

Análisis y perspectivas del tratamiento anaerobio y el aprovechamiento de lodos biológicos en América Latina



Revista EIA
ISSN 1794-1237
e-ISSN 2463-0950
Año XIX/ Volumen 19/ Edición N.38
Junio-Diciembre de 2022
Reia3802 pp. 1-25

Publicación científica semestral
Universidad EIA, Envigado, Colombia

PARA CITAR ESTE ARTÍCULO / TO REFERENCE THIS ARTICLE /

Pulgarin Muñoz, C. E.; Saldarriaga Molina, J. C.; Correa Ochoa, M. A. (2022).

Análisis y perspectivas del tratamiento anaerobio y el aprovechamiento de lodos biológicos en América Latina
Revista EIA, 19(38), Reia3802.
pp. 1-25. <https://doi.org/10.24050/reia.v19i38.1516>

✉ Autor de correspondencia:

Pulgarin Muñoz, C. E. (Carlos Esteven):
Profesor Escuela Ambiental, Facultad de Ingeniería de la Universidad de Antioquia
Correo electrónico:
esteven.pulgarin@udea.edu.co

Recibido: 08-04-2021

Aceptado: 28-12-2021

Disponibile online: 01-06-2022

✉ CARLOS ESTEVEN PULGARIN MUÑOZ¹
JULIO CÉSAR Saldarriaga MOLINA¹
Mauricio Andres Correa Ochoa¹

1. Universidad de Antioquia

Resumen

Los lodos biológicos son residuos generados en las plantas de tratamiento de agua residual (PTAR), como consecuencia de la sedimentación de material suspendido en las unidades primarias y por el crecimiento de la biomasa en el tratamiento biológico. Estos lodos representan una generación que alcanza cifras de 1.400 t/día en Canadá, 2.000 t/día en Estados Unidos de Norte América, 1.753 t/día en México, 1.232 t/día en Brasil entre otros, con un crecimiento esperado del 60% para el 2050. Históricamente, este tipo de sólidos, han sido dispuestos en rellenos sanitarios contribuyendo con los impactos ambientales, sociales y económicos relacionados con la gestión de residuos; sin embargo, en las últimas décadas y a nivel global se ha propuesto la aplicación de la digestión anaerobia (DA) como alternativa para el tratamiento y aprovechamiento de residuos orgánicos, dado su fácil operación, valor económico y por la posibilidad de obtener subproductos como biogás y abono. En los países latinoamericanos esta situación no es particularmente diferente, donde algunas investigaciones han centrado sus esfuerzos en estudiar las diferentes variables que tienen relación con la digestión anaerobia. En el presente artículo de revisión bibliográfica se analizaron 56 trabajos de investigación relacionados con procesos de co-digestión anaerobia, pretratamiento, modelos matemáticos, microorganismos, parámetros de operación y evaluación económica; donde, si bien se evidencia un avance importante en relación con la temática, se requiere de mayores esfuerzos que permitan la comprensión y ajuste de los diferentes parámetros, especialmente, en escalas piloto y real, posibilitando su implementación en la gestión de residuos.

Palabras clave: Lodos biológicos, lodos residuales, residuos orgánicos, digestión anaerobia, co-digestión de lodos, parámetros de operación, pretratamiento, modelos matemáticos, microorganismos, evaluación económica

Analysis and perspectives of anaerobic treatment and the use of biological sludge in Latin America

Abstract

Biological sludge is waste generated in wastewater treatment plants, as a consequence of the sedimentation of suspended material and by the growth of biomass in the biological treatment. This sludge represents a generation that for some countries, reaches figures of 1,400 t / day in Canada, 2,000 t / day in the United States of North America, 1,753 t / day in Mexico, 1,232 t / day in Brazil, among others, with growth 60% expected by 2050. Historically, this type of solids has been disposed of in sanitary landfills, contributing to the environmental, social and economic impacts related to waste management; However, in recent decades and globally, the application of anaerobic digestion has been proposed as an alternative for the treatment of solids, given its easy operation, economic value and the possibility of obtaining by-products such as biogas and compost. In Latin American countries this situation is not particularly different, where some researches have focused their efforts on studying the different variables that are related to anaerobic digestion. In this bibliographic review article, 56 research works related to anaerobic co-digestion processes, pretreatment, mathematical models, microorganisms, operating parameters and economic evaluation were analyzed; where, although there is an important advance in relation to the subject, greater efforts are required to allow the understanding and adjustment of the different parameters, especially in pilot and real scales, enabling their implementation in waste management.

Key Words: Biological sludge, sewage sludge, organic waste, anaerobic digestion, sludge co-digestion, operating parameters, pretreatment, mathematical models, microorganisms, economic evaluation

1. Introducción

Como consecuencia del uso del agua en actividades cotidianas, entre las que se encuentran inodoros, duchas, lavadoras, grifos, riego del césped, entre muchas otras Gato -Trinidad, Jayasuriya y Roberts, (2011), el recurso sufre una importante transformación; en otras palabras, un deterioro de su calidad, que incluye cambios en sus características físicas, químicas y microbiológicas, que generan impactos en los ecosistemas y problemas en la salud de las personas. Por ello, se han implementado las Plantas de Tratamiento de Agua Residual (PTAR), como una alternativa en la que se logra la remoción o eliminación de contaminantes a partir de la articulación de procesos físicos, químicos y microbiológicos; donde una serie de microorganismos emplea la materia orgánica como fuente de energía, transformándola en elementos de menor complejidad como gases, agua y biomasa Henry y Enkey (1999); von Sperling y de Lemos Chernicharo (2005); Romero (2011).

De los sistemas de tratamiento y sus diferentes etapas aparece la sedimentación, conocida como un proceso físico de retención de partículas, la cual busca la separación del material sólido de la masa de agua y que se aplica en las unidades preliminares o primarias (remoción de arenas y otros compuestos inertes). De otro lado, en las etapas secundarias, tras la conversión de materia orgánica en organismos (biomasa), da origen a grandes volúmenes de sólidos, los cuales también requieren de una adecuada disposición López Vásquez, et al. (2017).

Algunas experiencias reportan datos sobre la cantidad de este material en sistemas de tratamiento en el ámbito mundial. Lwin, Maung y Hashimoto (2015), establecieron la producción de lodos en estado seco en algunas Naciones del Sudeste Asiático (ASEAN) en 67.000 t/d. De otro lado, en cuanto al continente americano, Larney y Angers (2011), reportaron para Canadá cantidades generadas de sólidos alrededor de 1.400 t/d.; mientras que a nivel nacional, se cuenta con reportes de 274 t/d, cifra que involucra exclusivamente, la generación en las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) San Fernando en El Valle de Aburrá, Salitre I en Bogotá y Cañaveralejo en Cali. Bedoya, et al. (2013). En general, a nivel mundial se espera que para el año 2050 se presenten incrementos significativos en la generación de sólidos en los sistemas de tratamiento de aguas residuales del orden del 66% Lwin, Maung y Hashimoto (2015), soportado en el crecimiento poblacional y en el aumento de cobertura en instalaciones sanitarias.

Según Alberico, et al. (2019), la generación de lodos se convierte en una situación que se torna preocupante, debido a que: los residuos son depositados en rellenos sanitarios y contribuyen con la contaminación del aire (debido a la emisión de gases de efecto invernadero), el agua (contaminación de fuentes hídricas superficiales y subterráneas) y el suelo; los residuos producidos tienen una gran carga de elementos como carbono, nitrógeno y fósforo, muchos de ellos en forma de proteínas y demás macromoléculas que al ser depositados en los rellenos sanitarios contribuyen con la interrupción de los ciclos biogeoquímicos Arrieta, et al. (2016); los costos en la gestión de los lodos representan, aproximadamente, el 50% de los recursos de operación de las PTAR sin obtener ningún beneficio a cambio Appels, et al. (2011).

Dentro de las alternativas para el tratamiento de este tipo de subproductos resultantes del tratamiento biológico de las PTAR se ha propuesto la digestión anaerobia. En esta, debido a la acción de los microorganismos específicos que actúan se reconocen tres etapas: a) hidrólisis, etapa en la que los carbohidratos, proteínas y lípidos son transformados en azúcares, aminoácidos y alcoholes; b) fermentación, transformación de compuestos simples hasta productos intermedios como propionato, butirato, etanol y ácidos grasos volátiles; y c) metanogénesis, fase final en la que los productos intermedios son transformados en biogás Díaz, Espitia y Molina (2002). Esta digestión permite la recuperación del potencial energético de los residuos en forma de biogás y digestato o líquido fermentado.

En este orden de ideas, se entiende que la implementación de procesos biológicos, tanto aerobios como anaerobios o sus combinaciones en el tratamiento y recuperación de residuos orgánicos, permite la reincorporación de dichos compuestos a los ciclos productivos y se propicia con ellos el cierre de los ciclos biogeoquímicos Arrieta, et al. (2016). En este sentido, se encuentra por un lado el biogás que es una mezcla compuesta principalmente por metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2). Donde el primero, puede ser recuperado y empleado como fuente de energía en las actividades cotidianas de la PTAR y, de paso, reduce sus costos de operación Damaceno, et al. (2019); en tanto que, el aprovechamiento del digestato o el material residual del proceso de digestión anaerobia permite la disminución en la producción de agroquímicos Morero, et al. (2020), los cuales se han hecho necesarios debido a la falta de nutrientes en el suelo y se han convertido en los principales limitantes en el proceso de incorporación de cultivos, pues, la tasa de consumo de sustancias húmicas y macroelementos como nitrógeno, fósforo y potasio son mayores a la formación de los mismos en el suelo Vanneckhaute, et al. (2013).

Desde este marco comprensivo se identifican tres grandes beneficios: seguridad energética, salud y obtención de recursos monetarios. Los dos primeros debido a que el biogás es utilizado para suplir la demanda energética Udeata, et al. (2019),

reemplazando el uso de combustibles fósiles en la generación de calor y electricidad, pudiendo representar entre el 5 y 40% del total de los costos de operación de las PTAR Lu, He y Stoffella, (2012), disminuyendo las emisiones de contaminantes atmosféricos Nghiem, et al. (2017); y, el tercero, debido a que, en Colombia se permite la disminución de gravámenes arancelarios propuestos por la Ley 1715 de 2014 como compensación por el uso de fuentes no convencionales de energía.

