

Uso de microrganismos no tratamento anaeróbico de efluentes ricos em nitrogênio e fósforo tendo em vista a economia circular

Use of microorganisms in the anaerobic treatment of effluents rich in nitrogen and phosphorus with a view to the circular economy

Uso de microorganismos en el tratamiento anaeróbico de efluentes ricos en nitrógeno y fósforo con vista a la economía circular

Recebido: 27/08/2021 | Revisado: 02/09/2021 | Aceito: 06/09/2021 | Publicado: 07/09/2021

Gabriela Mylena Machado dos Santos

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9645-1302>
Universidade Federal da Bahia, Brasil
E-mail: gmylena.ms@gmail.com

Mariana Suzarte Barbosa

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5049-5601>
Universidade Salvador, Brasil
E-mail: mariana-suzarte@hotmail.com

Mayanna Miguez Marquet Porto

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1727-1352>
Universidade Federal da Bahia, Brasil
E-mail: mayannaporto@gmail.com

Natália Scarlet Ribeiro Chong

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4848-4844>
Universidade Federal da Bahia, Brasil
E-mail: natichong@hotmail.com

Manuela Vieira Santos da Luz

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6971-1044>
Universidade Salvador, Brasil
E-mail: manuelavieirasl@hotmail.com

Raiany Sandhy Souza Santos

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4365-8027>
Universidade Federal da Bahia, Brasil
E-mail: raianysantos_2@hotmail.com

Aline de Souza Silva

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7832-6305>
Universidade Salvador, Brasil
E-mail: aln.souzasilva@gmail.com

Ícaro Thiago Andrade Moreira

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3964-7368>
Universidade Federal da Bahia, Brasil
E-mail: icarotam@ufba.br

Resumo

O aumento da população, a crescente urbanização e a industrialização influenciam diretamente na geração de efluentes domésticos e industriais contendo altas cargas de nutrientes como nitrogênio e fósforo, comprometendo o ambiente e a saúde pública. O presente trabalho tem por objetivo revisar as características, os impactos e as vantagens da utilização de microrganismos no tratamento anaeróbico de efluentes ricos em nitrogênio e fósforo, ressaltando o potencial uso de insumos do processo para a economia circular. Para isto, foi realizada uma revisão de literatura utilizando palavras-chave sobre os mecanismos e pressupostos ligados ao tema. Com base nas referências encontradas, foi possível compreender as principais características dos efluentes ricos em nitrogênio e fósforo com ênfase nas etapas do tratamento anaeróbico, as vantagens e desvantagens do tratamento, os microrganismos que podem ser utilizados no processo, os diferentes tipos de reatores anaeróbios, assim como foi possível demonstrar como os subprodutos do tratamento de efluentes em condições anaeróbicas podem ser inseridos no contexto da economia circular. Portanto, a digestão anaeróbia é uma alternativa de baixo custo para o tratamento biológico de efluentes ricos em nitrogênio e fósforo, mostrando-se útil para a minimização de impactos negativos associados à contaminação ambiental e à exposição aos riscos de saúde pública, bem como à oportunidade de uso ou reuso de potenciais produtos provenientes do processo a exemplo dos nutrientes e biogás.

Palavras-chave: Tratamento anaeróbico; Efluentes domésticos; Vinhaça; Economia circular.

Abstract

Population increase, growing urbanization and industrialization directly influence the generation of domestic and industrial effluents containing high loads of nutrients such as nitrogen and phosphorus, compromising the environment and public health. This work aims to review the characteristics, impacts and advantages of using microorganisms in the anaerobic treatment of effluents rich in nitrogen and phosphorus, highlighting the potential use of process inputs for the circular economy. For this, a literature review was carried out using keywords on the mechanisms and assumptions related to the theme. Based on the references found, it was possible to understand the main characteristics of effluents rich in nitrogen and phosphorus with emphasis on the steps of anaerobic treatment, the advantages and disadvantages of the treatment, the microorganisms that can be used in the process, the different types of anaerobic reactors, as well as it was possible to demonstrate how wastewater treatment by-products under anaerobic conditions can be placed in the context of the circular economy. Therefore, anaerobic digestion is a low-cost alternative for the biological treatment of effluents rich in nitrogen and phosphorus, proving to be useful for minimizing negative impacts associated with environmental contamination and exposure to public health risks, as well as the opportunity to use or reuse of potential products from the process, such as nutrients and biogas.

Keywords: Anaerobic treatment; Domestic effluents; Vinasse; Circular economy.

Resumen

El aumento de la población, la creciente urbanización y la industrialización influyen directamente en la generación de efluentes domésticos y industriales que contienen altas cargas de nutrientes como nitrógeno y fósforo, comprometiendo el medio ambiente y la salud pública. Este trabajo tiene como objetivo revisar las características, impactos y ventajas del uso de microorganismos en el tratamiento anaeróbico de efluentes ricos en nitrógeno y fósforo, destacando el potencial uso de insumos de proceso para la economía circular. Para ello, se realizó una revisión de la literatura utilizando palabras clave relacionadas con los mecanismos y supuestos sobre el tema. A partir de las referencias encontradas, fue posible comprender las principales características de los efluentes ricos en nitrógeno y fósforo con énfasis en los pasos del tratamiento anaeróbico, como las ventajas y desventajas del tratamiento, los microorganismos que se pueden utilizar en el proceso, los diferentes tipos de reactores anaeróbicos, además de demostrar cómo los subproductos del tratamiento de aguas residuales en condiciones anaeróbicas pueden situarse en el contexto de la economía circular. Por lo tanto, la digestión anaeróbica es una alternativa de tratamiento biológico de bajo costo para los efluentes ricos en nitrógeno y fósforo, resultando útil para minimizar los impactos negativos asociados con la contaminación ambiental y la exposición a riesgos para la salud pública, así como la oportunidad de uso o reutilización pública de los productos potenciales del proceso, un ejemplo de nutrientes y biogás.

Palabras clave: Tratamiento anaeróbico; Efluentes domésticos; Vinaza; Economía circular.

1. Introdução

O aumento populacional, a crescente urbanização e a industrialização têm aumentado a produção de diferentes tipos de contaminantes tóxicos sob forma de efluentes, sendo alguns deles ricos em nutrientes como nitrogênio (N) e fósforo (P) (Sood, Uniyal, Prasanna, & Ahluwalia, 2012). A exemplo destes resíduos, destacam-se os efluentes domésticos e industriais de vinhaça que, ao serem despejados em matrizes ambientais sem prévio tratamento causam efeitos nocivos tanto à saúde humana quanto ambiental a exemplo de perturbações na composição natural dos ecossistemas, o que interfere nas suas propriedades físico-químicas e biológicas (World Health Organization [WHO], 2004; Neto & Jesus, 2014; Rocha, Pinheiro & Costa, 2020; Chowdhary, Bharagava, Mishra, & Khan, 2020).

Uma importante alternativa de tratamento de efluentes domésticos e industriais é a técnica de digestão anaeróbia, que visa tratar o efluente mediante benefícios como a instalação em espaços menores e a redução de custos de implantação, operação e manutenção. Microalgas, bactérias e cianobactérias podem consumir deliberadamente fósforo, nitrogênio e carbono em águas para seu crescimento, tendo potencial para atuar no tratamento de águas residuais (El-Sheekh, El-Dalatony, Thakur, & Salama, 2021). A redução da concentração de fósforo (P) e nitrogênio (N) nos efluentes nas estações de tratamento de esgoto é uma medida para conter a eutrofização em sistemas aquáticos em nível global (Garcia-Gozalbes, Arbib, & Perales-Vargas-Machuca, 2014). Este processo pode ser integrado no âmbito da economia circular, que busca um uso eficiente dos produtos gerados, transformando matéria em insumos de valor agregado (Mata-Alvarez, et al., 2014; Kurniawan, et al., 2021).

Apesar do saneamento básico representar um conjunto de estratégias que visam garantir acesso a serviços como a coleta e tratamento de efluentes, sabe-se que a universalização do saneamento básico ainda é um dos principais desafios no

Brasil, onde apenas 51,4% da população é atendida por redes de efluentes doméstico (Leoneti, Prado, & Oliveira, 2011; Teixeira, Oliveira, Viali, & Muniz, 2014; Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento [SNIS], 2019; Silva, Garcia, Araújo, & Kölling, 2020; Brasil, 2020). Isto indica que uma parcela significativa da população não tem acesso à infraestrutura de esgotamento doméstico, cujos efluentes gerados são despejados de forma inadequada diretamente em corpos hídricos superficiais, subterrâneos e também nos solos causando sérios impactos ecotoxicológicos na cadeia alimentar (Carneiro, Amaral, Santos, Gomes, & Pinheiro, 2018; Silva et al., 2015; Moreira et al., 2016; Oliveira et al., 2020; Verâne et al., 2020).

Outro efluente de grande relevância refere-se à indústria de destilaria, conhecida como indústria sucroalcooleira, pois trata-se de uma das cadeias mais bem fundamentadas no Brasil, destacando-se no mercado mundial do setor (União da Indústria de Cana-de-Açúcar [UNICA], 2019; Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento [MAPA], 2019). Esta é responsável pela transformação da cana-de-açúcar em diversos produtos, como açúcar, etanol (anidro e hidratado), cachaça, sendo, portanto, importantes para economia e para o desenvolvimento socioeconômico nacional (Companhia Nacional de Abastecimento [CONAB], 2018). Em escala global, a geração de etanol vem crescendo pela sua diversidade de aplicações. O Brasil e os Estados Unidos da América (EUA) estão à frente na produção anual, abastecendo o mercado mundial com cerca de 85% de etanol gerado, respondendo por 94 bilhões de litros. O motivo principal é a utilização como combustível para transporte (Krishnamoorthy, Premalatha, & Vijayasekaran, 2017).

Diante destas preocupações e de todos os impactos socioeconômicos e ambientais que podem ser causados à sociedade, o saneamento básico é um serviço reconhecido e que deve ser assegurado para se alcançar os direitos humanos (Organização das Nações Unidas [ONU], 2020). Assim, no ano de 2015, vários países se comprometeram a tomar medidas transformadoras, indicando 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável – ODS. Este plano de ação, conhecido como Agenda 2030, é um plano que está sendo realizado pela colaboração entre governos, empresas e toda a sociedade civil (Ministério do Desenvolvimento Regional [MDR], 2019). Focando nesta problemática, o ODS 6 tem o objetivo de assegurar a disponibilidade e a gestão sustentável da água e do saneamento para todos (Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento [PNUD], 2015).

A partir deste contexto, o presente trabalho tem como objetivo revisar as características, os impactos e as vantagens da utilização de microrganismos no tratamento anaeróbico de efluentes ricos em N e P, ressaltando o potencial uso de insumos do processo para a economia circular. Para isso, serão discutidas as principais características dos efluentes ricos em nitrogênio e fósforo, dando destaque ao processo e as etapas do tratamento anaeróbico que é a tecnologia mais utilizada para tratar efluentes, as suas vantagens e desvantagens, os microrganismos aplicados, assim como demonstrar como esse ciclo é transformado, passando de um modo de produção linear para uma circular, gerando um equilíbrio entre o desenvolvimento econômico e a conservação ambiental.

2. Metodologia

O presente estudo trata-se de uma revisão de literatura sobre os pressupostos e mecanismos ligados ao tratamento de efluentes domésticos e industriais (de vinhaça). Foram utilizados dados teóricos e experimentais encontrados através das pesquisas documental e bibliográfica.

Na pesquisa documental, os documentos encontrados são aqueles que não receberam tratamento analítico ou foram analisados como relatórios de pesquisa, tabelas ou estatísticas. Portanto, foram utilizadas informações sobre saneamento básico contidas no regulamento brasileiro, bem como consultas em *sites* de instituições ligadas ao saneamento básico como ministérios, programas governamentais, entre outros (Gil, 2002).

