen, T. Y., Chang, Y. B., Kuo, C. M., & Lin, C. S. (2015). Cultivation of microalgal *Chlorella* for biomass and lipid production using wastewater as nutrient resource. *Bioresource technology*, 184, 179-189.
- Drewnowski, J., Zaborowska, E., & De Vega, C. H. (2018). Computer Simulation in Predicting Biochemical Processes and Energy Balance at WWTPs. *In E3S Web of Conferences (Vol. 30, p. 03007). EDP Sciences.*
- Fernández-Arévalo, T., Lizarralde, I., Fdz-Polanco, F., Pérez-Elvira, S. I., Garrido, J. M., Puig, S., ... & Ayesa, E. (2017). Quantitative assessment of energy and resource recovery in wastewater treatment plants based on plant-wide simulations. *Water research*, 118, 272-288.
- Gandiglio, M., De Sario, F., Lanzini, A., Bobba, S., Santarelli, M., & Blengini, G. A. (2019). Life cycle assessment of a biogas-fed solid oxide fuel cell (SOFC)

integrated in a wastewater treatment plant. *Energies*, 12(9), 1611.

Gherghel, A., Teodosiu, C., & De Gisi, S. (2019). A review on wastewater sludge valorisation and its challenges in the context of circular economy. *Journal of cleaner production*.

Harimawan, A., Devianto, H., Al-Aziz, R. H. R., Shofinita, D., & Setiadi, T. (2019). Influence of Electrode Distance on Electrical Energy Production of Microbial Fuel Cell using Tapioca Wastewater. *Journal of Engineering and Technological Sciences*, 50(6), 841-855.

Koch, C., Huber, K. J., Bunk, B., Overmann, J., & Harnisch, F. (2019). Trophic networks improve the performance of microbial anodes treating wastewater. *NPJ biofilms and microbiomes*, 5(1), 1-9.

Kominko, H., Gorazda, K., Wzorek, Z., & Wojtas, K. (2018). Sustainable management of sewage sludge for the production of organo-mineral fertilizers. *Waste and biomass valorization*, 9(10), 1817-1826.

Kovaleva, O., & Sannikova, N. (2019). Microbiological treatment system of storage ponds. In *E3S Web of Conferences (Vol. 135, p. 01007)*. EDP Sciences.

Kumar, M., Ghosh, P., Khosla, K., & Thakur, I. S. (2018). Recovery of polyhydroxyalkanoates from municipal secondary wastewater sludge. *Bioresource technology*, 255, 111-115.

Li, B., Huang, H. M., Boiarkina, I., Yu, W., Huang, Y. F., Wang, G. Q., & Young, B. R. (2019). Phosphorus recovery through struvite crystallisation: Recent developments in the understanding of operational factors. *Journal of environmental management*, 248, 109254.

- Lipiński, K., & Umiejewska, K. (2017). Application of multi-enzymatic hydrolysis for improving the efficiency of the biogas production in solid waste fermentation process in Ostróda WWTP. *In E3S Web of Conferences (Vol. 22, p. 00105). EDP Sciences.*
- Liu, F., Li, J., & Zhang, X. L. (2019, October). Bioplastic production from wastewater sludge and application. *In IOP Conference Series: Earth and Environmental Science (Vol. 344, No. 1, p. 012071). IOP Publishing. [a]*
- Liu, Y., Ngo, H. H., Guo, W., Peng, L., Wang, D., & Ni, B. (2019). The roles of free ammonia (FA) in biological wastewater treatment processes: A review. *Environment international, 123, 10-19. [b]*
- Lizarralde, I., Fernández-Arévalo, T., Manas, A., Ayesa, E., & Grau, P. (2019). Model-based optimization of phosphorus management strategies in Sur WWTP, Madrid. *Water research, 153, 39-52.*
- Lu, L. I., Geng, S., Li, Z., & Song, K. (2020). Effect of microplastic on anaerobic digestion of wasted activated sludge. *Chemosphere, 125874.*
- Maaz, M., Yasin, M., Aslam, M., Kumar, G., Atabani, A. E., Idrees, M., ... & Lesage, G. (2019). Anaerobic membrane bioreactors for wastewater treatment: Novel configurations, fouling control and energy considerations. *Bioresource technology.*
- Martínez-Gallardo, M. R., López, M. J., Jurado, M. M., Suárez-Estrella, F., López-González, J. A., Sáez, J. A., ... & Moreno, J. (2020). Bioremediation of Olive Mill Wastewater sediments in evaporation ponds through in situ composting assisted by bioaugmentation. *Science of The Total Environment, 703, 135537.*