Para el desarrollo del presente artículo, que busca ser referente en la temática para América Latina, se tomaron en consideración publicaciones indexadas y recopiladas en la base de datos Scopus. En la búsqueda se tuvo en cuenta información y datos asociados en el título, resumen y palabras claves expresiones como “*Sewage sludge*” y “*anaerobic digestion*” y que estuvieran relacionados con experiencias propias para países Latinoamericanos en la última década (2010 a 2020). De este barrido de información a partir de lo acá consignado, se logra vislumbrar el potencial que tiene la digestión anaerobia como herramienta para la gestión de lodos generados en PTAR, permitiendo la recuperación de su potencial energético mediante la generación de biogás o abonos y, a su vez, la activación y cierre de ciclos biogeoquímicos, con la necesidad latente de ahondar en investigaciones a escala piloto y real.

2. Metodología

Para el desarrollo del presente artículo de revisión bibliográfica, se empleó una metodología que consiste en tres etapas específicas: búsqueda, selección y análisis de la información, las cuales se describen a continuación.

En la búsqueda de los artículos, se empleó el indexador Scopus usando las palabras claves “*Sewage sludge*” y “*Anaerobic digestion*”. Posteriormente, se clasificaron los resultados en intervalos de tiempo, para reducir esta búsqueda a una ventana de análisis entre 2010 y 2021. Luego se realizó una clasificación espacial y finalmente se concentró el trabajo en investigaciones desarrolladas exclusivamente, en los países latinoamericanos.

Con el fin de conocer cómo se viene desarrollando el tratamiento de lodos en el ámbito latinoamericano, se definieron unas las líneas de investigación específicas, denominadas categorías de análisis. Estas categorías como se indicó, están asociadas con las temáticas específicas definidas por los investigadores en sus diferentes proyectos y recogen aspectos como: co-digestión anaerobia, procesos de pretratamiento, parámetros de operación, microorganismos, modelos matemáticos y evaluación técnico-económica. También se aplicará análisis bibliométrico con el fin de establecer si las categorías, se corresponden con los temas más estudiados en el ámbito internacional, lo que permite establecer las temáticas de mayor interés, representadas de manera gráfica y para la ventana final de observación (2010-2021).

Para el análisis de los artículos seleccionados se empleó el software Atlas.ti 7.5., en el cual se generaron códigos que permitieron agrupar la información de cada artículo en subcategorías de análisis y el software Vosviewer en el que se analizó la aparición, repetición y temporalidad de conceptos contenidos en los artículos.

3. Resultados

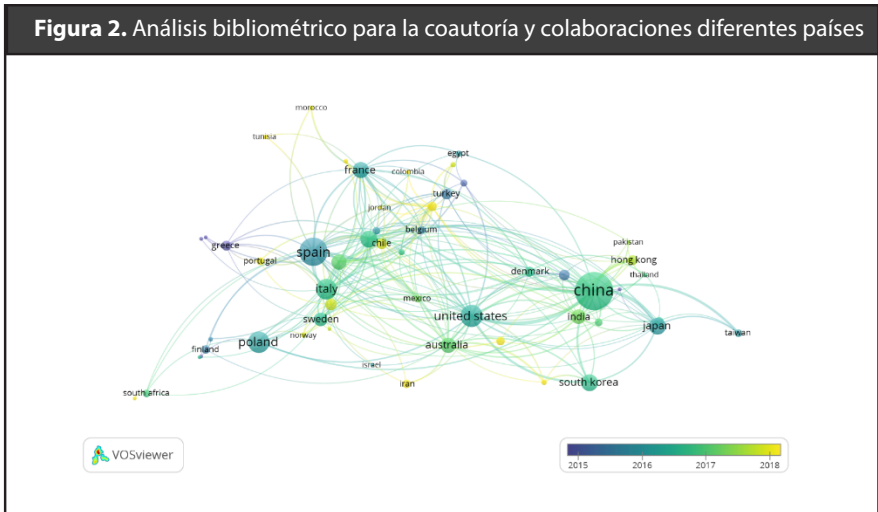
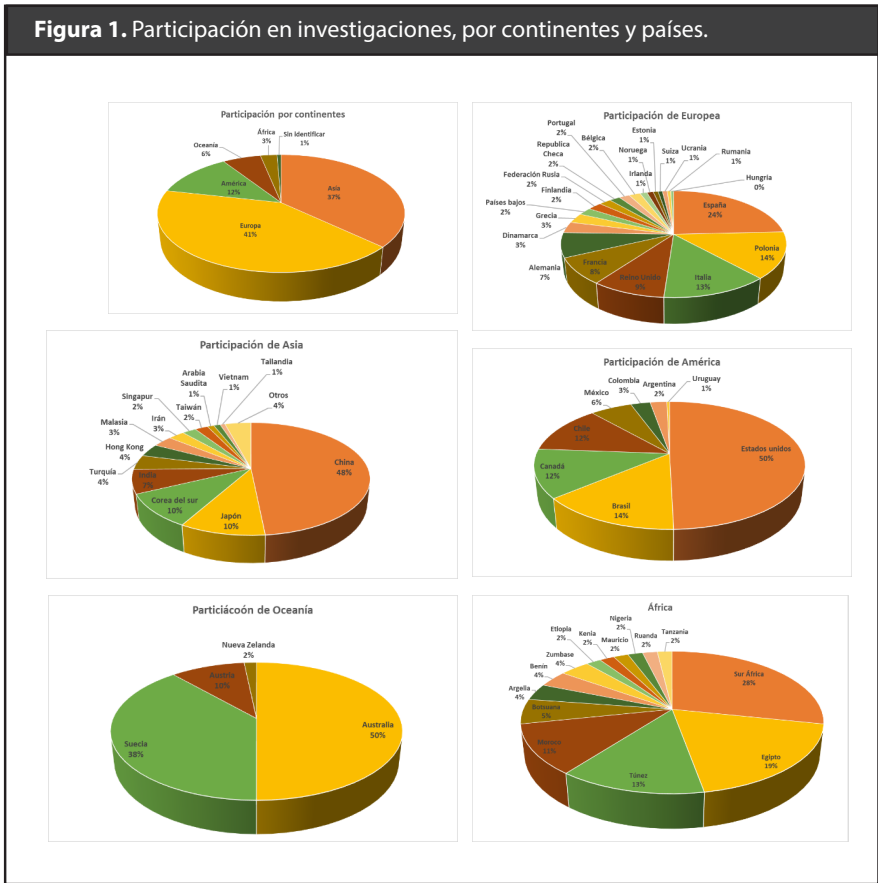
3.1. Distribución a nivel global de trabajos asociados al manejo de lodos

Debido a las facilidades técnicas y económicas que pueden ofrecer los procesos de digestión anaerobia de lodos, la práctica se ha popularizado en las últimas décadas, principalmente, en países asiáticos y de Europa. Estos países, fueron pioneros y de sus prácticas en relación con la microbiología y la teoría básica de la digestión de lodos Buswell (1947), se puede decir que se logró la implementación de procesos como de la co-digestión de lodos biológicos, con residuos de alimentos Lacovidou, Ohandja y Voulvoulis (2012).

Como respuesta a la búsqueda de artículos que arrojó el indexador Scopus, bajo el uso de las palabras claves “Sewage sludge” y “Anaerobic digestion”, se encontró un total de 2820 publicaciones a nivel global, en una amplia ventana de información de 74 años, en la que además se registra una primera publicación para el año 1947. Seguidamente, con el ánimo de conocer los últimos avances en la temática de la codigestión de lodos, la búsqueda se redujo a un periodo de 11 años (2010 a 2021), disminuyendo así el número de estudios a 1598.

En la Figura 1 se muestra la participación en dichas investigaciones, a partir de los resultados a nivel de continentes y países, en la que se identifica una mayor participación para Europa con el 41% de las investigaciones, seguido por Asia, América, Oceanía y África (con 37%, 12%, 6% y 3%, respectivamente), mientras que el 1% no tienen filiaciones geográficas. En cuanto a la participación por países, China encabeza la lista con una participación del 18% a nivel mundial, seguido por España con el 10% y Estados Unidos de Norte América con el 6%. Por otro lado, la Figura 2 muestra el análisis bibliométrico para la coautoría y colaboraciones diferentes países, en los que resaltan China, España y Estados Unidos

Posteriormente, mediante la aplicación del filtro geográfico, se analizó la producción en países latinoamericanos, rescatando un total de 94 artículos, ubicados en Brasil, Chile, México, Colombia, Argentina y Uruguay, lo que representa el 5% de la producción mundial.



3.2. Distribución geográfica a nivel latinoamericano del manejo de lodos

Los 94 artículos hallados para los países latinoamericanos fueron analizados, y se procedió a seleccionar aquellos trabajos originales que tenían como objetivo evaluar alternativas para la gestión de los lodos residuales, obteniéndose, un total de 56 trabajos (ver Figura 3). La figura muestra en su componente A, la distribución geográfica de países latinoamericanos que a la fecha, cuentan con publicación asociadas a la

temática de digestión anaerobia de lodos; la componente B de la misma, representa el total de publicaciones anuales con enfoque en el uso de lodos residuales. De la Figura 3., se deduce que, en la región, el país con más aportes a la temática es Chile con 19 investigaciones, seguido por Brasil con 15 y México y Colombia con 8 trabajos cada uno. También, se destacan países con un menor número de proyectos tal como Argentina y Paraguay (5 y 1, respectivamente). Del material seleccionado, se pudo obtener que, se han estudiado procesos de pretratamiento físicos como la carbonización hidrotermal Aragón-Briseño, et al. (2020), co-digestión de lodos con estiércol de cerdos Lavergne, et al. (2020), biomasa de algas Jensen, Cammarota y Volschan (2018), residuos de alimentos (Julio, Peláez y Molina, 2016) y evaluaciones técnico económicas Campello, et al. (2020); Alves, et al. (2018); los cuales, entre otros, serán estudiados a lo largo de este artículo.