Quanto à pesquisa bibliográfica, informações teóricas e experimentais foram obtidas a partir de outros trabalhos, mediante busca em diferentes bases de dados (Gil, 2002; Pereira, Shitsuka, Parreira, Shitsuka, 2018). Foram consultados

livros e majoritariamente artigos científicos, encontrados em bases internacionais (Science Direct, Springer, Web of Science) e nacionais (Periódicos CAPES, Scielo). Para cada base de dados supracitada, foram adotados mecanismos de busca através das palavras-chave “wastewater treatment”, “anaerobic digestion”, “anaerobic treatment”, “domestic effluent”, “vinasse”, “circular economy”, “bacteria”, “microalgae”, “cyanobacteria”, “nutrient removal” utilizando os termos no plural ou em português quando necessário e aplicando os operadores booleanos AND e OR. Foram incluídos nesta revisão artigos publicados entre 2002 e 2021 (exceto o trabalho publicado por Stanier e Van Niel. (1962), em virtude da relevância histórica em relação ao tema) e livros publicados entre 1991 e 2014 sobre o tratamento anaeróbio de efluentes ricos em nitrogênio e fósforo, incluindo trabalhos contendo informações sobre o tratamento de efluentes domésticos e vinhaça, além da importância do processo no que tange a economia circular. Foram excluídas dissertações, teses e artigos com informações que representam opiniões, ou seja, sem suporte em dados de pesquisas.

3. Resultados e Discussão

3.1 Características dos efluentes ricos em nitrogênio e fósforo

Segundo o SNIS (2019) a média da população total que possui atendimento das redes de efluente doméstico no Brasil foi de 51,4% em 2019. Esse percentual varia de acordo com as regiões, sendo que no Norte e no Nordeste são encontrados os menores percentuais de atendimento desse serviço, correspondendo a 12,3% e 28,3% respectivamente, enquanto a média do país corresponde a 54,1%. Ainda segundo o SNIS (2019), de todo esgoto gerado apenas 49,1% recebe tratamento, o restante desse efluente, correspondente a mais da metade de todo efluente doméstico gerado no país, é descartado de forma irregular e muitas vezes sem nenhum tipo de tratamento, comprometendo as matrizes ambientais onde são despejados esse rejeito, como solo, mares e corpos hídricos, além de ser um potencial risco à saúde humana.

As estações de tratamento de efluente doméstico são responsáveis por coletar e remover os poluentes orgânicos provenientes do efluente bruto dos municípios. Através da rede coletora pública, o efluente é conduzido à estação, onde será tratado a partir de etapas estabelecidas e necessárias denominadas de: preliminar, primária, secundária e terciária, de acordo com as características do efluente. Este tratamento tem como finalidade principal remover significativamente a carga orgânica, expressa em termos de demanda bioquímica de oxigênio e demanda química de oxigênio, carga bacteriológica, expressa em termos de coliformes totais e coliformes termotolerantes e *Escherichia coli* (Calijuri & Cunha, 2013).

As características dos efluentes domésticos, independe de país ou região, pois sua composição é semelhante, possuindo características físicas como cor, odor, turbidez e temperatura, concentrações de químicos inorgânicos como metais, nitrogênio e fósforo, químicos orgânicos como hidrocarbonetos e fenóis, e gasosos como metano e sulfeto de hidrogênio, além das características biológicas como vírus, bactérias, microalgas e plantas aquíferas. Esses poluentes, por sua vez, podem ocasionar diversos efeitos ao ambiente e à saúde humana (Von Sperling, 2014).

A produção do setor sucroalcooleiro resulta em grandes quantidades de resíduos, sendo os principais o bagaço e a vinhaça (Razia, Uma Maheshwari Nallal, & Sivaramakrishnan, 2020). A vinhaça, também conhecida como vinhoto e “garapão” é obtida após a destilação do caldo fermentado, um líquido de cor marrom escuro de caráter altamente poluidor (Sousa et al., 2019). Tal efluente é gerado em grandes quantidades na produção de etanol, da qual, para cada um litro produzido de etanol, são gerados entre 10 a 14 litros de vinhaça (Mohana, Acharya, & Madamwar, 2009). Devido a sua elevada concentração de nutrientes, sua principal aplicação tem sido para a fertirrigação dos canaviais, no entanto, ao ser utilizado de forma errônea pode contaminar águas subterrâneas e influenciar na concentração de sais no solo, sendo capaz de acarretar a perda da fertilidade da área de plantio (Sousa et al., 2019).

A indústria sucroalcooleira usa melaço de cana de açúcar ou outras fontes de açúcar disponíveis localmente para produzir o álcool. Estima-se que aproximadamente 80-95% da produção do etanol, utiliza a destilação seguida da fermentação

(Latiff, 2011). Embora a tecnologia por trás das destilarias se assemelhe na maioria dos lugares, a composição da vinhaça difere em relação a matéria prima, sendo que os principais índices variantes da composição são carbono orgânico dissolvido, nitrogênio total, fósforo total, potássio e sólidos totais, no entanto, independente da matéria prima utilizada, a composição da vinhaça apresenta alta carga orgânica, com compostos recalcitrantes e grande quantidade de nitrogênio e fósforo, principais causadores da eutrofização (Christofolletti, Pedro-Escher, Correia, Marinho, & Fontanetti, 2013).

O caráter poluidor da vinhaça chega a ser cem vezes maior que a água residual doméstica (Melamane, Strong, & Burgess, 2016), pois embora o efluente doméstico apresente grandes quantidades de nitrogênio e fósforo (20 a 85 mg/L de N e 4 a 15 mg/L de P₂O₅) (Metcalf & Eddy, 1991) comparando com os níveis encontrados na vinhaça do caldo da cana (150 a 700 mg/L de N e 10 a 210 mg/L de P₂O₅) (Prada, Guekezian, & Suarez-Iha, 1998), as concentrações do efluente doméstico são inferiores. Além desse ponto, a vinhaça possui pH baixo, altos índices de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO), que chegam a ser maiores do que os encontrados no efluente doméstico (España-Gamboa et al., 2011).

Em suma, os efluentes domésticos e industriais de vinhaça possuem altas cargas de nutrientes como o fósforo e o nitrogênio, onde se faz necessário um tratamento adequado visando a remoção desses nutrientes para um posterior descarte que atenda às normas e limites das legislações vigentes. A necessidade desse tratamento focado é importante pois, apesar do nitrogênio e fósforo serem nutrientes considerados indispensáveis para a vitalidade dos seres vivos em matrizes ambientais como corpos hídricos, a presença de altas concentrações desses nutrientes favorecem o crescimento e a proliferação microalgal, ocasionando o fenômeno de eutrofização, comprometendo a vida dos organismos aquáticos e gerando risco a saúde humana (Sadeghian, Chapra, Hudson, Wheeler, & Lindenschmidta, 2018; Rout et al., 2021).

3.2 Tratamento anaeróbio de efluentes

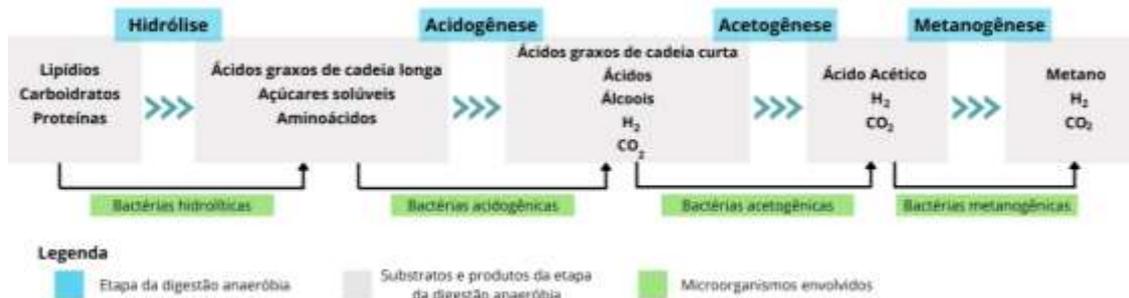
Há diversos tipos de tratamentos anaeróbios e estes podem ser realizados por diferentes grupos de microrganismos, a exemplo das bactérias, arqueobactérias, cianobactérias, microalgas e fungos. Essencialmente, o tratamento biológico de efluentes ocorre por meio da geração de energia para o microrganismo a partir do substrato. Esse processo pode ocorrer de duas formas, sendo a primeira a partir da degradação do substrato, processo que gera energia e recebe o nome de catabolismo ou desassimilação. Já a segunda forma ocorre através da assimilação ou anabolismo, que se trata da formação de material celular com o auxílio da energia liberada na desassimilação (Queiroz, Lopes, Zepka, Bastos, & Goldbeck, 2007; Xie et al., 2018; Sperling, 2018; Alves, de Moura, Carvalho, de Castro, & Andrade, 2019).

Entre técnicas de tratamento de efluentes, a digestão anaeróbica é uma tecnologia de base biológica comumente utilizada que tem como objetivo promover a degradação biológica da matéria orgânica presente nos efluentes, e estabilizar de forma a eliminar ou reduzir atividades biológicas e promover a redução do volume de lodo. Além disso, a digestão anaeróbica, em comparação com os demais sistemas de tratamento de efluente, é considerada uma técnica que se destaca quanto ao custo benefício pois não requer aeração e a os custos com manutenção são mínimos. Porém, para que essa técnica ocorra de forma eficiente, a estrutura é de suma importância, pois a digestão anaeróbica é composta por quatro bioprocessos, sendo eles: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese e cada etapa é realizada por bactérias específicas (Cyzdik-Kwiatkowska, & Rusanowska, 2017; Keucken, Habagil, Batstone, Jeppsson, & Arnell, 2018; Walter et al, 2019; Świątczak, Wandera et al, 2019). Ao fim do processo nem sempre o tratamento é satisfatório podendo ser necessário empregar outros métodos. Uma das possibilidades, por exemplo, seria aplicação de fotobiorreatores com microalgas para garantir remoção de poluentes do efluente resultante da digestão anaeróbia (Xie et al., 2018).

3.2.1 Etapas de tratamento

A digestão anaeróbia trata-se de um processo catabólico fermentativo majoritariamente utilizam-se associações de bactérias e arqueobactérias. Durante o tratamento, os metabólitos produzidos por um grupo bacteriano são utilizados como substrato para o grupo seguinte e todo este processo pode ser dividido em etapas, como pode ser visto na Figura 1 (Saia et al., 2016). Cada uma destas ocorre devido à associação de microrganismos e para garantir uma boa estabilização do substrato e rapidez da digestão, é imprescindível manter uma taxa de reação equilibrada entre as etapas (Venkiteshwaran, Bocher, Maki & Zitomer, 2015).

Figura 1 - Esquema ilustrativo das etapas da digestão anaeróbia.



Fonte: Autores (2021), Adaptado de Chernicharo (2007) e Venkiteshwaran (2015).

Na primeira etapa da digestão anaeróbia ocorre a hidrólise de compostos orgânicos mais complexos, como lipídios, carboidratos, celulose e proteínas. Enzimas presentes no meio catalisam a hidrólise, formando materiais como ácidos graxos, monossacarídeos e aminoácidos, aumentando a biodegradabilidade do substrato (Wang, Duan, et al., 2016; Wang, Li, et al., 2016; Wang, Wang, Qiu, Ren & Jiang, 2018).