- McCarty, P. L., Bae, J., & Kim, J. (2011). Domestic Wastewater Treatment as a Net Energy Producer: Can This be Achieved?. *Environmental science & technology*, 45(17), 7100-7106.
- Martí, N., Barat, R., Seco, A., Pastor, L., & Bouzas, A. (2017). Sludge management modeling to enhance P-recovery as struvite in wastewater treatment plants. *Journal of environmental management*, 196, 340-346.
- Mohamed, S. N., HIRAMAN, P. A., Muthukumar, K., & Jayabalan, T. (2020). Bioelectricity production from kitchen wastewater using microbial fuel cell with photosynthetic algal cathode. *Bioresource Technology*, 295, 122226.
- Musfique, A., Hasan, C. K., Hafizur, R., Hossain, M. A., & Uddin, S. A. (2015). Prospects of using wastewater as a resource-nutrient recovery and energy generation. *American Journal of Environmental Sciences*, 11(2), 99-114.
- Rittmann, B. E. (2008). Opportunities for renewable bioenergy using microorganisms. *Biotechnology and bioengineering*, 100(2), 203-212.
- Roostaei, J., & Zhang, Y. (2017). Spatially explicit life cycle assessment: opportunities and challenges of wastewater-based algal biofuels in the United States. *Algal Research*, 24, 395-402.
- Sasongko, N. A., Noguchi, R., Ito, J., Demura, M., Ichikawa, S., Nakajima, M., & Watanabe, M. M. (2018). Engineering study of a pilot scale process plant for microalgae-oil production utilizing municipal wastewater and flue gases: fukushima pilot plant. *Energies*, 11(7), 1693.
- Schäfer, M., Gretzschel, O., Schmitt, T. G., & Knerr, H. (2015). Wastewater treatment plants as system service provider for renewable energy storage and control energy in virtual power plants—a potential analysis. *Energy*

Procedia, 73, 87-93.

- Sciarria, T. P., Vacca, G., Tambone, F., Trombino, L., & Adani, F. (2019). Nutrient recovery and energy production from digestate using microbial electrochemical technologies (METs). *Journal of cleaner production*, 208, 1022-1029.
- Tang, J., Zhang, C., Shi, X., Sun, J., & Cunningham, J. A. (2019). Municipal wastewater treatment plants coupled with electrochemical, biological and bio-electrochemical technologies: Opportunities and challenge toward energy self-sufficiency. *Journal of environmental management*, 234, 396-403.
- Van der Hoek, J. P., de Fooij, H., & Struiker, A. (2016). Wastewater as a resource: Strategies to recover resources from Amsterdam's wastewater. *Resources, Conservation and Recycling*, 113, 53-64.
- Wacławek, S., Grübel, K., Silvestri, D., Padil, V. V., Wacławek, M., Černík, M., & Varma, R. S. (2019). Disintegration of wastewater activated sludge (WAS) for improved biogas production. *Energies*, 12(1), 21.
- Werle, S., & Sobek, S. (2019). Gasification of sewage sludge within a circular economy perspective: a Polish case study. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(35), 35422-35432.
- Yuan, T., Cheng, Y., Wang, X., Yu, Y., Zhang, Z., Lei, Z., ... & Lee, D. J. (2019). A novel anaerobic digestion system coupling biogas recirculation with MgCl₂ addition for multipurpose sewage sludge treatment. *Journal of Cleaner Production*, 230, 499-507.

[Páginas web](#)

Ali, S. and Gillich, A. (2018). The Theoretical versus Practical Potential of Existing and Emerging Wastewater Heat Recovery Technologies. *Energy Systems Conference 201*. London, UK 19 - 20 Jun 2018
<https://openresearch.lsbu.ac.uk/item/889vq>

Bouzas, A., Barat, R., Ribes, J., Borrás, L., Martí, N., Ferrer, J., ... & Doñate, S. (2017). *Implementación de un sistema de recuperación de fósforo en la EDAR de Calahorra*.
<https://www.aguasresiduales.info/revista/articulos/implementacion-de-un-sistema-de-recuperacion-de-fosforo-en-la-edar-de-calahorra>

<https://www.madridsubterra.es/district-heating-katri-vala-energia-de-las-aguas-residuales/>