3.3. Categorías

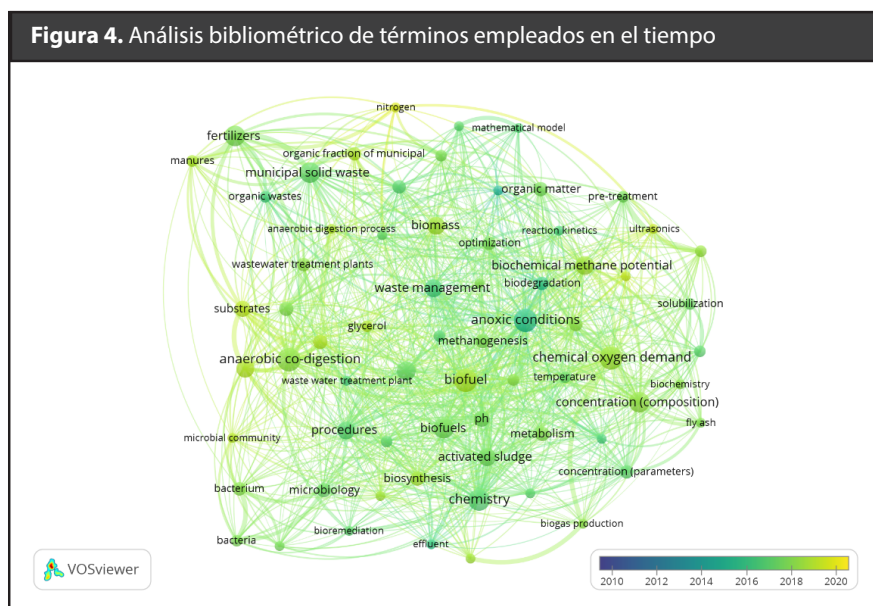
Una vez definidos los 56 artículos de la temática, se procedió a identificar las categorías de análisis, así: 1) Co-digestión anaerobia, 2) Procesos de pretratamiento, 3) Parámetros de operación, 4) Microorganismos, 5) Modelos matemáticos y 6) Evaluación técnico-económica. De esta categorización y según lo que se muestra en la Tabla 1, se pudo establecer que los investigadores incluyen en sus proyectos, una o más de las categorías de análisis, permitiendo clasificar las investigaciones según su enfoque, donde en total se encontraron 29 publicaciones con foco en la co-digestión anaerobia, 18 en procesos de pretratamiento, 14 en parámetros de operación, 13 en microorganismos, 11 en modelos matemáticos y 6 en evaluación técnico-económica (ver tabla 1).

Tabla 1. Resumen de publicaciones por categorías de análisis.

Referencia	Co-Digestión	Pretratamiento	Parámetros de operación	Microorganismo	Modelos matemáticos	Evaluación Técnico económica
Souza, et al. (2013)						
Bedoya, et al. (2013)						
González, et al. (2013)						
Donoso-Bravo, et al. (2013)						
Donoso-Bravo, et al. (2014)						
De los Cobo, et al. (2015)						
Mendes, et al. (2015)						
Cabrol, et al. (2015)						
Parra-Orobio, et al. (2016)						
Carrera-Chapela, et al. (2016)						
Ortega-Martinez, et al. (2016)						
Verdaguer, et al. (2016)						
Julio, et al. (2016)						
Vigueras-Carmona, et al. (2016)						
Gertner, et al. (2017)						
Morero, et al. (2017)						
Huiliñir, et al. (2017)						
Arévalo-Arbeláez, et al. (2017)						
Morero, et al. (2017)						
Kempegowda, et al. (2017)						
Montalvo, et al. (2017)						
Neumann, et al. (2017)						
Huiliñir, et al. (2018)						
Alves, et al. (2018)						
Chan, et al. (2018)						
Peres, et al. (2019)						
dos Santos, et al. (2018)						
Ferreira, et al. (2018)						
Silva, et al. (2018)						
Montalvo, et al. (2018)						
Rodríguez, et al. (2018)						
Jensen, et al. (2018)						
Flores-Asis, et al. (2019)						
Donoso-Bravo, et al. (2019)						
Cordoba, et al. (2018)						
Vanegas, et al.(2018)						

De otro lado, en la Figura 4 se observa el mapa de conexiones bibliométricas por términos para países latinoamericanos, obtenido mediante el software VOSviewer, en el que se analiza la aparición de términos en relación con el tiempo; en esta se observan conceptos Anaerobic co-digestion, Concentration (composition), municipal solid waste, biomass, mathematical model, fertilizer, pre-treatment, ultrasonic, pH,

entre otros, que fueron definidos como los términos principales y definidos para la valoración de las seis categorías de análisis.



3.3.1. Co-digestión anaerobia

Si bien múltiples estudios han dejado claro que la digestión anaerobia es una de las herramientas con mayor potencial técnico, económico, social y ambiental para el aprovechamiento de residuos, Tong, Tong y Peng (2019); Ohemeng-Ntiamoah y Datta, (2018), también se ha podido evidenciar que otras características propias de los lodos, puedan tener impactos sobre el desempeño del proceso.

Con base en lo anterior, se puede mencionar el impacto de una baja relación C/N (generalmente entre 6 y 16), que hace que el proceso metabólico de los microorganismos sea menos eficiente y, en consecuencia, la generación de biogás sea menor Julio, Peláez y Molina (2016). En este sentido, surge la co-digestión anaerobia en la que se mezclan dos o más tipos de residuos mejorando las condiciones iniciales del proceso Ohemeng-Ntiamoah y Datta, (2018); Tong, Tong y Peng (2019), por ejemplo, la mezcla de lodos y residuos de alimento pueden garantizar la regulación de la relación C/N que en los residuos de alimento se encuentran entre 21 y 31, y la alcalinidad, que generalmente en los lodos es del orden de 3000 mg de CaCO₃/L, mientras que los residuos de alimento es nula Julio, Peláez y Molina, (2016).

De acuerdo con Nghiem, et al. (2017) y que se puede corroborar con lo mostrado en la Figura 4, la co-digestión anaerobia se ha convertido en el segundo tema más investigado en relación con la gestión de lodos, donde se ha utilizado principalmente la fracción orgánica de los residuos municipales como cosustrato Julio, Peláez y Molina (2016); Ohemeng-Ntiamoah y Datta (2018). De acuerdo con la misma Figura 4, se observa que en Latinoamérica en los últimos años permanecen, con gran relevancia, conceptos como co-digestion acompañado de términos que debido a las palabras clave y la máquina de búsqueda, arroja los temas: manure, organic fraction of municipal, glycerol y substrates, lo que en suma con lo presentado en la Tabla 1, (29 trabajos en la temática de la co-digestión), permite inferir que este proceso ha despertado gran

interés en investigadores latinoamericanos y que será un tema promisorio para el manejo de lodos en toda la región.

En la Tabla 2 se muestran los resultados de algunos de los estudios en los que se ha analizado el efecto que tiene la mezcla de lodos biológicos con otros residuos. Es importante resaltar que, si bien se ha mencionado en este artículo que la co-digestión de lodos biológicos y la fracción orgánica de residuos municipales es el proceso de co-digestión más investigado a nivel global Ohemeng-Ntiamoah y Datta (2018), de acuerdo con las revisiones hechas, este no es un patrón generalizado para el caso de América Latina, lo que podría ser una desventaja, dado que en la mayoría de países latinoamericanos se conserva una predominancia en la economía agroindustrial, con la consiguiente generación de grandes volúmenes de residuos orgánicos, que se convierten en un potencial para el desarrollo de la co-digestión anaerobia Verdaguer, Molinos-Senante y Poch (2016).

Adicionalmente, dentro de las investigaciones desarrolladas en Latinoamérica, se evidencia una generalizada adición de diversos residuos con alta carga orgánica, tales como: Aguas residuales de la industria de refrescos, Glicerol crudo, Glicerol pre tratado, Algas, Residuos de alimentos, Agua residual de Casava, Residuos de cacao, Residuos bioindustriales, Lodos de trampa de grasa y Estiércol de cerdo, que generan un rendimiento mayor en la producción de biogás Julio, Peláez y Molina (2016) y permite una disminución en la fase de adaptación de los microorganismos Donoso-Bravo, et al. (2019). Es importante resaltar la necesidad de aumentar el número de estudios en los que se evalúe, el potencial de la co-digestión anaerobia de acuerdo con condiciones físicas (clima y temperatura ambiente, entre otros), así como condiciones económicas de los países latinoamericanos, que conduzcan a la implementación de procesos de gestión, tanto de lodos como la fracción orgánica de residuos municipales dos Santos, et al. (2020).

Tabla 2. Hallazgos obtenidos de la revisión de literatura, en procesos de co-digestión anaerobia.

Referencia	País	Mezcla de co-sustratos	Rendimiento
Donoso-Bravo, et al. (2013)	Chile	LB:LTG; 98:2; 95:5; 90:10 con dosis de enzimas desde 0.25 a 1.67%	Se evidenció un aumento en la generación de biogás con la adición de enzimas lipasa, sin embargo, la concentración de metano se mantuvo constante.
Julio, et al. (2016)	Colombia	1LP:RA; 30:70 LP:RA; 50:50 LP:RA; 70:30 (LP:LS):RA;70:30	En las co-digestiones realizadas, la cantidad de metano más alta se obtuvo para la mezcla LP:RA=30:70
Parra-Orobio, et al. (2016)	Colombia	LB; RBI: 0:100, 20:80, 40:60, 60:40, 80:20, 100:0.	En la mezcla correspondiente a 20:80, se alcanzó la mayor producción de gas metano (105.6 mL CH ₄ /gSV) y las mejores constantes de hidrólisis.
Jensen, et al. (2018)	Brasil	A:LB; 0:100, 5:95, 10:90, 30:70, 50:50	La co-digestión mostró 10 veces más generación de biogás.
dos Santos, et al. (2018)	Brasil	LB:GC (%); 95:5, 90:10, 85:15 LB:GP (%); 95:5, 90:10, 85:15	El mejor rendimiento de biogás se obtuvo con una concentración de 0,5g glicerol/gSV.
Ferreira, et al. (2018)	Brasil	LB: GC: RA; 100:0:0 LB: GC: RA;89.6:0,4:10	Se evidenció un aumento en la producción de biogás, pasando de 3L/d a 21 L/d, con concentraciones de metano de 23% y 43%, respectivamente.
Silva, et al. (2018)	Brasil	LB:RA:G; 49,2:49,2:1 64,6:32,3:3	Los autores evidenciaron un aumento en la generación de metano de 224.4 mL CH ₄ /g SV cuando se usó el 3% de glicerol a 342 mL CH ₄ /g SV cuando se usó el 1% de glicerol.
Rodríguez, et al. (2018)	Colombia	RA+RC+ARR: LB y RA+RC+ARR:EC.	Los autores evidenciaron 364 mL CH ₄ /gSV cuando se usó estiércol de cerdo como co-sustrato. La respuesta cuando se empleó lodos como co-sustrato, se tradujo en 275.33 mL CH ₄ /gSV.
Córdova, et al. (2019)	México	Adición de nanopartículas de hierro de 5 a 9 mg/gSV.	Se evidenció un aumento del 63,2% en la generación de gas metano con 9 mg/gSV.
Peres, et al. (2019)	Brasil	LP:ARC; 20:80, 30:70, 40:60 LS:ARC; 20:80, 30:70, 40:60	Se obtuvo mejores resultados con un 80% de ARC 20% LP.