É amplamente conhecido que a hidrólise é a etapa limitante do processo de digestão anaeróbia, por isso há muitos estudos com foco em otimizá-la. Como estudado por Wang, Li, et al., (2016), a presença de enzimas no meio não afeta significativamente a comunidade bacteriana e pode aumentar a produção de metano. Dessa forma, o pré-tratamento enzimático pode otimizar a digestão para efluentes com maior carga orgânica, como de indústrias de laticínios, processamento de aves e padarias (Balaji Chittoor & Jayaraman, 2020). É muito importante que a etapa de hidrólise seja bem sucedida, porque apenas dessa forma moléculas poderão ser metabolizadas pelas bactérias envolvidas na digestão.

A partir do produto da hidrólise, bactérias fermentativas realizam a acidogênese, formando hidrogênio, acetato e ácidos como o propiônico e butírico. Essa etapa é seguida por outra também realizada por bactérias fermentativas, a acetogênese, na qual há formação de ácido acético, dióxido de carbono e hidrogênio. Devido à formação de ácidos, após essas etapas o pH do meio é reduzido podendo levar à inibição da metanogênese (Chernicharo, 2007; Venkiteshwaran et al, 2015). De qualquer forma, ambas etapas são essenciais para a disponibilização do substrato para a metanogênese, uma vez que os produtos gerados nessas etapas são os principais para a produção de metano (J. Zhang et al., 2017; M. Zhang, Qiao, Shao, Jin & Zhou, 2018).

Na metanogênese há a formação do biogás, que se trata de um conjunto de gases residuais, metano e dióxido de carbono. Este processo é realizado por arqueobactérias, e ocorre principalmente por duas vias, por meio da metanogênese acetoclástica, utilizando como substrato o ácido acético, e na hidrogenotrófica, hidrogênio e dióxido de carbono (X. Wang, Duan, et al., 2016). A disponibilização do substrato não é o único fator que influencia na eficiência da metanogênese, as condições ambientais durante toda a digestão anaeróbia também interferem na quantidade e qualidade do biogás gerado. Fatores como pH, composição do substrato, tamanho das partículas, razão entre carbono (C), nitrogênio (N), fósforo (P) e

enxofre (S), C:N, potencial redox e temperatura interferem na digestão anaeróbia, apresentando valores ideais para cada uma delas (Kwietniewska & Tys, 2014; Rasapoor et al., 2020).

A relação C:N ideal aproximada é de 30:1, visto que o carbono e nitrogênio são fontes indispensáveis para fornecimento de energia e para o crescimento microbiano, respectivamente (Zupančič & Grilc, 2012). Os microrganismos são capazes de sobreviver a uma longa faixa de pH, no entanto, a faixa ideal encontra-se entre 6,8 e 8,5 (Al-Rubaye, Karambelkar & Shivashankaraiah, 2019). Além disso, a presença de microelementos como ferro (Fe), níquel (Ni) e cobalto (Co) em concentrações entre 1×10^{-6} e 1×10^{15} M são ideais para a manutenção da digestão anaeróbia bem como para a produção de biogás (Rasapoor et al., 2020). As condições ideais para cada etapa são distintas, por isso, uma possibilidade para otimização da digestão anaeróbia é por meio da separação de cada etapa em diferentes reatores (Zhang et al., 2018).

Embora os digestores anaeróbios sejam importantes alternativas para remoção de matéria orgânica no tratamento de efluentes, a remoção de N e P em digestores anaeróbios não é satisfatória. Para garantir uma boa remoção de nitrogênio apenas cerca de 50% do efluente deveria ser tratado pelo reator anaeróbio, já a parte restante, deveria ser direcionada para tratamento biológico complementar, onde ocorreria a nitrificação e desnitrificação, que exige uma quantidade mínima de matéria orgânica para que ocorra (Chernicharo, 2007). Na digestão anaeróbia de efluente doméstico rural, (Liu et al., 2020) observaram que a relação P/DQO não contribui para a remoção de P. Além disso, apesar de ter apresentado uma boa remoção de matéria orgânica, a comunidade microbiana não estava associada à remoção de N e P.

Quando o intuito do tratamento é a boa remoção de P e N, outros processos biológicos podem ser empregados. Um exemplo foi estudado por Zhang et al, (2017), que alcançaram uma remoção de DQO, P total e N total de, respectivamente, 95,7%, 98,2% e 97,8%, utilizando um sistema de remoção de nitrogênio de estágio único com anammox e processo de nitrificação parcial enriquecido com organismos desnitrificantes acumuladores de polifosfato. Através da utilização de biofiltros de estágio único também é possível conseguir boas taxas de remoção, como visto por (Fu et al., 2019), que alcançou remoção de 90,54% de N total e 61,51% de P total. Outra possibilidade para garantir a nitrificação e desnitrificação é por meio de um consórcio entre bactérias e microalgas, que pode ser uma etapa complementar à digestão anaeróbia (Rada-Ariza, Lopez-Vazquez, Steen & Lens, 2017).

Assim como as bactérias, as microalgas têm um importante papel na conversão de N inorgânico em orgânico por assimilação, e assim como na digestão anaeróbia, em sistemas com microalgas a matéria orgânica pode seguir por diversas rotas metabólicas até alcançar sua estabilização. Apesar disso, microalgas são menos utilizadas na indústria devido à sua baixa produtividade em relação a outros organismos, como bactérias (Johansen, 2012; Umamaheswari & Shanthakumar, 2016; Gupta, Pawar & Pandey, 2019).

Efluentes com maior turbidez podem dificultar a entrada de luz e afetar a eficiência do tratamento biológico por microalgas. Além disso, a alta concentração de produtos intermediários, como a amônia, pode levar à inibição do crescimento microalgal, por isso, para garantir a eficiência da remoção de nutrientes, outros tratamentos podem ser associados (Gupta et al, 2019; Mohsenpour, Hennige, Willoughby, Adeloye & Gutierrez, 2021). Outra possibilidade para garantir a eficiência do tratamento biológico por microalgas é através da diluição do efluente. O estudo de Shin et al (2015), feito com efluente da digestão anaeróbia de água residual de alimentos, alcançou uma maior produtividade microalgal em diluição de 1/20, bem como maiores índices de remoção de P e DQO.

3.2.2 Lodo

No processo do tratamento de água residual em estação de tratamento ocorre a geração do lodo ativado que é uma mistura de substâncias ricas em matéria orgânica e inorgânica. O tratamento e destinação final deste lodo é um desafio, levando ainda em consideração o transporte, as características de operação e processo, aos custos relacionados e, por fim, ao

impacto ambiental e socioeconômico por se tratar de um material com alto nível de toxicidade ao ambiente por possuir patógenos, metais pesados e traços de poluentes orgânicos (Jordão & Pessoa, 2014; Almabashi et al., 2021).

Os problemas gerados pelo descarte incorreto do lodo podem ser encontrados no ambiente diante da contaminação do solo ou até mesmo dos corpos hídricos, cuja presença de matéria orgânica diminui a carga de oxigênio dissolvido na água e reduz a vida aquática. No caso da contaminação hídrica é possível identificar também problemas de saúde pública gerados pela presença de agentes transmissores de doenças de veiculação hídrica como a cólera, a esquistossomose, doenças gastrointestinais e outras que colocam em risco a saúde da população (Rhoden, Alonso, Carmona, Pham, & Barnes, 2021; Ferreira, Grazielle, Marques, & Gonçalves, 2021). Um estudo de caso realizado por Ferreira et al. (2021) sobre veiculação hídrica de doenças no Brasil aponta que os estados poderiam diminuir o número de pessoas que necessitam de internamento em 157 mil por R\$100 milhões investidos em saneamento e 26 mil por R\$100 milhões investidos em água potável, reforçando assim o papel do saneamento na qualidade de saúde pública o que inclui tratamento e descarte adequado de resíduos.

Ao se tratar de descarte adequado do lodo ativado é importante considerar que as características do lodo estão diretamente relacionadas com as características dos efluentes tratados. Desse modo, o lodo derivado do efluente doméstico é composto principalmente por matéria orgânica, nutrientes, organismos patogênicos e pode conter metais pesados. A matéria orgânica gerada a partir do efluente doméstico corresponde a variável de 75% a 85% do volume total do lodo. Sendo essa porcentagem importante para o processo de incineração, estabilização do lodo, aplicação no solo, produção de fertilizantes e como indicador para potenciais problemas de odor. Os nutrientes (fósforo, nitrogênio e potássio) são importantes componentes para aplicação no solo ou como fertilizantes (Jordão & Pessoa, 2014; Alvim, Bes-piá, & Mendoza-Roca, 2020; Yu et al., 2021).

Já o lodo proveniente do tratamento de efluentes industriais, geralmente, é composto por substâncias orgânicas, inorgânicas e patógenos, podendo ainda apresentar maior concentração de metais quando comparado ao lodo derivado do tratamento de efluente doméstico. Esse lodo após tratamento pode ter diferentes aplicações, a exemplo do estudo realizado por Almabashi et al. (2021) que indica a possibilidade de utilizar os poluentes orgânicos existentes no lodo como fonte de energia viabilizando sua utilização como combustível, assim como o estudo realizado por Tena, Luque, Perez & Solera (2020) que aplica o lodo ativado em co fermentação com a vinhaça para a produção de hidrogênio.

Há ainda estudos que aplicam a utilização do lodo como fertilizante (Pei et al., 2020; Rodrigues, Viana, Oliveira, Alves, & Regitano, 2021) o que reforça a importância de identificar a presença de compostos tóxicos que em geral está associada à presença de contaminantes de origem industrial, sendo que em caso de metais em baixa concentração o lodo pode ser usado no solo como micronutrientes, enquanto que em concentrações elevadas inibem o tratamento biológico, apresentando toxicidade a plantas, animais e seres humanos (Jordão & Pessoa, 2014; Chu & He, 2021). Os estudos realizados com o lodo são ferramentas cada vez mais importantes para aplicação de uma matriz energética alternativa, sendo ainda uma possível solução para o complexo processo ao qual o lodo está inserido com os desafios econômicos, biológicos e ambientais, tendo potencial para substituição do uso indiscriminado dos combustíveis fósseis no cenário atual em que apresentam uma série de problemas sociais, ambientais e econômicos (Tawalbeh, Rajangam, Salameh, Al-Othman, & Alkasrawi, 2021).

3.2.3 Reatores anaeróbios

Os reatores anaeróbios são sistemas de tratamento de efluentes onde, em condições controladas, os compostos orgânicos são convertidos em diversos compostos de baixo peso molecular através da atividade microbiológica, na ausência de oxigênio (Ritter, 2016). Têm como principais parâmetros operacionais o tempo de retenção hidráulica, razão entre o volume do reator e a vazão do afluente; tempo de retenção celular, período em que a biomassa se encontra no reator e; carga orgânica volumétrica, a relação entre a carga orgânica e o volume do reator (Calijuri & Cunha, 2013).

Podem ser subdivididos em sistemas convencionais ou sistemas de alta taxa. Os sistemas convencionais operam com cargas orgânicas baixas, não contêm mecanismos de retenção de grandes quantidades de biomassa, além de necessitarem de um longo TRH (Tempo de Retenção Hidráulica). Os sistemas anaeróbios convencionais mais conhecidos são os tanques sépticos e as lagoas anaeróbias. Já os sistemas de alta taxa recebem este nome devido a sua eficiência em relação aos convencionais: TRH menos longos que os convencionais, alta taxa de carga orgânica contínua e longos tempos de retenção de biomassa. São subdivididos de acordo com a forma de crescimento de biomassa: sistemas de alta taxa de crescimento aderido, como por exemplo os reatores de leito fixo (ex: filtros anaeróbios), reatores de leito fluidizado e; sistemas de alta taxa de crescimento disperso como os reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), também chamados de reatores RAFA (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente) (Chernicharo, 2007).