ML: Mezcla de lodos; LP: Lodos primarios; LS: Lodos secundario; ARR: Aguas residuales de la industria de refresco; LB: Lodo biológicos; GC: Glicerol crudo; GP: Glicerol pre tratado. A: Algas; RA: Residuos de alimentos; MDA: Mono-digestión anaerobia; CDA: Cco-digestión anaerobia; ARC: Agua residual de Casava; RC: Residuos de cacao; RBI: Residuos bioindustriales; LTG: Lodos de trampa de grasa; EC: Estiércol de cerdo; SV: Sólidos Volátiles.

3.3.2. Pre tratamiento

Podría decirse que con el análisis de las publicaciones seleccionadas, es clara la apuesta que se hace al emplear la digestión anaerobia en el tratamiento de residuos orgánicos; sin embargo, autores como Xin, et al. (2019), rescatan que una de las grandes limitantes, es la disponibilidad de nutrientes para ser asimilados por los microorganismos, lo anterior, debido a la presencia de estos elementos en forma de macromoléculas, grasas y proteínas crudas (Li, et al. (2017). En este sentido, aparecen los procesos de pretratamiento físico como el térmico o la micro aireación controlada, y procesos químicos como la oxidación avanzada, que mediante la lisis celular, logra que los nutrientes estén biodisponibles para las comunidades microbianas encargadas de cada etapa en la digestión anaerobia.

Tal como se observa en la Tabla 1, existe una amplia relación entre la temática digestión anaerobia de lodos residuales y la categoría de análisis de pretratamiento (18 publicaciones), convirtiéndose en el segundo tema más trabajado en Latinoamérica. Adicionalmente, como lo evidencia el análisis bibliométrico presentado en la Figura 4, permanecen durante la ventana de observación conceptos como: pre treatment, optimization y solubilization y, recientemente, otros como ultrasonic y fly ash, lo que evidencia un interés permanente en el pre tratamiento como herramienta para mejorar el proceso.

Dentro de los artículos analizados, se encontró el trabajo de Huiliñir, et al. (2017), quienes agregaron voladuras de metales en concentraciones de 0, 10, 25, 50, 250 y 500 mg/L, lo que arrojó un aumento en la generación de metano; sin embargo, resaltan que cuando la adición de limadura superó los 250 mg/L, esta causó una disminución del 11% en la generación de biogás. Un año más tarde, Montalvo, et al. (2018), estudiaron la adición de voladuras de metales combinados con procesos de micro aireación controlada, en un primer momento adicionaron únicamente trazas de voladuras de cobre (25 mg/L) y obtuvieron un aumento del 38% en la generación de metano, posteriormente, aplicaron aireación controlada y la adición de voladuras, evidenciando un incremento del 201,6%.

De otro lado, autores como Neumann, González y Vidal (2017); Neumann, et al. (2018); Vanegas, Leiva y Vidal (2018); Córdoba, et al. (2019) y Reyes-Contreras, et al. (2020), han dirigido sus investigaciones a determinar la influencia que tiene el pretratamiento de ultrasonido combinado con otros procesos sobre la digestión anaerobia. Neumann, González y Vidal (2017), estudiaron la combinación con procesos térmicos; sometiendo los lodos a procesos de ultrasonido a 500, 15.500 y 30.500 kJ/Kg, que posteriormente se pasaron a hidrólisis térmica a 55°C y, por último, a digestión anaerobia, mostrando un aumento del 50% en la generación de biogás. Otro trabajo de Neumann, et al. (2018), se enfocó en determinar la calidad del digestato generado, en la digestión anaerobia con un pretratamiento de ultrasonido a 2.000 kJ/Kg seguido de hidrólisis térmica a 55°C, obteniendo un aumento del 30% en la generación de biogás, un rápido consumo de la materia orgánica y un digestato con cualidades que permiten su uso como abono o material de enmienda para suelos.

El trabajo de Vanegas, Leiva y Vidal (2018), evaluó como el pretratamiento de ultrasonido influye en la calidad del digestato obtenido, ensayo valorado a partir de la germinación de semillas; la comparación entre el proceso de digestión convencional y con pretratamiento, indicó que este último eliminó la fitotoxicidad en el digestato, permitiendo el desarrollo de las plantas en un 78%.

Entre tanto, Cordoba, et al. (2019), combinaron el proceso de ultrasonido adicionando en su proceso, trazas de hierro de valencia cero (Fe^0), posteriormente, el lodo fue expuesto a intensidades de ultrasonido, de 15.000 y 25.000kJ/Kgst respectivamente, y luego mezclaron la muestra con 2 y 7 mg Fe^0 /gsv, obteniendo incremento de

106mL/gsv a 308mL/gsv, (el mejor valor asociado con la combinación de 7 mg Fe^o/gsv y 15.000kJ/Kgst). También está el trabajo de Reyes-Contreras, et al. (2020), que estudiaron la influencia que tiene la combinación de procesos de ultrasonido combinados y térmicos sobre la eliminación de microcontaminantes orgánicos presentes en los lodos, donde emplearon frecuencias de 26 KHz y temperaturas de 55°C, encontrando en primer lugar un aumento de 415% en la solubilidad de la DQO y una disminución en la concentración de siete de los nueve microcontaminantes (Galaxolide, BHT, Phenanthene, Pyrene, 4-nonylphenol, 4-Ternt-octylphenol, Bisphenol), contrario a lo que se encontró en el tratamiento anaerobio convencional.

El pretratamiento térmico también ha cobrado el interés de algunos autores, entre los que se destaca: a) Ortega-Martinez, et al. (2016), que con pretratamiento térmico a 200°C lograron obtener un aumento del 50% en la generación de biogás y b) Kempegowda, et al. (2017), realizaron el análisis económico del pretratamiento térmico. Los autores destacan que, mediante este proceso se puede obtener una tasa interna de retorno (TIR) de 29,7% y una relación beneficio/costo de 1,38, esto teniendo como unidad de análisis 30 mil toneladas de residuos; c) Chan, et al. (2018), encontraron que la codigestión anaerobia de residuos de alimento con lodos biológicos, tiene un rendimiento basado en el valor actual neto positivo, de \$US 11,32/GJ; d) por su parte, Flores-Asis, et al. (2019), estudiaron el efecto de procesos de pretratamiento térmicos, sometiendo las muestras de lodos biológicos, a temperaturas de 90°C durante 90 minutos, lo que produjo un incremento de 0,67Lbiogás/gsv a 1,1Lbiogás/gsv y de 0,55LCH₄/gsv a 0,83L CH₄/gsv.; por último, se podría incluir como e) el estudio reciente de Aragón-Briseño, et al. (2020), que realizaron un proceso de carbonización hidrotérmica de lodos biológicos, en la que el agua residual resultante fue llevada a digestión anaerobia, adicionando el hidrocarburo obtenido en diferentes proporciones. En este último trabajo, los autores evidenciaron un aumento de 131mLCH₄/gDQO cuando se realizó la digestión de lodos crudos a un máximo de 301mLCH₄/gDQO con el proceso de pretratamiento.

3.3.3. *Parámetros de operación*

Es importante reconocer que esta categoría de análisis es bien discutida y analizada en diferentes trabajos dentro de los procesos de digestión biológica, y dentro del análisis, se encuentran: tiempo de residencia González, et al. (2013); procedencia y proporción del inóculo Gaur y Suthar (2017); el tamaño de partícula Ohemeng-Ntiamoah y Datta (2018); temperatura de operación Krause, et al. (2018); condiciones de mezcla Matheri, et al. (2018); pH y alcalinidad Ashekuzzaman, et al. (2019). En sintonía con lo anterior, se ha encontrado que cuando la digestión anaerobia se desarrolla bajo condiciones mesófilas, la producción de biogás disminuye y los tiempos de retención de sólidos aumentan Athanasoulia et al. (2012). Por otro lado, el tamaño de los sustratos ha sido definido por autores como Matheri, et al. (2018), como uno de los parámetros de mayor relevancia y sostienen que la producción de biogás es inversamente proporcional al tamaño de partícula.

Otros investigadores como Angelidaki, et al. (2009) y Ohemeng-Ntiamoah y Datta (2018), argumentan que uno de los retos más importantes que se tiene actualmente, son la determinación y estandarización de los parámetros de operación y el monitoreo. Por lo tanto, se logró establecer que a nivel de Latinoamérica existen según la apuesta de la búsqueda, un total de 14 investigaciones realizadas bajo esta categoría de parámetros de operación (ver Tabla 1). Del total de trabajos y a partir de la bibliometría realizadas (Ver Figura 4), se encuentra que los investigadores han buscado optimizar el proceso de digestión anaerobia de lodos mediante la regulación de los parámetros de operación (co-sustrato, demanda química de oxígeno, temperatura y pH).

En la Tabla 3, se resumen los diversos parámetros de operación evaluados y se reportan las condiciones de experimentación. Es importante resaltar que las investigaciones no tuvieron como objetivo principal, estudiar la influencia de las variaciones de parámetros sobre la digestión anaerobia y que esto se logra extraer de lo planteado en las publicaciones. En general, se observa que la mayoría de proyectos seleccionaron como inóculo, lodos provenientes de sistemas de tratamiento anaerobio de lodos primarios y secundarios (relación entre inóculo y sustrato), donde pocos autores reportan valores, sin embargo, de los trabajos se resalta el indicado por Aragón-Briseño, et al. (2020), quienes en términos de sólidos volátiles emplearon 10 partes de inóculo por cada parte de sustrato.

En cuanto a la temperatura, se observa que la mayoría de investigaciones fueron llevadas a cabo, bajo condiciones controladas y en un rango mesófilo (valores cercanos a los 35°C). Particularmente, el estudio de González, et al. (2013), se desarrolló bajo temperatura ambiente, similar al trabajo descrito por Grobelak, et al. (2019), quienes reportan que en países tropicales con valores de temperatura aproximadamente constantes, no es obligatorio el uso de calderas y que el calor generado por el proceso de catabolismo es suficiente para mantener una temperatura adecuada para los microorganismos.

También se habla de otro parámetro de relevancia en la literatura reportada, que corresponde con el tamaño de los biorreactores. De estos se evidencia que algunos de los ensayos han sido realizados en reactores con volumen inferior a los 500 mL, Julio, Peláez y Molina (2016; y Ohemeng-Ntiamoah y Datta (2019). Dado que esta condición parece ser global, se requiere promover más y nuevos estudios a escala piloto en los que se evalúe la real influencia que tiene la variación de la temperatura, el tamaño de las partículas, el porcentaje de co-sustratos, el tiempo de retención de sólidos, la carga volumétrica, el tiempo y velocidad de agitación y las características del inóculo sobre el desempeño de la digestión. Sin embargo, se destaca el trabajo de dos Santos, et al. (2020), quienes diseñaron un biorreactor de flujo horizontal con un volumen de 16.8 litros, para la co-digestión de lodos con residuos agrícolas y ganaderos a escala de laboratorio.

Tabla 3. Resumen parámetros de operación empleados en investigaciones a nivel latinoamericano.

Autores	País	Inóculo	Temperatura (°C)	Tiempo (días)	Tamaño de reactor (ml)
González, et al. (2013)	México	Lodos anaerobios	25 (T ambiente)	NR	27200
Viguera-Carmona, et al. (2016)	México	Lodos de UASB	35	NR	120
Neumann, et al. (2017)	Chile	0,126388889	35	NR	120
Montalvo, et al. (2017)	Chila	Lodos anaerobios RIS 4:1	35	30	200
Córdoba, et al. (2018)	Argentina	Lodos anaerobios	35	NR	1000
Neumann, et al. (2018)	Chile	NR	37	96	6000
Montalvo, et al. (2018)	Chile	Lodos anaerobios (RIS) 1/4	35	43	250
Orellana, et al. (2019)	Argentina	Lodos biológicos anaerobios	35	161	5000
Córdova, et al. (2019)	Argentina	Lodos biológicos RIS 1:2	35	30	250
Dolejs, et al. (2019)	Chile	Lodos biológicos RIS 1:2	16-20	15	180000
Aragón-Briseño, et al. (2020)	Colombia	Lodos anaerobios (RIS) 10:1	37	21	120

*NR: No reportado

En el contexto latinoamericano, algunos investigadores han implementado trabajos con aportes importantes en la evaluación de parámetros que mejoran el desempeño de la co-digestión. A continuación, se presentan algunas de estas experiencias.

Uno de los parámetros que ha mostrado mayor relevancia, pero que a su vez, ha sido poco estudiado, incluso en el ámbito internacional, está el relacionado con la influencia que tiene el tiempo de retención de sólidos (TRS) en el proceso de digestión de lodos. En este sentido, González, et al. (2013), evaluaron 5, 10 y 20 días de TRS, y la influencia que tiene la variable sobre los procesos de hidrólisis y solubilización en la codigestión de lodos biológicos y de residuos de alimento, demostrando que, a menor TRS, mayor es la eficiencia de la etapa de hidrólisis.

- Igualmente, se puede referenciar el trabajo de Viguera-Carmona, et al. (2016), que se enfocaron en la determinación de la influencia que tiene el tamaño de partícula al combinarse con procesos de pretratamiento térmico. En la investigación, llevaron los lodos biológicos a tamaños de 105, 74, 62, 53, 37, 16, 8 y 2 μm y 55, 60, 70, 80 y 90°C; en general, demuestran que, a medida que disminuye el tamaño de partícula, aumenta la generación de gas metano hasta valores cercanos a 0,21 Kg de $\text{CH}_4/\text{m}^3/\text{día}$.
- Acá vale la pena incluir también, investigaciones en las que se ha evaluado el impacto obtenido, cuando se adiciona voladuras de metal, y en los que se logra demostrar que la combinación es adecuada para volver más eficiente el proceso Huiliñir, et al. (2017). (ver apartado 5.4)
- De otro lado, Montalvo, et al. (2017), determinaron que el tamaño de partícula de la voladura del metal tiene influencia sobre el proceso, llegando a un aumento en la generación de metano de hasta un 28% y un aumento del biogás del 96%, cuando el tamaño de las voladuras osciló entre 1,0 y 1,4 mm., encontrando, además, que esta adición de metales no alteró la concentración permitida para su uso final como abono.
- Córdoba, Fernández y Santalla (2018), evalúa la influencia que tiene la relación inóculo sustrato (RIS) en la digestión anaerobia de aguas residuales porcinas y lodos biológicos. Los investigadores encontraron que, un RIS 1:1 en términos de SV aumentó la generación de biogás de 232 ml/g SV a 382 mL/g SV cuando se pasó de relaciones de 6:1 a 1:1. Adicionalmente, reportan que mayores niveles de inóculo, se logran disminuciones de hasta un 77,3% de la fase de adaptación de los microorganismos.

3.3.4. Microorganismos

De acuerdo con la teoría, el proceso de digestión de lodos ocurre mediante la acción de microorganismos capaces de tomar la materia orgánica como fuente de energía y de paso, llevar las moléculas complejas hasta productos más simples como CO_2 y CH_4 Krause, et al. (2018).

El proceso de la digestión anaerobia, es el resultado de una serie de reacciones complejas, con el concurso de diferentes organismos y se definen varias etapas, así: a) hidrólisis, las enzimas excretadas por las bacterias fermentativas, convierten el material complejo no disuelto, en material menos complejo y disuelto, que puede pasar la pared celular de las bacterias fermentativas (fraccionamiento de compuestos complejos a simples); b) acidogénesis, se llevan los compuestos menos complejos disueltos, a compuestos simples. Los compuestos producidos incluyen ácidos grasos volátiles (AGV), alcoholes, ácido láctico, dióxido de carbono, hidrógeno, amonio, y ácido sulfhídrico, así como material celular. c) acetogénesis, se transforman los productos de la acidogénesis en acetato, hidrógeno y dióxido de carbono, más nuevo material celular y por último d) metanogénesis, donde productos como el acetato, el ácido láctico, el bicarbonato y el ácido fórmico o metanol, son llevados a metano, dióxido de carbono y nuevo material celular López Vásquez, et al. (2017; Díaz, Espitia y Molina, (2002).

El uso de microorganismos, tal como se reporta en la Tabla 1, es una categoría de análisis que aparece como reportada en 13 de las publicaciones obtenidas. Igualmente, su análisis puede hacerse en dos vías, así: la primera, asociada con el rol que juegan los organismos como responsables de la digestión de la materia orgánica y la generación del biogás. En este sentido, mantener las condiciones para que el proceso metabólico sea adecuado, se ha convertido en uno de los principales retos de investi-

gadores como Nghiem, et al. (2017); Tong, Tong y Peng (2019) y Dong, et al. (2019); y, la segunda, relacionada con la presencia de coliformes totales, *Escherichia coli*, huevos de helmintos viables, *Salmonella Sp.* y virus entéricos, que impiden el uso de los biosólidos como abono y posterior enmienda de suelos.

Dentro de la primera vía, Cabrol, et al. (2015), evaluaron la influencia que tiene la adición de ácido fenilacético en la digestión anaerobia y sobre la comunidad de arqueas, evidenciando una disminución de estas y una predominancia de bacterias acetoclásticas e hidrogenotrópicas, cuando se pasó de 200 a 600 mg/L de ácido fenilacético. También se encontró el trabajo de Orellana, et al. (2019), que determinaron la influencia que tiene la mezcla de residuos sobre la población microbiana; en su investigación emplearon cuatro biorreactores operados en paralelo, alimentados con mezcla de lodos biológicos primarios, lodos secundarios y residuos de alimento, para lo cual, evidenciaron cambios en la comunidad microbiana a medida que se aumentó la carga orgánica asociada a los residuos de alimentos (2,5, 3,5, y 4,5 gSV/Ld), mostrando mayor crecimiento en microorganismos hidrolíticos y arqueas fermentativas.

En la segunda vía, están las investigaciones de Los Cobos, Villalba y Noyola (2015), quienes estudiaron la inactivación de coliformes termotolerantes y *Salmone*lla en lodos biológicos municipales. Para ello, utilizaron pretratamiento a tres temperaturas (60, 70 y 90°C), que les permitió obtener la mejor remoción de patógenos a 70°C, y observar una reactivación de los microorganismos. En el mismo estudio, realizaron un enfriamiento rápido con cloruro de sodio y bajo estas condiciones, evidenciaron la no reactivación de microorganismos patógenos. También, está el trabajo de Arévalo-Arbeláez, et al. (2017), que realizaron la caracterización de la microbiota bacteriana presente en los biosólidos generados en una PTAR, encontrando cerca de 400 especies de bacterias de los phyla Chloro-Flexi, Proteobacteria, Bacteroidetes, Actinobacteria y de ellas, la mayoría de orden ambiental con una muy baja carga de microorganismos patógenos.

En general, los autores logran demostrar que las variaciones en parámetros como la temperatura y la acumulación de ácidos grasos volátiles y amonio, afectan la concentración tanto de microorganismos responsables de la digestión anaerobia, como de aquellos denominados patógenos.

3.3.5. Desarrollo de modelos matemáticos

Haciendo referencia igualmente, a la Tabla 1, es importante resaltar que la categoría de análisis “modelos matemáticos” ocupa el quinto lugar, con un total de 11 publicaciones; adicionalmente, con el apoyo de la Figura 4, se puede observar claramente, que conceptos recientes como mathematical model y reaction kinetics, son de gran importancia en el establecimiento de esta categoría de análisis, permitiendo una mejor comprensión de los procesos de gestión de lodos residuales.

Con base en lo anterior, los trabajos han permitido entender que los modelos matemáticos son una representación de los aspectos de mayor relevancia para los sistemas, en los que se ilustra el conocimiento de una forma comprensible y útil. De allí que, autores como Mason (2006) y Souza, et al. (2013), señalan que los modelos matemáticos mejoran la comprensión del comportamiento de los sistemas y que permiten explorar nuevos conceptos teóricos, que ayuden en la reducción de problemas de diseño práctico y en la predicción de los posibles efectos que se presentan por variaciones en el proceso.

En resumen, a nivel latinoamericano el acercamiento a los modelos matemáticos se ha hecho desde dos frentes; el primero, en la comprobación y verificación de la utilidad de modelos desarrollados a nivel global, como es el caso del trabajo desarrollado por Souza, et al. (2013) en Chile, el que se evaluó la viabilidad de usar datos obtenidos

en pruebas de potencial biometanogénico de la co-digestión de lodos y residuos de alimentos pretratados por autohidrólisis a escala de laboratorio, para calibrar el modelo de digestión anaerobia ADM1, demostrando que los datos recolectados se ajustan de manera correcta a lo predicho por el modelo. En este mismo sentido, Mendes, Esquerre y Matos (2015) aplicaron el ADM1, en Brasil, encontraron que el modelo es adecuado para predecir los resultados experimentales de los efluentes de la digestión anaerobia, como la generación de acetato y biogás.