O reator UASB é a forma mais popular de tratamento anaeróbio de efluentes domésticos e industriais. Sua versão típica é projetada de forma que o afluente escoar de forma ascendente diante de uma manta de lodo (camada suspensa de microrganismos). Nesta tecnologia, os processos biológicos ocorrem diante de um separador de fases durante a digestão anaeróbia, onde subprodutos (ex: biogás, biomassa e o líquido tratado) do processo podem ser facilmente captados. Já nos filtros anaeróbios, o fluxo do afluente ocorre de forma ascendente (da mesma forma que ocorre em reatores UASB), porém o fluxo do afluente ocorre em um meio filtrante e a biomassa cresce aderida ao suporte, mantendo-se retida no sistema (Calijuri & Cunha, 2013; Show et al., 2020).

Em relação às fases, os reatores anaeróbios podem ser classificados em monofásicos, multifásicos, reatores de batelada e reatores contínuos. Nos reatores monofásicos ocorre apenas as fases acidogênica e metanogênica, enquanto que em sistemas multifásicos estas etapas do tratamento são separadas, ou seja, a hidrólise, a acidogênese e a metanogênese ocorrem separadamente em diferentes reatores, utilizando microrganismos específicos para as diferentes finalidades. Embora sejam considerados mais caros, os reatores multifásicos oferecem a possibilidade de um maior controle para cada etapa de tratamento de forma isolada (Khalid, Arshad, Anjum, Mahmood, & Dawson, 2011; Náthia-Neves, Berni, Dragone, Mussatto, & Forster-Carneiro, 2018)

Quanto à operação do processo, os reatores podem ser de batelada ou contínuo. Os reatores de batelada operam em regime fechado, ou seja, são alimentados periodicamente por determinada quantidade de matéria orgânica, permanecendo em um TRH específico e esvaziado após o processo de digestão. Possuem vantagens como a operação de baixo custo e equipamento simples, assim como desvantagens ligadas às flutuações na produção e qualidade do biogás, além de eventuais perdas deste. Já os reatores contínuos são continuamente alimentados pelo afluente, cuja matéria orgânica é removida de forma constante. Ao contrário da operação em batelada, a produção de biogás é constante, assumindo então que esta é uma importante vantagem, entretanto sua manutenção requer interrupção do processo, o que pode aumentar e muito os custos de manutenção (Chernicharo, 2007; Khalid et al., 2011).

Em estudos realizados por Rizvi, Ali, Yasar, Ali e Rizwan (2018), foram selecionados dois reatores UASB para tratamento de esgotos domésticos em pequenas comunidades, cujos microrganismos que trataram o efluente são provenientes de lodo ativado de uma estação de tratamento de laticínios (reator UASBASDIT) e esterco de vaca (reator UASBCD), respectivamente. Observaram que a eficiência de remoção de DQO dos reatores permaneceu a 80% após 30 dias mediante reativação microbiana adequando a condições de alimentação e temperatura. Cabe mencionar também o estudo desenvolvido por J. Zhang et al. (2017), um digestor anaeróbio de três câmaras de estágio único (contemplando todas as etapas de tratamento) de alta eficiência para tratamento de resíduos domésticos e produção de metano. Comparando com os digestores tradicionais, os autores demonstraram que o digestor de três estágios obteve um aumento entre 24-54% de rendimento de metano, maior taxa de redução de sólidos voláteis ($83,5 \pm 1,3\%$), alta capacidade de tamponamento e comunidade bacteriana mais diversa que nos digestores controle.

3.2.4 Vantagens e desvantagens do tratamento

Dentre as vantagens do tratamento anaeróbico de efluentes, tem-se o baixo custo de implantação e manutenção e, conseqüentemente, consomem menos energia, considerando que não necessitam de aeração para o funcionamento do sistema; requer menos espaço para implantação e operação quando comparados aos sistemas aeróbios; toleram altas cargas orgânicas; menor produção de lodo (5% a 15%), quando comparados com o tratamento aeróbio (50% a 60%); entre 70% e 90% da biomassa é convertida em biogás, gás limpo que libera menos dióxido de carbono durante a combustão, além de ser um produto com valor agregado; os nutrientes encontrados no efluente tratado podem ser utilizados como biofertilizantes, cujos benefícios estão ligados à atividade agrícola, estimulando seu crescimento de plantas e ampliando o rendimento da colheita (Náthia-Neves et al., 2018; Manyi-Loh, Mamphweli, Meyer, & Okoh, 2019; Lorentz, Calijuri, Assemany, Alves, & Pereira, 2020).

O tratamento anaeróbico de efluentes representa uma importante vantagem quando inserido no contexto da biorrefinaria, definida como um conjunto de instalações que integram processos envolvidos na produção de combustíveis, produtos químicos e energia a partir da conversão da biomassa. Recebe esse nome devido à analogia a uma refinaria petroquímica, onde vários produtos são gerados a partir do petróleo bruto. Dessa forma, é possível incorporar múltiplas possibilidades de aproveitamento de biomassa para produção de bens intermediários e produtos finais, sendo então fundamental para o progresso da economia circular (Sawatdeenarunat et al., 2016).

A digestão anaeróbia de efluentes envolve também desvantagens relevantes que devem ser consideradas ao implantar um sistema anaeróbico para tratar efluentes domésticos ou industriais. O tratamento em condições anaeróbicas comumente envolve um potencial limitado de remoção de patógenos e nutrientes como N e P, sendo então necessário um pré ou pós-tratamento antes da água residuária tratada entrar em contato com o ambiente, podendo ser um outro sistema biológico ou tratamento terciário. Vale ressaltar que o processo envolve TRH maiores que em sistemas aeróbios, além de estar associado ao alto tempo de estabilização microbiológica dentro do reator, o que torna mais lenta a iniciação do processo da digestão da matéria orgânica do afluente (Lima, Aquarone, Borzani, & Schmidell, 2001; Náthia-Neves et al., 2018).

3.3 Utilização de microrganismos no tratamento anaeróbio

Os mecanismos de digestão anaeróbia estão associados ao metabolismo de microrganismos quando expostos à matéria orgânica. Microrganismos heterotróficos podem ser inoculados no sistema de reatores anaeróbios através do lodo, mas também são selecionados ou, em sua maioria, de forma mútua e complexa, combinados sob forma de consórcios (Khalid et al., 2011). É de suma importância compreender a forma em que diferentes microrganismos atuam no processo de digestão anaeróbia para que o tratamento biológico se torne ainda mais eficiente (Nakasaki, Koyama, Maekawa, & Fujita, 2019). As bactérias, microalgas e cianobactérias comumente fazem parte dos estudos e da rotina do tratamento biológico de efluentes. À seguir serão explicitados os principais mecanismos ligados aos microrganismos anteriormente citados na digestão anaeróbia de efluentes domésticos e de vinhaça.

3.3.1 Bactérias

Bactérias são microrganismos unicelulares que apresentam variedade de tamanho, formato, tipo de respiração, metabolismo entre outros. No tratamento biológico de efluentes os organismos mais abundantes são os quimioheterotróficos, responsáveis pela degradação da matéria orgânica. No entanto, outras variedades de bactérias também podem ser encontradas em menor quantidade, como as quimioautotróficas, que são responsáveis pela nitrificação. O metabolismo bacteriano em condições anaeróbicas ocorre sem a presença do oxigênio como oxidante, portanto, predominam as reações fermentativas. Para

garantir a estabilização da matéria orgânica são necessárias sucessivas reações de fermentação, e diferentes grupos bacterianos estão envolvidos no processo (Chernicharo, 2007; Saia et al, 2016; Von Sperling, 2018).

Apesar da diversidade filogenética, dois filos (Bacteroidetes e Firmicutes), incluem o maior número de espécies presentes na digestão anaeróbia. As espécies bacterianas e suas respectivas predominâncias variam de acordo com as condições ambientais e natureza do efluente, isso se deve principalmente pelos requisitos ambientais de cada espécie. As bactérias acidogênicas, presentes principalmente nos filos Bacteroidetes, Chloroflexi, Firmicutes, e Proteobacteria, são mais resistentes à variação de pH, já as bactérias metanogênicas podem ter sua ação inibida com pH abaixo de 6.6 (Kothari, Pandey, Kumar, Tyagi & Tyagi, 2014; Kwietniewska & Tys, 2014; P. Wang et al., 2018). Bactérias autótrofas quimiossintetizantes, como as envolvidas no mecanismo da nitrificação, são mais sensíveis às condições ambientais do que as bactérias heterótrofas envolvidas na estabilização da matéria orgânica carbonácea (Von Sperling, 2018). No estudo de Sánchez-Ramírez, Seco, Ferrer, Bouzas e García-Usach (2015) a presença de compostos sulfurados no efluente levou ao acúmulo de nitrito, indicando inibição da nitrificação.

Inicialmente, as bactérias excretam enzimas que fazem a hidrólise da matéria orgânica mais complexa em ambiente extracelular. Cada microrganismo pode ser responsável pela produção de uma ampla variedade de enzimas conhecidas por otimizar a hidrólise, como proteases, celulasas, amilases e lipases (X. Wang, Li, et al., 2016). Cada tipo de enzima promove a hidrólise de um diferente tipo de material, esterases, por exemplo, são capazes de hidrolisar triglicerídeos de ácidos graxos de cadeia curta, já as lipases, hidrolisam substratos insolúveis em água, como triglicerídeos de ácidos graxos de cadeia longa (Bornscheuer, 2002). Dessa forma, a variedade enzimática e bacteriana mostra-se relevantes para o início do tratamento biológico.

A produção enzimática por bactérias é muito dependente das condições do meio, portanto, é possível otimizá-la. Mediante o controle de parâmetros como tempo de incubação e quantidade de substrato, Balaji et al (2020) atestaram a possibilidade de aumentar a produção enzimática em até 2,2 vezes. De qualquer forma, deve-se avaliar a concentração dos produtos resultantes da hidrólise, para que haja um equilíbrio dinâmico entre produção e consumo de compostos como ácidos graxos voláteis (AGV) e amônia, visto que os seus acúmulos podem levar à inibição do processo anaeróbio (A. Lima, Cammarota & Gutarra, 2018).

As concentrações de amônia ideais para garantir uma eficiente digestão anaeróbia variam principalmente de acordo com o tipo de efluente e sua respectiva carga orgânica (A. Silva, Magalhães, Cunha, Amaral & Koch, 2020). A amônia serve como fonte de nitrogênio para os microrganismos e pode ajudar na regulação do pH, como observado por (Procházka, Dolejš, Máca & Dohányos, 2012) cujo estudo mostrou que sistemas com maiores concentrações de amônia toleram maiores concentrações de AGV, garantindo uma faixa de pH adequada para a atividade bacteriana. De qualquer forma, assim como os AGV, a amônia não apresenta toxicidade para os microrganismos, mas seu acúmulo no sistema pode levar à inibição da ação bacteriana (Wang; Duan, et al., 2016; Venkiteshwaran et al., 2016).