Un segundo frente ha estado enfocado en el desarrollo de nuevos modelos que permitan describir y acercarse a los procesos de manera real, tal como el desarrollado en Brasil, por Donoso-Bravo, Pérez y Fdz-Polanco (2014), quienes a partir de la experimentación a escala de laboratorio en reactores de 60 y 190 L, formularon un modelo que se adapta a las características de la digestión anaerobia en dos fases (termófila y mesófila). El modelo se basa en tres reacciones (hidrólisis, acidogénesis y metanogénesis), y encontraron que en el proceso, las etapas hidrolítica y metanogénica son las que mayor relevancia tienen. Otros trabajos como el desarrollado por Huiliñir, Montalvo y Borja (2018) y Gertner, et al. (2017), han dirigido sus esfuerzos, como se indicó anteriormente, al desarrollo de modelos que describen el proceso de digestión anaerobia de lodos con la adición de voladuras de metales. Huiliñir, Montalvo y Borja (2018), tuvieron como objetivo estudiar el comportamiento dinámico del potencial biometanogénico de lodos, adicionando voladura de hierro en proporciones de 10, 40, 25, 50, 150, 250, 350 y 500 mg/L, en este, la calibración del modelo se ajustó en un 99% a los datos experimentales; concluyendo que, el modelo propuesto describe correctamente el comportamiento a partir del seguimiento de la demanda química de oxígeno (DQO) y los sólidos volátiles (SV). Mientras que, Gertner, et al. (2017), estudiaron en reactores de 250 mL, la capacidad de modelos matemáticos para predecir el efecto de la adición de voladura de hierro en proporciones de 10, 25, 50, 250, y 500 mg/L en lodos pretratados con micro aireación, el modelo propuesto se ajustó con un R2 de 0,9911.

Otras investigaciones han centrado sus esfuerzos en el desarrollo de modelos asociados. Es decir, se enfocan en describir la generación de ácido sulfhídrico (H₂S), como es el caso de Carrera-Chapelaa, et al. (2016), que además, tienen en cuenta las cuatro etapas de la metanogénesis (Hidrólisis, acidogénesis, metanogénesis y sulfato reducción) y el seguimiento de un número reducido de parámetros (en los que se destacan la DQO particulada y la DQO solubilizada). Según los resultados experimentales, el modelo desarrollado por los autores mostró un ajuste del 99%. Otro caso, corresponde al desarrollado por Morero, et al. (2017), quienes presentan un modelo para el diseño de instalaciones de tratamiento de residuos, con especial énfasis en la co-digestión anaerobia (mesófila y termófila) de lodos y residuos urbanos. Los autores, hacen una comparación con otros procesos como el compostaje, el reciclaje y la disposición final, y resaltan la posibilidad que ofrece la co-digestión anaerobia para maximizar el valor económico de los residuos mediante la producción de electricidad, calor y fertilizantes. Finalmente, Morero, et al. (2017), usaron conceptos del análisis de ciclo de vida, y analizaron los impactos ambientales, los requerimientos energéticos y económicos de la digestión anaerobia y a partir de su análisis, resaltan las ventajas ambientales que tiene la co-digestión de lodos biológicos con la fracción orgánica de residuos municipales.

En síntesis, todas las publicaciones resaltan la importancia del desarrollo de modelos, soportando que la simulación se convierte en un elemento de gran ayuda para el soporte de decisiones en la digestión anaerobia de lodos biológicos, además de resaltar que es necesario incluir en los modelos las variables involucradas, para lograr así, la disminución de los costos asociados con la experimentación.

3.3.6. Evaluación técnico - económica

En los últimos años las diferentes legislaciones vienen cambiando y se plantean nuevos retos y mayores requerimientos para el proceso de gestión de lodos en las plantas. Esta nueva mirada, involucra mayores inversiones económicas, pues se estima que el manejo de lodos, cuando es enviado a rellenos sanitarios, puede alcanzar hasta el 50% de los costos de operación de la PTAR, sin ningún tipo de retribución ambiental, económica o social Morero, et al. (2020). Según Dardot, et al. (2020), no se ha logrado cerrar el proceso de tratamiento en países de América Latina, y sus procesos sólo llegan hasta el tratamiento secundario, es decir no ha avanzado en el manejo de los lodos.

Con respecto a la categoría de análisis Evaluación técnico-económica, se identificaron seis publicaciones, en las cuales se ha buscado determinar principalmente, la viabilidad económica para la implementación de la digestión anaerobia de lodos en países latinoamericanos. Por lo tanto, puede mencionarse, que no se logran identificar de manera relevante conceptos relacionados con esta categoría de análisis de manera clara, pues el desarrollo de esta línea es muy nuevo en el ámbito latinoamericano, donde el reporte de trabajos, data de 2017.

Por su parte, Alves, et al. (2018), evaluaron la viabilidad económica del proceso de digestión anaerobia de lodos biológicos y la utilización termoeléctrica del biogás generado en cuatro PTAR ubicadas al sur de Minas Gerais en Brasil; en este estudio se pudo determinar una generación teórica máxima de 548,16 MWh/ año para la municipalidad de Santa Rita do Sapucaí, lo que demuestra que incluso bajo condiciones naturales, la digestión anaerobia de lodos biológicos representa una oportunidad para generar grandes volúmenes de energía.

De otro lado, algunas investigaciones han centrado sus esfuerzos en determinar la factibilidad económica de la digestión anaerobia de lodos biológicos, de allí que Morero, et al. (2020), enfocaran su trabajo, en la determinación de un modelo empleado en la selección de la alternativa más adecuada para el tratamiento de lodos biológicos en Argentina. De su investigación, incluyeron procesos de co-digestión anaerobia bajo condiciones mesófilas, compostaje, reciclaje y disposición final; también emplearon, un análisis de ciclo de vida en la investigación. Como resultado del estudio, los autores encontraron que el proceso de co-digestión anaerobia con la fracción orgánica de residuos municipales, resulta ser la mejor opción, además de que contribuye de manera significativa en la reducción de los impactos ambientales.

El análisis económico realizado por Dardot, et al. (2020), se concentró en determinar la viabilidad económica de la digestión anaerobia de lodos de acuerdo con la cantidad de habitantes, estudiando las plantas de tratamiento de agua residual del estado de Minas Gerais, en Brasil. Los investigadores demuestran que la generación y recuperación de metano es viable de manera proporcional con el tamaño de las comunidades, llegando hasta un 100% de viabilidad para ciudades donde la población está por encima de los 250.0000 habitantes.

4. Conclusiones

A partir de lo planteado en el presente artículo, se logra entender de forma más clara que el aprovisionamiento de energía generada a partir del tratamiento de la materia orgánica proveniente de actividades urbanas o industriales, se convierte en un servicio ecosistémico donde la generación de biogás, podrá ser utilizado en procesos que demanden energía dentro de la planta de tratamiento. Esta producción estará influen-

ciada por sistemas empleados para el tratamiento del agua residual, dentro de los que se destacan, el poder aumentar la temperatura de los biorreactores o para garantizar ahorros en el suministro energético de sistemas de bombeo (impulsión, aireación, recirculación, etc.).

Si bien el estado del arte presentado en este artículo deja ver importantes avances en términos de digestión anaerobia para América Latina, se requiere continuar impulsando, los trabajos en las diferentes líneas de investigación y ahondar así, en enfoques que permitan la comprensión del proceso bajo las condiciones climatológicas, económicas y socioculturales propias. Especialmente, se requiere el desarrollo de nuevos estudios, tanto a escalas piloto como real, que direccionen entre otros, la gestión de lodos biológicos y de residuos de alimento, hacia la recuperación de nutrientes y el potencial energético.

A partir del análisis bibliométrico presente en esta revisión, fue posible establecer la baja relación de trabajos que son generados en la región y que deberán mejorarse las relaciones con otras latitudes, ejemplo Canadá y Estados Unidos, para nuestro continente y de manera amplia con el resto del mundo (países como China, Japón, Reino Unido, España, entre otros), que registran aportes importantes en el tema y que ayudaría bastante en la toma asertiva de decisiones.

La presente temática de investigación, deja ver la gran oportunidad que registran los países latinoamericanos, dadas sus similitudes en condiciones de avance en el tema de tratamiento de aguas, sus condiciones socioculturales y su ubicación geográfica. Pues mejorar las técnicas de manejo de lodos, redundará en la mejora de las condiciones de calidad de los recursos naturales, disminuir los impactos asociados con las altas descargas de aguas residuales no tratadas, sólidos vertidos a cuerpos de agua, grandes extensiones de suelo dedicada a la disposición de sólidos, entre otros.

Además, en un contexto latinoamericano, donde la economía sigue estando basada principalmente en sectores como la agricultura, la ganadería, entre otros, los procesos de co-digestión toman especial relevancia, pues permite el tratamiento y aprovechamiento de varios residuos orgánicos y la regulación de parámetros de operación lo que resulta en una mayor generación de gas metano.

Aunque todas las categorías de análisis brindan oportunidades de hacia dónde dirigir el ejercicio de la investigación y búsqueda de alternativas propias para la región, la viabilidad técnico económica se convierte en fundamental, pues los países deberán ver el ejercicio del manejo de lodos como una oportunidad para cerrar los ciclos y mejorar los rendimientos en términos de eficiencia de las PTAR, donde la obtención de productos finales, será financiera y económicamente viable y ambiental y socialmente sostenibles.

Referencias bibliográficas

- Alberico, R.; Aguiar, L.; Fernandes, H.; Colen, F.; Rodrigues, Al.; Macedo, E.; Souza, F.; Henrique, S.; Aparecida, B.; Viana, I. (2019). Characterization of the primary sludge from pharmaceutical industry effluents and final disposition. *Processes*. 7(4) 1-10. <https://doi.org/10.3390/pr7040231>.
- Alves, A.; Mambeli, R.; Tiago, G.; Silva, I.; Martuscelli, E. (2018). Analysis of biogas produced by the anaerobic digestion of sludge generated at wastewater treatment plants in the South of Minas Gerais, Brazil as a potential energy source. *Sustainable cities and society*. 41:139 -153. DOI: 10.1016/j.scs.2018.04.035
- Alves, I.; Mahler, C.; Oliveira, L.; Reis, M.; Bassin, J. (2020). Assessing the use of crude glycerol from biosiesel production as an alternative to boost methane generation by anaerobic

- co-digestion of sewage sludge. *Biomass and Bioenergy*. 143. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105831>.
- Appels, L.; Lauwers, J.; Degréve, J.; Helsen, L.; Lievens, B.; Willems, K.; et al. (2011). Anaerobic digestion in global bio-energy production: potential and research challenges. *Renew sustain. Energy Rev.* 15 (9): 4295-430.
- Arévalo-Arbeláez, A.; Bedoya-Urrego, K.; Cabarcas-Jaramillo, F.; Alzate-Restrepo, J. (2017). Descripción de la microbiota bacteriana residente en el biosólido generado en la planta de tratamiento de aguas residuales San Fernando. Itagüí, Colombia. *Rev Salud Pública*. 19 (6): 806-813. <https://doi.org/10.15446/rsap.V19n6.67950>
- Angelidaki, I.; Alves, M.; Bolzonell, D.; Borzacconi, L. (2009). Defining the biomethane potential (BMP) of soil organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Sci. Technol.* 59 (5). 927-934.
- Ashekuzzaman, S.; Forrestal, P.; Richards, K.; Fenton, O. (2019). Dairy industry derived wastewater treatment sludge: Generation, type, and characterization of nutrients and metals for agricultural reuse. *Journal of Cleaner Production*. 230.1266-1275.
- Aragón-Briseño, CI.; Grasham, O.; Ross, AB.; Dupont, V.; Camargo-Valero, MA. (2020). Hydrothermal carbonization of sewage digestate at wastewater treatment works: Influence of solid loading on characteristics of hydrochar, process water and plant energetics. *Renewable Energy*. 157: 959-973. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.05.021>.
- Arrieta, G.; Raquena, I.; Toro, J.; Zamorano, M. (2016). Adaptation of EVIAVE methodology for monitoring and follow-up when evaluating the environmental impacts of landfills. *Environmental impacts assessment review*. (56): 168-179.
- Bedoya, K.; Acevedo, J.; Peláez, C.; Agudelo, S. (2013). Caracterización de biosólidos generados en planta de tratamiento de agua residual San Fernando, Itagüí (Antioquia, Colombia). *Revista de Salud Pública*. 15 (5): 178-190.
- Buswell, M. (1947). Important consideration in sludge digestion. Part II-Microbiology and theory of anaerobic digestion. *Sewage works journal* 19(1), 28-36.
- Cabrol, L.; Urra, J.; Rosenkranz, F.; Araya, P.; Plugge, C.; Lesty, Y.; Chamy, R. (2015). Influence of phenylacetic acid pulses on anaerobic digestion performance and archaeal community structure in WWTP sewage sludge digesters. *Water Science y Technology*. 71(12). 1790-1799. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.165>
- Campello, L.; Barros, R.; Tiago, G.; dos Santos, I. (2020) Analysis of the economic viability of the use of biogas produced in wastewater treatment plants to generate electrical energy. *Environment, Development and sustainability*. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.10.028>.
- Carrera-Chapela, F.; Donoso-Bravo, A.; Jeison, D.; Díaz, I.; Gonzalez, J.; Ruiz-Filipi, G. (2016). Development, identification and validation of a mathematical model of anaerobic digestion of sewage sludge focusing on H₂S formation and transfer. *Biochemical Engineering*. 112.13-19. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2016.03.008>
- Chan, E.; Wall, D.; O'shea, R.; Méndez, R.; Morero, M.; Murphy, J. (2018). An economic and carbon analysis of biomethane production from food waste to be used as a transport fuel in Mexico. *Journal of Cleaner Production*. 196. 852-862. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.051>.
- Cordoba, A.; Carrera, C.; Zepeda, A.; Ruiz, J. (2019). Enhancing the performance and stability of the anaerobic digestion of sewage sludge by zero valent iron nanoparticles dosage. *Bioresource Technology*. 275. 352-359. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.12.086>.
- Córdoba, V.; Fernández, M.; Santalla, E. (2018). The effect of substrate/inoculum ration on the kinetics of methane production in swinw wastewater anaerobic digestion. *Advances in Environmental Biotechnology and Engineering*. 25. 21308-21317 DOI<https://doi.org/10.1007/s11356-017-0039-6>
- Cordoba, A.; Carrera, C.; Alzate, L.; Zepeda, A.; Ruiz, J. (2019). Nanoferrosonication: A novel strategy for intensifying the methanogenic process in sewage sludge. *Bioresource Technology*. 276.318-324. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.01.021>

- Damaceno, F.; Buligon, E.; Restrepo, J.; Chiarelto, M.; Niedzialkoski, R.; Costa, L.; et al. (2019) Semi-continuous anaerobic co-digestion of flotation sludge from broiler chicken slaughter and sweet potato: Nutrients and energy recovery. *Science of the Total Environment*. (683), 773-781. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.314>
- Dardot, L.; Mambeli, R.; Tiago, G.; Silva, I. (2020). Analysis of the economic viability of the use of biogas produced in wastewater treatment plants to generate electrical energy. *Environment, Development and Sustainability*. <https://doi.org/10.1007/s10668-020-00689-y>
- de los Cobos, D.; Villalba, M.; Noyola, A. (2015). Effective pathogen removal by low temperature thermal pre-treatment and anaerobic digestion for Class A biosolids production from sewage sludge. *Journal of Water*. 5(1). 56-63. <https://doi.org/10.2166/wash-dev.2014.036>
- Díaz, M.; Espitia, S.; Molina, F. (2002). *Digestión anaerobia: una aproximación a la tecnología*. Medellín, Colombia: Unilibros.
- Dolejs, P.; Varga, Z.; Luza, B.; Pícha, A.; Jenicek, P.; Jeison, D.; Bartacek, J. (2019). Maximizing energy recovery from wastewater via bioflocculation-enhanced primary treatment: a pilot scale study. <https://doi.org/10.1080/09593330.2019.1697377>.
- Dong, P.; Asyifah, N.; Kadokami, K.; García-Contreras, R.; Wood, T.; Maeda, T. (2019). Quorum sensing between Gram-negative bacteria responsible for methane production in a complex waste sewage sludge consortium. *Environmental Biotechnology*. 103. 1485-1495. <https://doi.org/10.1007/s00253-018-9553-9>.
- Donoso-Bravo, A.; Fdz-Polanco, M. (2013). Anaerobic co-digestión of sewage sludge and grease trap: Assesment of enzyme addition. *Process Biochemistry*. 48. 936-940. <http://dx.doi.org/10.1016/j.procbio.2013.04.005>.
- Donoso-Bravo, A.; Pérez, S.; Fdz-Polanco, F. (2014). Simplified mechanistic model for the two-stage anaerobic degradation of sewage sludge. *Environmental Technology*. 36 (10). 1334-1346. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.988186>
- Donoso-Bravo, A.; Ortega, V.; Lesty, Y.; Vanden, H.; Olivares, D. (2019). Assessing the stability of anaerobic co-digestion in the context of a WWTP with thermal pre-treatment of sewage sludge. Case study in Chile. *Waste Management*. 100: 240-248. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.09.025>
- dos Santos, D.; Galdino, L.; Marquez, T.; Alves, M.; Thomé, J. (2020). Development of a horizontal reactor with radial agitation to synthesis bio-methane from biomass waste and domestic sewage sludge. *Journal of Cleaner Production*. 257. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120616>.
- dos Santos, J.; Volschan, I.; Cammarota, M. (2018). Co-digestion of sewage sludge with crude or pretreated glycerol to increase biogas production. *Environmental Science and Pollution Research*. 25: 21811-21821. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2260-3>
- Ferreira, J.; Volschan, I.; Cammarota, M. (2018). Enhanced biogas production in pilot digester treating a mixture of sewage sludge, glycerol and food waste. *Energy y Fuels*. 32, 6839-6846. DOI: 10.1021/acs.energyfuels.8b00742.
- Flores-Asis, R.; Méndez-Contreras, J.; Alvarado-Lassman, A.; Fernández-Lambert, G.; Villanueva-Vásquez, D.; Aguilar-Lasserre, A. (2019). Analysis of the behavior for operation parameters in the anaerobic digestion process with thermal pretreatment, using fuzzy logic. *Journal of Environmental Science and Health*. 54(6). 592-602. <https://doi.org/10.1080/10934529.2019.1593010>
- Gato-Trinidad, S.; Jayasuriya, N.; Roberts, P. (2011). Understanding urban residential end uses of water. *Water Science y Technology*. 64 (1): 36-42. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.436>.
- Gaur, R.; Suthar. (2017). Anaerobic digestion pf activated sludge, anaerobic granular sludge and cow dung with food waste for enhanced methane production. *Journal of Cleaner Production*. 164: 557-566. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.201>
- Gertner, P.; Huiliñir, C.; Pinto-Villegas, P.; Castillo, A.; Montalvo, S.; Guerrero, L. (2017). A new model for including the effect of fly ash on biochemical methane potential. *Waste Management*. 68:232-239. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.005>