Sabendo que o acúmulo de produtos intermediários pode afetar a eficiência do tratamento anaeróbio, a carga orgânica deve ser controlada nos reatores (Pouresmaeil, Nosrati & Ebrahimi, 2019). Pouresmaeil et al., (2019) estudaram a digestão anaeróbia de vinhaça, e constataram que a produção de hidrogênio aumentava a partir do aumento do substrato até uma concentração de 11,60g DQO/L. Para concentrações maiores ocorreu uma queda 97,8% na produção de gás hidrogênio, fato que pode ser atribuído à acidificação do meio pelo acúmulo de AGVs, causando a inibição da atividade das bactérias produtoras de hidrogênio. Ramos, Lovato, Rodrigues e Silva, (2021) observaram algo similar. A partir do aumento da concentração de substrato a produção de metano foi reduzida consideravelmente, os autores atribuíram o ocorrido ao acúmulo de produtos intermediários e competição entre os organismos metanogênicos e bactérias redutoras de sulfato. Devido às altas

concentrações de sulfato na vinhaça é esperado que esses microrganismos sejam capazes de competir pelo substrato com bactérias metanogênicas, acidogênicas e acetogênicas (Couto et al., 2019)

Os tipos de substratos presentes em efluentes de diferentes naturezas induzem o crescimento de grupos bacterianos diversos. De qualquer forma, alguns filos responsáveis pela digestão anaeróbia costumam ser encontradas ainda que em condições distintas, como em efluentes domésticos e de vinhaça. Firmicutes, Proteobactérias e Bacteroidetes são filos que apresentam grande abundância e contribuem com a hidrólise na produção de enzimas como celulases, lipases e proteases, além disso, as Bacteroidetes e Proteobactérias podem contribuir com a etapa de acidogênese. Quando a fase da acetogênese ocorre, alguns gêneros dos filos Clostridia e Proteobactérias se envolvem na etapa (Saia et al., 2016; Barros et al., 2017; Iltchenco et al., 2020; Liu et al., 2020). As bactérias responsáveis pela digestão anaeróbia agem por meio de consórcios, e podem trabalhar bem em conjunto com outros organismos, como microalgas. A presença destes organismos trabalhando em conjunto pode otimizar o tratamento anaeróbio (Rada-Ariza et al., 2017; Xie et al., 2018).

3.3.2 Microalgas e Cianobactérias

As microalgas, também chamadas de algas verdes ou clorófitas, geralmente são encontradas em ambientes aquáticos (marinhos e dulcícolas). Fazem parte dos fitoplâncton, são eucariontes, unicelulares, possuem grande diversidade e são dotados de clorofila (a) (Levine, 2018). Historicamente são considerados os primeiros organismos capazes de realizar a fotossíntese, portanto foram essenciais na manutenção da composição da atmosfera atual, além de serem responsáveis por mais da metade do oxigênio liberado na Terra (Del-Bem, 2018). Apesar da literatura apresentar as cianobactérias por diversas vezes pertencente ao grupo das microalgas, tal afirmação apresenta um equívoco, a começar pela distinção de suas formações e estrutura celular, sendo microalgas seres eucariontes e cianobactérias procariontes, podendo ser notado no estudo feito por Stanier e Van Niel. (1962), que avaliou a consequência lógica da definição de bactéria e criou o nome "cianobactéria".

Do ponto de vista biológico, o valor deste grupo reside na manutenção da vida dos seres vivos aeróbicos, devido ao processo ao qual é denominado de fotossíntese. No processo fotossintético são assimilados, CO₂ e energia luminosa para ganho de biomassa e liberação do oxigênio (Yousurf, 2020). No entanto, possuem alto valor ecológico por fazer parte da manutenção da cadeia alimentar nos mares, oceanos e rios (Lourenço, 2006). Além destes, há também os benefícios econômicos, por serem utilizadas mundialmente na indústria alimentícia, de medicamentos, biocombustíveis, cosméticos, agricultura entre outros (Koutra, Tsafrakidou, Sakarika, & Kornaros, 2020).

As microalgas utilizam dióxido de carbono, luz e nutrientes para a produção de biomassa (polissacarídeos, proteínas, lipídios e hidrocarbonetos). Desta forma, essa matéria orgânica produzida é influenciada pelas condições de crescimento e a disposição de nutrientes no meio (Zhuang, Li, & Hao Ngo, 2020). Os fatores nutricionais são de grande importância para o seu pleno desenvolvimento, portanto é essencial a presença de macronutrientes e micronutrientes no cultivo (Cheng et al., 2020).

Segundo Acquah, Tibbetts, Pan e Udenigwe (2020) os macronutrientes como carbono, hidrogênio, oxigênio, silício, potássio, fósforo, sódio, cálcio, enxofre e ferro, são essenciais para o metabolismo microalgal, assumindo funções estruturais e de troca de energia, por isso são necessários em concentrações de unidades ou centenas de $\mu\text{g}\cdot\text{mg}^{-1}$ para seu crescimento. Já os micronutrientes zinco, boro, cobre, manganês e molibdênio contribuem nas atividades enzimáticas e geralmente são necessários em menores quantidades do que os macronutrientes, desta forma em unidades menores que $\mu\text{g}\cdot\text{mg}^{-1}$. A depender da forma de cultivo de microalgas, mediante variações de quantidades destes nutrientes (dentre outras variáveis), vão direcionar a geração de diferentes bioprodutos (Ying et al., 2020).

As células de microalgas podem crescer utilizando três condições distintas: fotoautotróficas, heterotróficas ou mixotróficas (Lourenço, 2020). As espécies que crescem em condições autotróficas ou fotoautotróficas necessitam da fotossíntese e utilizam como forma de energia a luz solar e o dióxido de carbono. No processo fotossintético a energia da luz é

capturada e armazenada na forma de ATP (adenosina trifosfato) e NADPH (Fosfato de dinucleótido de nicotinamida e adenina) que são sintetizados em carboidratos e outros compostos orgânicos (Kim & Day., 2013). Embora as microalgas sejam fotossintetizantes, sendo algumas apenas autótrofas, existem algumas espécies que podem se adaptar na ausência de luz, desde que haja o fornecimento de substratos orgânicos. Estas microalgas consomem compostos orgânicos produzidos por fontes externas, sendo denominadas de heterotróficas (Li et al., 2020).

Microalgas podem apresentar comportamento tanto autótrofo como heterotrófico, sendo conhecidas como mixotróficas. Esse modelo é benéfico partindo do pressuposto que a via fotoautotrófica fornece elementos para a rota heterotrófica (Chew et al., 2020). Nos cultivos mixotróficos o oxigênio liberado na fotossíntese é reintegrado novamente pela própria célula na rota heterotrófica (Patel, Choi, Sim, & 2020).

As cianobactérias possuem um importante papel evolutivo e ecológico, constituindo a base da cadeia alimentar de diversos ecossistemas, visto que realizam fotossíntese, sendo também uma alternativa para uso no tratamento de efluentes (Gradíssimo, Mourão, & Santos 2020). Assim como as microalgas, o metabolismo heterotrófico das cianobactérias pode tratar o efluente através da remoção de matéria orgânica e nutrientes inorgânicos sob diferentes condições pois o crescimento das cianobactérias depende de parâmetros como pH, oxigênio dissolvido, temperatura e iluminação (Queiroz et al., 2007; Lan, Wu, Zhang, & Hu, 2015; Mukherjee et. al, 2016).

Sacristan-de Alva, Luna-Pabello, Cadena-Martínez e Alva-Martínez (2014) verificaram o potencial de tratamento de águas residuais com as microalgas *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus acutus* e a cianobactéria *Arthrospira maxima*, onde foi possível observar que a eficiência de remoção de fósforo foi superior a 60% e 90% de nitrogênio orgânico para os microrganismos citados, além de um maior acúmulo de lipídios e maior produção de biodiesel. Já no trabalho realizado por Mendez et al. (2016), foi constatada remoção completa de amônio e fosfato pelas espécies *Aphanizomenon ovalisporum* e *Anabaena planctonica*. Estudos de Gonçalves, Pires e Simões (2016) mostraram que o consórcio entre cianobactérias e microalgas aumenta a eficiência quanto a remoção de fósforo, nitrogênio assim como a produção de biomassa no processo do tratamento de efluentes.

Portanto, as microalgas e cianobactérias apresentam-se como uma solução de grande potencial, uma vez que os metabolismos das espécies mencionadas são capazes de tornar o tratamento de águas residuais de processos industriais, agrícolas e domésticos mais eficiente. Estes microrganismos vêm ganhando visibilidade pois proporcionam a geração de bioprodutos de valor agregado como biocombustíveis, biopolímeros, pigmentos, biofertilizantes, entre outros (Maceiras, Rodríguez, Cancela, Urréjola, & Sánchez, 2011; Ying et al., 2020).

3.4 Economia circular no tratamento de efluentes

O conceito de economia circular está associado à mudança de paradigmas relacionados ao consumo de recursos e gestão de resíduos em prol da circularidade (Guerra-Rodríguez, Oulego, Rodríguez, Singh, & Rodríguez-Chueca, 2020). A economia circular busca transformar o modo de produção linear de “extrair, transformar, descartar” para uma circular, onde os materiais e os processos encontram-se em um fluxo cíclico, ou seja, em cadeias produtivas integradas, diminuindo ou eliminando a extração e o descarte (Oliveira, Silva, & Moreira, 2019). Uma transição bem-sucedida para a economia circular exige o equilíbrio entre o desenvolvimento econômico/industrial e a conservação e proteção ambiental através do uso eficiente dos recursos disponíveis (Kapoor et al., 2020; Sgroi, Vagliasindi, & Roccaro, 2018).

Assim como em diversas atividades econômicas, a economia circular também é aplicável no tratamento de efluente, seja ele realizado de forma biológica ou química. O tratamento biológico de efluentes utilizando microrganismos apresenta-se como um processo eficiente de remoção de contaminantes presentes no efluente ocasionando a geração de uma biomassa rica em nutrientes que possibilita o seu aproveitamento na obtenção de bioprodutos (Kurniawan, et al., 2021). A Figura 02 ilustra as

formas de aproveitamento relacionado ao tratamento de efluentes, como por exemplo o biogás, a recuperação e reutilização águas residuárias tratadas, nutrientes e lodo, para tornar o processo sustentável e proporcionar uma maior viabilidade econômica (Awasthi et al., 2020; Chen, Ho, Nagarajan, Ren, & Chang, 2018; Yaashikaa, Kumar, Saravanan, Varjani, & Ramamurthy, 2020).

Figura 2 - Aplicações de economia circular no tratamento de efluentes.



Fonte: Autores (2021).

O biogás pode ser utilizado para diversas finalidades como a geração de energia mecânica através do abastecimento de motores de ignição, como substituto do combustível veicular ou do gás de petróleo. A utilização de reatores para criar condições anaeróbias ao tratar o efluente oferece maiores chances de recuperação e gerenciamento de subprodutos como o biogás, levando à geração de produto de valor agregado (Yaashikaa et al., 2020). O principal problema é a exigência de pré-tratamento do resíduo, o que aumenta a complexidade do processo, especialmente no que tange o uso destes produtos em áreas rurais isoladas cujo efluente doméstico é tratado de forma descentralizada e em condições anaeróbias, porém, a simplicidade operacional e o baixo custo energético do tratamento anaeróbio para produção de biogás são vantagens que acabam superando a desvantagem mencionada (Kapoor et al., 2020).

Um estudo realizado por Santos, Zaiat, Nascimento e Fuess (2019) avaliou o impacto da a variabilidade da composição da vinhaça diante do desempenho geral do tratamento anaeróbio do resíduo citado no que tange a produção de metano. Os autores afirmam que, embora a cinética de produção de metano possa variar de acordo com o tipo de vinhaça, o rendimento do metano não foi afetado por variações de composição, o que indica que vinhaça em geral pode ser utilizada como fonte de geração de energia, e isto independe da sua composição. Portanto, o biogás é um importante produto para geração de bioenergia e uma das principais vantagens do tratamento anaeróbio de efluentes. Trata-se de uma fonte de energia limpa e renovável que contribui para a diminuição de gases do efeito estufa mediante a não utilização de combustíveis fósseis e evita o vazamento descontrolado do metano (Abad, Avila, Vicent, & Font, 2019; Diamantis et al., 2021).