- González, G.; Zamora, A.; Carreón, C.; Restrián, E.; Houbron, E. (2013). Influencia del tiempo de residencia hidráulica sobre la hidrólisis en codigestión de residuos sólidos, <https://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/article/view/43555>.
- Grobelak, A.; Grosser, A.; Kacprzak, M.; Kamizela, T. (2019). Sewage sludge processing and management in small and medium-size municipal wastewater treatment plant-new technical solution. *Journal of Environmental Management*. 234. 90-96.
- Henry, J.; Heinke, G. (1999) *Ingeniería ambiental* (2 ed.). Mexico D.F, Mexico: Prentice hall.
- Huiliñir, C.; Pinto-Villegas, P.; Castillo, A.; Montalvo, S.; Guerrero, L. (2017). Biochemical methane potential from sewage sludge: Effect of an aerobic pretreatment and fly ash addition as source of trace elements. *Waste Management*. 64. 140-148. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.03.023>.
- Huiliñir, C.; Montalvo, S.; Borja, R. (2018). A new and simple kinetic model for assessing the dynamic behavior and simulating the biochemical methane potential (BMP) of sewage sludge in the presence of fly ash. *Research Article*. 94. 1509-1519. <https://doi.org/10.1002/jctb.5910>
- Jensen, V.; Cammarota, M.; Volschan, I. (2018). Methane Production of Algal Biomass from Facultative Stabilization Pond: Evaluation of Anaerobic Biodegradability and Codigestion with Sewage Sludge. *Envoromen. Eng.* 144 (5). 1-7. DOI: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001359.
- Julio, I.; Peláez, C.; Molina, F. (2016). Evaluación de la co-digestión anaerobia de lodos de aguas residuales municipales con residuos de alimento. *ION*. 29 (1): 63-70. DOI: <https://doi.org/10.18273/revion.v29n1-2016005>
- Kempegowda, R.; Skreiberg, O.; Quang, K.; Selvam, P. (2017). Techno-Economic assessment of thermal co-pretreatment and co-digestion of food waste and sewage sludge for heat, power biochar production. *Energy Procedia*. 105. 1737-1742. doi: 10.1016/j.egypro.2017.03.498.
- Krause, M.; Chickering, G.; Townsend, T.; Pullammanappailil, P. (2018). Effects of temperature and particle size on the biochemical methane potential of municipal solid waste components. *Waste Management*. 71. 25-30. DOI: 10.1016 / j.wasman.2017.11.015
- Lacovidou, E.; Ohandja, D.; Voulvoulis, N. (2012). Food waste co-digestion with sewage sludge- realizing its potential in th UK, *Environ, Manage*. 112. 267-274. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.07.029>
- Larney, J.; Angers, D. (2011). The role of organic amendments in soil reclamation: a Review. *Bioone*. 92 (1). 19-38
- Lavergne, C.; Bovio-Winkler, P.; Etchebehere, C.; Garcia, G. (2020). Towards centralized biogas plants: Co-digestion of sewage sludge and pig manure maintains process performance and active microbiome diversity. *Bioresource Technology*. 297: 124-135. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122442>
- Li, Y.; Jin, Y.; Li, J.; Yi, Z.; Nie, Y. (2017). Effects of thermal pretreatment on degradation kinetics of organics during kitchen waste anaerobic digestion. *Energy*: 118:377-386. <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2016.12.041>
- López Vázquez, C.; Buitrón Méndez, G.; García, H.; Cervantes Carrillo, F. (2017). Tratamiento biológico de aguas. Principios, modelos y diseño. IWA Publishing. DOI: 10.2166/9781780409146
- Lu, Q.; He, Z.; Stoffella, P. (2012). Land application of biosolids in the USA: A Review. *Applied and Environmental Soil Science*. 2012. 1-11. DOI: 10.1155 / 2012/201462
- Lwin, C.; Maung, K.; Hashimoto, S. (2015). Future sewage sludge generation and sewer pipeline extension in economically developing ASEAN countries. *Cycles Waste Manag*.
- Mathery, A.; Ntuli, F.; Seodigeng, T.; Zvinowanda, C.; Njenga, C. (2018). Quantitative characterization of carbonaceous and lignocellulosic biomass of anaerobic digestion. *Renewable and Sustentable Energy Reviews* 92. 9-16
- Mason, I. (2006). Mathematical modelling of the composting process: A review. *Waste Management*. 26. 3-21.

- Mendes, C.; Esquerre, K.; Matos, L. (2015). Application of Anaerobic Digestion Model No. 1 for simulating anaerobic mesophilic sludge digestion. *Waste Management*. 35. 89-95. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.10.013>.
- Montalvo, S.; Vielma, S.; Borja, R.; Hiliñir, C.; Guerrero, L. (2018). Increase in biogas production in anaerobic sludge digestion by combining aerobic hydrolysis and addition of metallic wastes. *Renewable Energy*. 123. 541-548. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.02.004>
- Montalvo, S.; Cahn, I.; Borja, R.; Huliñir, C.; Guerrero, L. (2017). Use of solid residue from thermal power plant (fly ash) for enhancing sewage sludge anaerobic digestion: Influence of fly ash particle size. *Bioresource Technology*. 244. 416-422. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.07.159.
- Mora-Cortés, D.; Garcés-Gómez, Y.; Pacheco, S. (2020). Improvement of biomethane potential by Anaerobic co-digestion of Sewage sludge and cocoa pod Husks. *International Journal of Technology*. 11 (3). 482-491. DOI : <https://doi.org/10.14716/ijtech.v11i3.4079>.
- Morero, B.; Montagna, A.; Campanella, E.; Cafaro, F. (2017). Integrated process design optimization accounting for co-digestion of sludge and municipal solid waste. *Capture Aided Chemical Engineering*. 40. 853-858. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-444-63965-3.50144-6>.
- Morero, B.; Vicentin, R.; Campanella, E. (2017). Assesment of biogas production in Argentina from co-digestion of sludge and municipal solid waste. *Waste Management*. 61. 195-205. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.033>
- Morero, B.; Montagna, A.; Campanella, E.; Cafaro, D. (2020). Optimal process design for integrated municipal waste management with anergy recovery in Anrgentina. *Renewable Energy*. (146): 2626-2636. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.08.085>.
- Mosquera, J.; Varela, L.; Santis, A.; Villamizar, S.; Acevedo, P.; Cabeza, I. (2020). Improving anaerobic co-digestion of different residual biomass sources readily available in Colombia by process parameters optimization. *Biomass and bioenergy*. 142. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105790>.
- Nghiem, L.; Koch, K.; Bolzonella, D.; Drewes, J. (2017). Full scale co-digestion of wastewater sludge and food waste: Bottlenecks and Possibilities. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 72: 354-362. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.01.062>.
- Neumann, P.; Barriga, F.; Álvarez, C.; González, Z.; Vidal, G. (2018). Process performance assessment of advanced anaerobic digestion of sewage sludge including sequential ultrasound-thermal (55 °C) pre-treatment. *Bioresource Technology*. 262. 42-51. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.03.057>
- Neumann, P.; González, Z.; Vidal, G. (2017). Sequential ultrasound and low-temperature thermal pretreatment: Process optimization and influence on sewage sludge solubilization, enzyme activity and anaerobic digestion. *Bioresource Technology*. 234.179-187. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.03.029
- Ohemeng-Ntiamoah, J.; Datta, T. (2018). Perspectives on variabilities in biomethane potential test parameters and outcome: A review of studies published between 2007 and 2018. *Science of the Environment*. 664: 1052-1062.
- Orellana, E.; Davies-Sala, C.; Guerrero, L.; Verdé, I.; Altina, M.; Lorenzo, M.; et al. (2019). Microbiome network analysis of co-occurrence patterns in anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste. *Water Science y Technology*. 1956-1965. <https://doi.org/10.2166/wst.2019.194>.
- Ortega-Martinez, E.; Sapkaite, I.; Fdz-Polanco, F.; Donoso-Bravo, A. (2016). From pre-treatment toward inter-Treatment. Getting Some clues from sewage sludge biomethanation. *Bioresource Technology*. 212. 227-235. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.04.049>
- Parra-Orobioa, B.; Torres-Lozada, P.; Mamolejo-Rebellón, L. (2016), Influence of the mixing ration on the anaerobic co-digestion of municipal biowaste with domestic wastewater sludge on methane production. *Dyna*. 83 (199). 86-93 DOI: <http://dx.doi.org/10.15446/dyna.v83n199.57382>

- Peres, S.; Monteiro, M.; Lima, M.; do Nascimento, A.; Perez, M. (2019). Anaerobic Digestion Process for the Production of Biogas from Cassava and Sewage Treatment Plant Sludge in Brazil. *Bioenergy Research*. 12:150-157. <https://doi.org/10.1007/s12155-018-9942-z>
- Reyes-Contreras, C.; Neumann, P.; Barriga, F.; Venegas, M.; Domínguez, C.; Bayona, J.; Vidal, G. (2020). Organic micropollutants in sewage sludge: influence of thermal and ultrasound hydrolysis processes prior to anaerobic stabilization. *Environmental technology*. 41. (11). 1358-1365. <https://doi.org/10.1080/09593330.2018.1534892>
- Rodríguez, A.; Muñoz, A.; Tique, L.; Ladino, J.; Santis, A.; Cabeza, I.; Acevedo, P. (2018). Influence of Use of co-substrate on the anaerobic co-digestion of municipal solid waste. *Chemical Engineering Transactions*. 65. 541-546. DOI: 10.3303/CET1865091
- Romero, P. (2011). Caracterización de la actividad de lodos de digestión anaerobia y su influencia sobre la reducción de producción de lodos. (Tesis de maestría) Universidad de Cádiz, España.
- Silva, F.; MSiahler, C.; Oliveira, L.; Bassin, J. (2018). Hydrogen and methane production in a two-stage anaerobic digestion system by co-digestion of food waste, sewage sludge and glycerol. *Waste Management*. 76. 339-349. doi.org/10.1016/j.wasman.2018.02.039
- Souza, T.; Carvajal, A.; Donoso-Bravo, A.; Peña, M.; Fdz-Polanco, F. (2013). ADM1 calibration using BMP tests for modeling the effect of autohydrolysis pretreatment on the performance of continuous sludge digesters. *Water Research*. 47. 3244-3254. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.03.041>
- Tong, H.; Tong, Y.; Peng, Y. A. (2019). Comparative life cycle assessment on mono-and co-digestion of food waste and sewage sludge. *Energy Procedia*. 158. 4166-4171.
- Udeata, M.; Medeiros, G.; Silva, V.; Galvao, L. (2019). Basic and procedural requirements for energy potential from biogas of sewage treatment plants. *Jurnal of Environmental Management*. (236): 380-387. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.110>
- Vanegas, M.; Leiva, A.; Vidal, G. (2018). Influence of anaerobic digestion with pretreatment on the phytotoxicity of sewage sludge. *Water, Air, Soil Pollution*. 381.1-11. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-4025-5>.
- Vanneckhaute, C.; Meers, E.; Michels, E.; Buysee, J.; Tack, F. (2013). Ecological and economic benefits of the application of bio-based mineral fertilizers in modern agriculture. *bio-mass and bioenergy*. (49): 239-248.
- Verdaguer, M.; Molinos-Senante, M.; Poch, M. (2016). Optimal management of substrates in anaerobic co-digestion: an ant colony algorithm approach. *Waste Management*. 50. 49-54. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.047>
- Viguera-Carmona, E.; Martínez, M.; García, M.; Membrillo, I.; Zafra, G. (2016). Effect of particle size on mesophilic anaerobic digestion of thermally pre-treated waste activated sludge. *Journ11al of Biotech Research*. 7. 11-19.
- von Sperling, M.; de Lemos Chernicharo, C. (2005) *Biological wastewater treatment in warm climate regions*. Gerais, Brazil: IWA publishing.
- Xin, L.; Guo, Z.; Xiao, X.; Peng, C.; Zeng, P.; Feng, W.; Xu, W. (2019). Feasibility of anaerobic digestion on the release of biogas and heavy metals from rice straw pretreated with sodium hydroxide. *Environmental Science and Pollution Research*. 26. 19434-19444.