A água residuária é fundamental para a economia circular uma vez que diversas atividades humanas dependem da água, um recurso com acesso limitado. Mais da metade da água doce global é lançada no ambiente sob forma de efluentes

municipais e industriais. O descarte de efluentes pode impactar negativamente na saúde humana, assim como os ecossistemas aquáticos e terrestres. As principais ações ligadas a água residuária no contexto da economia circular incluem: reutilização, tornando-se fonte alternativa de água para consumo não potável; reciclagem, onde o recurso é recuperado para uso potável ou; recuperação, onde nutrientes e energia são utilizados (Smol, Adam, & Preisner, 2020).

Vale ressaltar que a utilização da água tratada deve ocorrer mediante garantia de padrões de qualidade e operação adequada do sistema de uso. Embora o tratamento de efluentes comumente se encerre no tratamento secundário, a depender da finalidade de uso da água, é necessário o tratamento terciário como estratégia adicional na remoção satisfatória de poluentes. Isto porque a reutilização e a reciclagem da água podem representar um risco à saúde humana e ambiental, considerando que o efluente tratado pode ainda conter nutrientes, metais pesados, patógenos e produtos químicos de diversas naturezas (Salgot & Folch, 2018; Voulvoulis, 2018). Marangon et al. (2020) afirmam em seus estudos experimentais que algumas estratégias de pós-tratamento podem ser adequadas quando se trata do fornecimento de águas tratadas em condições satisfatórias de reutilização em atividades como irrigação e piscicultura, a exemplo do uso de lagoas de alta taxa e *wetlands* construídos.

Cabe, portanto, listar alguns exemplos de programas voltados para reuso de água tratada em diversos países: Espanha, França, Itália e Grécia tiveram entre 2,5% e 18% de efluente tratado reutilizado em 2006; em 2010, 80% da água tratada de Israel foi utilizado para irrigação em atividades agrícolas, o que representa 400 bilhões de litros; cerca de 2,5% da água utilizada em Singapura trata-se de águas residuárias tratadas, sendo a maior parte para consumo não potável (Voulvoulis, 2018).

A biomassa baseada em resíduos é ideal para recuperação de nutrientes pois possuem maiores teores de N e P. Cerca de 15% das águas residuárias agrícolas é composta por N, enquanto que entre 15% e 40% dos efluentes domésticos e agrícolas contém P (Carey, Yang, McNamara, & Mayer, 2016). Considerando que os nutrientes assumem um importante papel na circularidade, estes podem ser bastante úteis sob forma de biofertilizantes. Para produção de biofertilizantes, a fração líquida do tratamento anaeróbio precisa passar por processos que resultam na captura de N e P como a extração da amônia e a precipitação da estruvita (adicionando magnésio em alto pH) (Macura, Johannesdottir, Piniewski, Haddaway, & Kvarnström, 2019; Rosemarin et al., 2020). Com o objetivo de recuperar nutrientes para produção de biofertilizante a partir do tratamento anaeróbio de resíduos alimentares municipais, Paul, Dutta, Defersha e Dubey (2018) afirmaram que o biofertilizante produzido era composto por 4,61% N, 3,33% P, 0,39% K, 1,17% S, 0,29% de Ca, 0,14% de Mg e 6,82% de conteúdo de Na, podendo substituir o fertilizante químico, contribuindo para a economia circular.

Assim como os biofertilizantes, os biocombustíveis a partir da fração lipídica da biomassa são alternativas promissoras aos combustíveis fósseis, visto que são sustentáveis e fontes de energia renovável. Vale destacar a importância do cultivo de microalgas na geração de lipídio total e triacilglicerol, sendo então utilizados na produção de biocombustíveis. Embora seu cultivo seja, em geral, de alto custo, o uso de efluentes tem se mostrado promissor na produção de biomassa microalgal (X. Wang, S. Liu, et al., 2020). O estudo realizado por Marques, Melo, Oliveira e Moreira (2020) avalia a extração de lipídios a partir da biomassa da microalga *Chlorella vulgaris*, cultivada em águas residuárias urbanas. A composição lipídica extraída de 3,7g da biomassa foi de 7,7%, demonstrando que os lipídios gerados a partir da biomassa da microalga citada são adequados na geração de biodiesel combinando tecnologias sustentáveis no seu processo.

Na cadeia linear o lodo é visto como um fator de custo para a estação de tratamento, visto que, na maioria das vezes, este é descartado através da incineração, aterros ou diretamente em matrizes ambientais como os oceanos, o que gera preocupação diante de fatores socioeconômicos e ambientais (Gherghel, Teodosiu, & De Gisi, 2019). Entretanto, no âmbito da economia circular a valorização do lodo biológico é um potencial econômico, pois a depender do tipo e objetivo do seu tratamento, podem-se gerar subprodutos convertidos para insumos, assim como também o seu potencial energético para produção de biogás e outros biocombustíveis.

Quanto aos insumos, o lodo digerido e purificado possui altas cargas de nutrientes como nitrogênio e o fósforo, que passando por um processo de purificação e atendendo às normas sanitárias e ambientais, podem ser utilizados como fertilizante agrícola (Elalami et al., 2019; Wandera et al., 2019). De acordo com Gherghel et al. (2019), em 2010, vários países da União Europeia como Dinamarca, Bélgica, Reino Unido e Espanha usaram 50% do lodo para finalidades agrícolas. Um estudo realizado por Pei et al. (2020) que avaliou a viabilidade de produzir fertilizantes de nitrogênio através da reutilização do lodo desidratado e filtrado mostrando seus benefícios no solo e no crescimento das plantas, utilizando uma técnica com maior capacidade de desidratação sustentável apontando para economia no custo de transporte, tratamento e descarte final do lodo.

Quanto ao seu potencial energético, é importante salientar que o lodo possui em sua composição a faixa de 50 a 75% de metano, e esse biogás pode ser convertido em energia elétrica e térmica. Como o estudo realizado por Arias, Behera, Feijoo, Sin e Moreira (2020) que avaliou os impactos ambientais e econômicos do uso de novas tecnologias para a produção de biogás contando com a utilização do lodo derivado de efluente doméstico aplicando-se a recuperação da matéria orgânica do lodo para maximizar a produção do biogás. Além disso, o alto teor de lipídios presentes nos efluentes citados nesse artigo pode ser considerado um potencial para produção de biocombustíveis como o biodiesel, demonstrando a capacidade para diversificação das matrizes energéticas mundiais, o que favorece para a economia na solução do gerenciamento do lodo como resíduo, e contribui na substituição de combustíveis fósseis (Wandera et al., 2019; Akash et al., 2020).

4. Considerações Finais

Nesse artigo optou-se por focar nos efluentes domésticos e de vinhaça por ambos possuírem característica semelhante, o fato de serem ricos em nutrientes como nitrogênio e fósforo. A depender da relação sociedade-natureza, se a forma de destinação final desses efluentes for inadequada, pode gerar uma diversidade de impactos ambientais negativos como eutrofização de corpos hídricos, proliferação de microrganismos patogênicos, perda da biodiversidade aquática, afetando significativamente a vida dos organismos aquáticos e alterando os ecossistemas. Cabe mencionar que, assim como os impactos ambientais, podem acarretar também impactos socioeconômicos negativos, associados à exposição de pessoas a efluentes não tratados, o que aumentam os riscos de saúde pública e sobrecarga nos sistemas de saúde, além dos custos para recuperação das matrizes ambientais impactadas, entre outros.

A digestão anaeróbia se mostrou uma alternativa de tratamento de efluentes domésticos e de vinhaça, visto que degradam biologicamente a matéria orgânica através do uso de microrganismos como cianobactérias, microalgas e bactérias em reatores anaeróbios, removendo ou reduzindo contaminantes. Embora o tratamento anaeróbio possua desvantagens como a necessidade de pré ou pós-tratamento e altos TRH, suas vantagens são bastante relevantes, visto que a estratégia mencionada possui um baixo custo por não necessitar de aeração e está relacionada ao potencial uso de produtos gerados a partir do tratamento como biofertilizantes, biomassa, além de favorecer a diversificação de matrizes energéticas como a geração de biocombustíveis e biogás, o que é fundamental nas dinâmicas ambiental e econômica.

Buscando uma economia circular, é possível minimizar a geração de resíduos, o que chama atenção para a importância do debate aprofundado no tema e propostas de experimentação, especialmente considerando que países desenvolvidos já se pautam em programas voltados para reuso de recursos, a exemplo da água tratada, como uma condição de melhoria de vida da população em geral. Portanto, conforme discutido no decorrer do trabalho, o tratamento desses efluentes quando pensado da forma circular no contexto do reuso dos produtos gerados, oferecem vantagens sociais, econômicas e ambientais.

Diante do tema abordado, percebe-se, portanto, a potencialidade para aplicação de novas formas de tratamento de efluentes ricos em nitrogênio e fósforo, a partir de consórcios de microrganismos, otimização de reatores quanto à sua estrutura e operação, bem como sistemas híbridos, tendo como finalidade a eficiência e eficácia do esgotamento sanitário. Considerando

que os produtos gerados a partir do tratamento de efluentes têm potencial transformador de modelos de produção, investimentos no reaproveitamento de recursos disponíveis e a aplicação de biotecnologias em escala real possibilitam um futuro com qualidade socioambiental e ressignificação da economia vigente.

Referências

- Abad, V., Avila, R., Vicent, T., & Font, X. (2019). Promoting circular economy in the surroundings of an organic fraction of municipal solid waste anaerobic digestion treatment plant: Biogas production impact and economic factors. *Bioresource Technology*, 283(February), 10–17. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.03.064>
- Acquah, C., Tibbetts, S. M., Pan, S., & Udenigwe, C. (2020). Nutritional quality and bioactive properties of proteins and peptides from microalgae. In Jacob-Lopes, E., Maroneze, M. M., Queiroz, M. I., & Zepka, L.Q (Org), *Handbook of Microalgae-Based Processes and Products*, (Cap. 19, pp 493-531). India: Elsevier. doi:10.1016/b978-0-12-818536-0.00019-1
- Akash, Bora, P., Prakash, D., Durbha, G. K. S. (2020). Biofuel sewage sludge: a review of the approach sustainable transformation of sewage waste into fuel alternative. *Fuel*, 259, 116262. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.116262>
- Almahbashi, N. M. Y., Kutty, S. R. M., Ayoub, M., Noor, A., Salihi, I. U., Al-Nini, A., & Ghaleb, A. A. S. (2021). Optimization of preparation conditions of sewage sludge based activated carbon. *Ain Shams Engineering Journal*, 12(2), 1175-1182. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2090447920301945>
- Al-Rubaye, H., Karambelkar, S., Shivashankaraiah, M. M., & Smith, J. D. (2019). Process Simulation of Two-Stage Anaerobic Digestion for Methane Production. *Biofuels*, 10(2), 181–191. <https://doi.org/10.1080/17597269.2017.1309854>
- Alves, A. M., de Moura, R. B., Carvalho, A. K. F., de Castro, H. F., & Andrade, G. S. S. (2019). Penicillium citrinum whole-cells catalyst for the treatment of lipid-rich wastewater. *Biomass and Bioenergy*, 120, 433–438. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.12.004>
- Alvim, C. B., Bes-Piá, M. A., & Mendoza-Roca, J. A. (2020). Separation and identification of microplastics from primary and secondary effluents and activated sludge from wastewater treatment plants. *Chemical Engineering Journal*, 402, 126293. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126293>
- Arias, A., Behera, C. R., Feijoo, G., Sin, G., & Moreira, M. T. (2020). Unravelling the environmental and economic impacts of innovative technologies for the enhancement of biogas production and sludge management in wastewater systems. *Journal of Environmental Management*, 270, 110965. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110965>
- Awasthi, M. K., Sarsaiya, S., Patel, A., Juneja, A., Singh, R. P., Yan, B., Taherzadeh, M. J. (2020). Refining biomass residues for sustainable energy and bio-products: An assessment of technology, its importance, and strategic applications in circular bio-economy. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 127(May), 109876. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109876>
- Balaji, L., Chittoor, J. T., & Jayaraman, G. (2020). Optimization of extracellular lipase production by halotolerant Bacillus sp. VITL8 using factorial design and applicability of enzyme in pretreatment of food industry effluents. *Preparative Biochemistry and Biotechnology*, 50(7), 708–716. <https://doi.org/10.1080/10826068.2020.1734936>
- Barros, V. G. de, Duda, R. M., Vantini, J. da S., Omori, W. P., Ferro, M. I. T., & Oliveira, R. A. de. (2017). Improved methane production from sugarcane vinasse with filter cake in thermophilic UASB reactors, with predominance of Methanothermobacter and Methanosarcina archaea and Thermotogae bacteria. *Bioresource Technology*, 244, 371–381. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.106>
- Bornscheuer, U. T. (2002). Microbial carboxyl esterases: classification, properties and application in biocatalysis. *FEMS Microbiology Reviews*, 26(1), 73–81. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.2002.tb00599.x>
- Brasil (2020). Atualiza o marco legal do saneamento básico e dá outras providências. Brasília, Distrito Federal, Brasil. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/114026.htm
- Calijuri, M. C., Cunha, D. G. F. (2013). *Engenharia ambiental: Conceitos, tecnologia e gestão*. Editora Campus.
- Carey, D. E., Yang, Y., McNamara, P. J., & Mayer, B. K. (2016). Recovery of agricultural nutrients from biorefineries. *Bioresource Technology*, 215, 186–198. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.02.093>
- Carneiro, M. M., Amaral, D. S., Santos, L. M., Gomes, M. G. Jr., & Pinheiro, T. d. (2018). A Gestão Do Saneamento No Brasil E Sua Relação Com A Gestão De Recursos Hídricos. *INOVAE - Journal of Engineering, Architecture and Technology Innovation*, 6, 100-116.
- Chen, Y. di, Ho, S. H., Nagarajan, D., Ren, N. qi, & Chang, J. S. (2018). Waste biorefineries — integrating anaerobic digestion and microalgae cultivation for bioenergy production. *Current Opinion in Biotechnology*, 50, 101–110. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2017.11.017>
- Cheng, P., Zhou, C., Chu, R., Chang, T., Xu, J., Ruan, R., Yan, X. (2020). Effect of microalgae diet and culture system on the rearing of bivalve mollusks: Nutritional properties and potential cost improvements. *Algal Research*, 51, 102076. [10.1016/j.algal.2020.102076](https://doi.org/10.1016/j.algal.2020.102076)
- Chernicharo, C. A. L. (2007). *Anaerobic reactors* (Vol. 3) IWA Publishing.
- Chew, K. W., Chia, S. R., Show, P. L., Yap, Y. J., Ling, T. C., & Chang, J.-S. (2018). Effects of water culture medium, cultivation systems and growth modes for microalgae cultivation: A review. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 91, 332-344. doi:10.1016/j.jtice.2018.05.039
- Christofoletti, C. A., Pedro-Escher, J., Correia, J. E., Marinho, J. F. U., Fontanetti, C. S. (2013). Sugarcane vinasse: Environmental implications of its use. *Waste Management*, 33, 2752-2761. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.09.005>

- Chowdhary, P., Bharagava, R. N., Mishra, S., & Khan, N. (2020). Role of Industries in Water Scarcity and Its Adverse Effects on Environment and Human Health. *Environmental Concerns and Sustainable Development*, 235-256. [10.1007/978-981-13-5889-0_12](https://doi.org/10.1007/978-981-13-5889-0_12)
- Chu, L., & He, W. (2021). Toxic metals in soil due to the land application of sewage sludge in China: Spatiotemporal variations and influencing factors. *Science of The Total Environment*, 757, 143813. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143813>
- Companhia Nacional de Abastecimento (2018). Perspectivas para a agropecuária. 6. Brasília, Brasil. <https://www.conab.gov.br/perspectivas-para-agropecuaria>
- Couto, P. T., Brustello, M., Albanez, R., Rodrigues, J. A. D., Zaiat, M., & Ribeiro, R. (2019). Calibration of ADM1 using the Monte Carlo Markov Chain for modeling of anaerobic biodigestion of sugarcane vinasse in an AnSBBR. *Chemical Engineering Research and Design*, 141, 425–435. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2018.11.014>
- Del-Bem, L. E. (2018). Xyloglucan evolution and the terrestrialization of green plants. *New Phytologist*, 219(4), 1150-1153. <https://doi.org/10.1111/nph.15191>
- Diamantis, V., Eftaxias, A., Stamatelatou, K., Noutsopoulos, C., Vlachokostas, C., & Aivasidis, A. (2021). Bioenergy in the era of circular economy: Anaerobic digestion technological solutions to produce biogas from lipid-rich wastes. *Renewable Energy*, 168, 438–447. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.12.034>
- Elalami, D., Carrere, H., Monlau, F., Abdelouahdi, K., Oukarroum, A., Barakat, A. (2019). Pre-treatment and co-digestion of wastewater sludge for biogas production: research and recent advances. *Renewable and sustainable energy reviews*, 144. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109287>
- El-Sheekh, M., El-Dalatony, M. M., Thakur, N. & Salama, E. (2021). Role of microalgae and cyanobacteria in wastewater treatment: genetic engineering and omics approaches. *International Journal of Environmental Science and Technology* <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03270-w>
- España-Gamboa, E., Mijangos-Cortes, J., Barahona-Perez, L., Dominguez-Maldonado, J., Hernández-Zarate, G., & Alzate-Gaviria, L. (2011). Vinasses: characterization and treatments. *Waste Manag*, 29, 1235–1250. <https://doi.org/10.1177/0734242X10387313>
- Ferreira, D. C., Grazielle, I., Marques, R. C., & Gonçalves, J. (2021). Investment in drinking water and sanitation infrastructure and its impact on waterborne diseases dissemination: The Brazilian case. *Science of the Total Environment*, 779, 146279. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146279>
- Fu, J., Lin, Z., Zhao, P., Wang, Y., He, L., & Zhou, J. (2019). Establishment and efficiency analysis of a single-stage denitrifying phosphorus removal system treating secondary effluent. *Bioresour Technol*, 288. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121520>
- García-Gozalbes, C. C., Arbib, Z., Perales-Vargas-Machuca, J. A. (2015). Cinéticas de crecimiento y consumo de nutrientes de microalgas en aguas residuales urbanas con diferentes niveles de tratamiento. *Tecnología y ciencias del agua*, 6(1), 49–68.
- 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*, 228, 244–263. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.240>
- Gil, A. C. (2002). *Como Elaborar Projetos de Pesquisa*. (4a ed.), Atlas
- Gonçalves, A. L., Pires, J. C. M., Simões, M. (2016). Biotechnological potential of Synechocystis salina co-cultures with selected microalgae and cyanobacteria: Nutrients removal, biomass and lipid production. *Bioresour Technol*, 200, 279–286. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.10.023>
- Gradíssimo, D. G.; Mourão, M. M.; Santos, A. V. (2020). Importância do Monitoramento de Cianobactérias e Suas Toxinas em Águas Para Consumo Humano. *J. Crim*, 9, 15-21
- Guerra-Rodríguez, S., Oulego, P., Rodríguez, E., Singh, D. N., & Rodríguez-Chueca, J. (2020). Towards the implementation of circular economy in the wastewater sector: Challenges and opportunities. *Water (Switzerland)*, 12(5). <https://doi.org/10.3390/w12051431>
- Gupta, S., Pawar, S. B., & Pandey, R. A. (2019). Current practices and challenges in using microalgae for treatment of nutrient rich wastewater from agro-based industries. In *Science of the Total Environment* (Vol. 687, pp. 1107–1126). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.115>
- Iltchenko, J., Almeida, L. G., Beal, L. L., Marconatto, L., dos Anjos Borges, L. G., Giongo, A., & Paesi, S. (2020). Microbial consortia composition on the production of methane from sugarcane vinasse. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 10(2), 299–309. <https://doi.org/10.1007/s13399-019-00426-0>
- Johansen, M. N. (2012). *Microalgae: Biotechnology, Microbiology And Energy*. Nova Science Publishers, Inc.
- Jordão, E. P., & Pessôa, C. A. (2014). *Tratamento de esgotos domésticos* (7a ed.), ABES.
- Khalid, A., Arshad, M., Anjum, M., Mahmood, T., & Dawson, L. (2011). The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Management*, 31(8), 1737–1744. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.03.021>
- Kapoor, R., Ghosh, P., Kumar, M., Sengupta, S., Gupta, A., Kumar, S. S., & Pant, D. (2020). Valorization of agricultural waste for biogas based circular economy in India: A research outlook. *Bioresour Technol*, 304(February), 123036. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123036>
- Keucken, A., Habagil, M., Batstone, D., Jeppsson, U., Arnell, M. (2018). Anaerobic Co-Digestion of Sludge and Organic Food Waste—Performance, Inhibition, and Impact on the Microbial Community. *Energies*, 11, 2325; [10.3390/en11092325](https://doi.org/10.3390/en11092325).
- Kothari, R., Pandey, A. K., Kumar, S., Tyagi, V. v., & Tyagi, S. K. (2014). Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: An overview. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (39, 174–195). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.07.011>
- Koutra, E., Tsafrikidou, P., Sakarika, M., & Kornaros, M. (2020). Microalgal biorefinery. In Yousuf, A. (Org), *Microalgae cultivation for biofuels production* (Cap. 11, pp 163-185). Sylhet, Bangladesh: Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817536-1.00011-4>

- Kim, M & Day, D. (2013). Composition of sugar cane, energy cane, and sweet sorghum suitable for ethanol production at Louisiana sugar mills. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, 38(7), 803-807. [10.1007/s10295-010-0812-8](https://doi.org/10.1007/s10295-010-0812-8)
- Krishnamoorthy, S., Premalatha, M., & Vijayasekaran, M. (2017). Characterization of distillery wastewater – An approach to retrofit existing effluent treatment plant operation with phycoremediation. *Journal of Cleaner Production*, 148, 735-750. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.045>
- Kurniawan, S. B., Ahmad, A., Said, N. S., Imron, M. F., Abdullah, S. R., Othman, A. R., & Hasan, H. A. (2021). Macrophytes as wastewater treatment agents: Nutrient uptake and potential of produced biomass utilization toward circular economy initiatives. *Science of The Total Environment*, 790. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148219>
- Kwietniewska, E., & Tys, J. (2014). Process characteristics, inhibition factors and methane yields of anaerobic digestion process, with particular focus on microalgal biomass fermentation. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 34, pp. 491–500). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.03.041>
- Latiff, A. A. A. (2011). *Water pollution: the never ending story*. Universiti Tun Hussein Onn Malaysia.
- Lan, S., Wu, L., Zhang, D., Hu, C. (2015). Effects of light and temperature on open cultivation of desert cyanobacterium *Microcoleus vaginatus*. 2015. *Bioresource Technology*, 182, 144-150. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.02.002>.
- Leoneti, A. B., Prado, E. L., & Oliveira, S. V. (2011). Saneamento básico no Brasil: considerações sobre investimentos e sustentabilidade para o século XXI. *Revista de Administração Pública*, 45, 331-348. <https://doi.org/10.1590/S0034-76122011000200003>
- Levine, I. A. (2018). Algae: A way of life and health. In Levine, I. A & Fleurence, J. (Org), *Microalgae in Health and Disease Prevention* (Cap.1, pp. 1-10). Lewiston, ME: Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811405-6.00001-3>
- Li, X., Yang, C., Zeng, G., Wu, S., Lin, Y., Zhou, Q., Lou, W., Du, C., Nie, L., Zhong, Y., (2020). Nutrient removal from swine wastewater with growing microalgae at various zinc concentrations. *Algal Research*, 46, 101804. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2020.101804>
- Lima, F. M.; Aquarone, E.; Borzani, W.; Schmidell, W. (2001). *Biotechnologia Industrial Vol. III: Processos Fermentativos e Enzimáticos*. Blucher.
- Lima, A. C. P., Cammarota, M. C., & Gutarra, M. L. E. (2018). Obtaining filamentous fungi and lipases from sewage treatment plant residue for fat degradation in anaerobic reactors. *PeerJ*, 2018(8). <https://doi.org/10.7717/peerj.5368>
- Liu, J., Liu, X., Gao, L., Xu, S., Chen, X., Tian, H., & Kang, X. (2020). Performance and microbial community of a novel combined anaerobic bioreactor integrating anaerobic baffling and anaerobic filtration process for low-strength rural wastewater treatment. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(15), 18743–18756. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08263-9>
- Lourenço, S. O. (2006). *Cultivo de microalgas marinhas: princípios e aplicações*. RiMa.
- Lourenço, S. O. (2020). Microalgae culture collections, strain maintenance, and propagation. In Jacob-Lopes, E., Maroneze, M.M., Queiroz, M.I., & Zepka, L.Q (Org), *Handbook of Microalgae-Based Processes and Products*, (Cap. 3, pp 49-84). India: Elsevier. [10.1016/b978-0-12-818536-0.00003-8](https://doi.org/10.1016/b978-0-12-818536-0.00003-8)
- Lorentz, J. F., Calijuri, M. L., Assemany, P. P., Alves, W. S., & Pereira, O. G. (2020). Microalgal biomass as a biofertilizer for pasture cultivation: Plant productivity and chemical composition. *Journal of Cleaner Production*, 276, 124130. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124130>
- Maceiras, R., Rodríguez, M., Cancela, A., Urréjola, S., & Sánchez, A. (2011). Macroalgae: Raw material for biodiesel production. *Applied Energy*, 88(10), 3318–3323. [doi:10.1016/j.apenergy.2010.11.02](https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.11.02)
- Macura, B., Johannesdottir, S. L., Piniewski, M., Haddaway, N. R., & Kvarnström, E. (2019). Effectiveness of ecotechnologies for recovery of nitrogen and phosphorus from anaerobic digestate and effectiveness of the recovery products as fertilisers: A systematic review protocol. *Environmental Evidence*, 8(1), 1–9. <https://doi.org/10.1186/s13750-019-0173-3>
- Manyi-Loh, C. E., Mamphweli, S. N., Meyer, E. L., & Okoh, A. I. (2019). Microbial anaerobic digestion: process dynamics and implications from the renewable energy, environmental and agronomy perspectives. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16(7), 3913–3934. <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02380-w>
- Metcalfe & Eddy. (1991). *Wastewater engineering. Treatment, disposal, and reuse*. (3^a ed.), Singapore: McGraw-Hill.
- Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (2019). Ouvidoria MAPA - Relatório 2019. https://www.gov.br/agricultura/pt-br/canais_atendimento/ouvidoria/relatorios/relatorio-anual-2019/view
- Marangon, B. B., Silva, T. A., Calijuri, M. L., Alves, S. do C., dos Santos, V. J., & Oliveira, A. P. de S. (2020). Reuse of treated municipal wastewater in productive activities in Brazil's semi-arid regions. *Journal of Water Process Engineering*, 37(May), 101483. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101483>
- Marques, I. M., Melo, N. R., Oliveira, A. C. V., & Moreira, Í. T. A. (2020). Bioremediation of urban river wastewater using *Chlorella vulgaris* microalgae to generate biomass with potential for biodiesel production. *Research, Society and Development*, 9(7), e823974882. <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i7.4882>
- Mata-Alvarez, J., Dosta, J., Romero-Güiza, M., Fonoll, X., Peces, M., & Astals, S. (2014). A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 36, 412-427. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.04.039>
- Melamane, X., Strong, P., Burgess, J. (2016). Treatment of wine distillery wastewater: a review with emphasis on anaerobic membrane reactors. *South African Journal of Enology and Viticulture*, 28 (1), 25-36. <https://doi.org/10.21548/28-1-1456>
- Mendez, L., Sialve, B., Tomás-Pejó, E., Ballesteros, M., Steyer, J. P., & González-Fernández, C. (2016). Comparison of *Chlorella vulgaris* and cyanobacterial biomass: cultivation in urban wastewater and methane production. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 39(5), 703–712. <https://doi.org/10.1007/s00449-016-1551-7>

- Ministério do Desenvolvimento Regional (2019). PLANSAB - Plano Nacional De Saneamento Básico: Mais Saúde com Qualidade de Vida e Cidadania. Acesso em 13 de julho de 2021, disponível em Ministério do Desenvolvimento Regional: http://www.agersa.ba.gov.br/wp-content/uploads/2019/03/Versaoatualizada07mar2019_consultapublica.pdf
- Mohana, S., Acharya, B. K., Madamwar, D. (2009). Distillery spent wash: treatment technologies and potential applications. *Journal of Hazardous Materials*, 163, 12-25. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.06.079>
- Mohsenpour, S. F., Hennige, S., Willoughby, N., Adeloje, A., & Gutierrez, T. (2021). Integrating micro-algae into wastewater treatment: A review. In *Science of the Total Environment* (Vol. 752). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142168>
- Moreira, I. T. A., Oliveira, O. M. C., Azwell, T., Queiroz, A. F. S., Nano, R. M. W., Souza, E. S., Anjos, J. A. S. A., Assunção, R. V. & Guimarães, L. M. (2016). Strategies of bioremediation for the degradation of petroleum hydrocarbons in the presence of metals in mangrove simulated. *CLEAN–Soil, Air, Water*, 44(6), 631-637.
- Mukherjee, C.; Chowdhury, R.; Sutradhar, T. et al, (2016). Parboiled rice effluent: A wastewater niche for microalgae and cyanobacteria with growth coupled to comprehensive remediation and phosphorus biofertilization. *Algal Research*, V.19, pp.225-236
- Nakasaki, K., Koyama, M., Maekawa, T., & Fujita, J. (2019). Changes in the microbial community during the acclimation process of anaerobic digestion for treatment of synthetic lipid-rich wastewater. *Journal of Biotechnology*, 306(August), 32–37. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2019.09.003>
- Náthia-Neves, G., Berni, M., Dragone, G., Mussatto, S. I., & Forster-Carneiro, T. (2018). Anaerobic digestion process: technological aspects and recent developments. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 15(9), 2033–2046. <https://doi.org/10.1007/s13762-018-1682-2>
- Neto, M. D., & Jesus, A. D. (31/12 de 21/10 de 2014). Avaliação das condições de saneamento ambiental segundo a percepção dos moradores do município de Campo Formoso - BA. Acesso em 12 de julho de 2021, disponível em <https://anais.abrhidro.org.br/job.php?Job=7495>
- Oliveira, A. C. V., Silva, A. de S., & Moreira, Í. T. A. (2019). Economia Circular: Conceitos E Contribuições Na Gestão De Resíduos Urbanos. *RDE - Revista de Desenvolvimento Econômico*, 3(44), 273–289. <https://doi.org/10.36810/rde.v3i44.6386>
- Oliveira, O. M. C., Queiroz, A. F. S., Cerqueira, J. R., Soares, S. A R., Garcia, K. S., Filho, A. P., Rosa, M. L. S., Suzart, C. M., Pinheiro, L. L. & Moreira, I. T. A. (2020) Environmental disaster in the northeast coast of Brazil: Forensic geochemistry in the identification of the source of the oily material. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111597.
- Organização das Nações Unidas (2020). ONU News: Perspectiva Global Reportagens Humanas. Acesso em 13 de julho de 2021, disponível em Nações Unidas: <https://news.un.org/pt/story/2020/11/1733352>
- Patel, A.K., Choi, Y.Y., Sim, S.J. (2020). Emerging prospects of mixotrophic microalgae: way forward to sustainable bioprocess for environmental remediation and costeffective. *biofuels*. *Bioresource Technology*, 300, 122741. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122741>
- Paul, S., Dutta, A., Defersha, F., & Dubey, B. (2018). Municipal Food Waste to Biomethane and Biofertilizer: A Circular Economy Concept. *Waste and Biomass Valorization*, 9(4), 601–611. <https://doi.org/10.1007/s12649-017-0014-y>
- Pei, K., Xiao, K., Hou, H., Tao, S., Xu, Q., Liu, B., & Yang, J. (2020). Improvement of sludge dewaterability by ammonium sulfate and the potential reuse of sludge as nitrogen fertilizer. *Environmental Research*, 191, 110050. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110050>
- Pereira, A. S.; Shitsuka, D. M., Parreira, F. J., Shitsuka, R. (2018). *Metodologia da Pesquisa Científica*. UFSM.
- Calijuri, M. C., Cunha, D. G. F. (2013). *Engenharia ambiental: Conceitos, tecnologia e gestão*. Editora Campus.
- Pouresmaeil, S., Nosrati, M., & Ebrahimi, S. (2019). Operating control for enrichment of hydrogen-producing bacteria from anaerobic sludge and kinetic analysis for vinasse inhibition. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(3). <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103090>
- Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (2015). Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. Acesso em 13 de julho de 2021, disponível em PNUD Brasil: <https://www.br.undp.org/content/brazil/pt/home/sustainable-development-goals.html>
- Prada, S. M., Guekezan, M., Suarez-Iha, M. E. V. (1998). Metodologia analítica para a determinação de sulfato em vinhoto. *Química Nova*, 21(3), 249-252. <https://doi.org/10.1590/S0100-40421998000300002>
- Procházka, J., Dolejš, P., Máca, J., & Dohányos, M. (2012). Stability and inhibition of anaerobic processes caused by insufficiency or excess of ammonia nitrogen. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 93(1), 439–447. <https://doi.org/10.1007/s00253-011-3625-4>
- Queiroz, M. I., Lopes, E. J., Zepka, L. Q., Bastos, R. G., & Goldbeck, R. (2007). The kinetics of the removal of nitrogen and organic matter from parboiled rice effluent by cyanobacteria in a stirred batch reactor. *Bioresource Technology*, 98(11), 2163–2169. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.08.034>
- Rada-Ariza, A. M., Lopez-Vazquez, C. M., van der Steen, N. P., & Lens, P. N. L. (2017). Nitrification by microalgal-bacterial consortia for ammonium removal in flat panel sequencing batch photo-bioreactors. *Bioresource Technology*, 245, 81–89. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.019>
- Ramos, L. R., Lovato, G., Rodrigues, J. A. D., & Silva, E. L. (2021). Anaerobic digestion of vinasse in fluidized bed reactors: Process robustness between two-stage thermophilic-thermophilic and thermophilic-mesophilic systems. *Journal of Cleaner Production*, 314, 128066. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128066>
- Rasapoor, M., Young, B., Brar, R., Sarmah, A., Zhuang, W. Q., & Baroutian, S. (2020). Recognizing the challenges of anaerobic digestion: Critical steps toward improving biogas generation. In *Fuel* (Vol. 261). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.116497>
- Razia, M., Uma Maheshwari Nallal, V. U., & Sivaramakrishnan, S. (2020). Agro-based sugarcane industry wastes for production of high-value bioproducts. *Biovalorisation of Wastes to Renewable Chemicals and Biofuels*, 16, 303–316. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817951-2.00016-X>

- Rhoden, K., Alonso, J., Carmona, M., Pham, M., & Barnes, A. N. (2021). Twenty years of waterborne and related disease reports in Florida, USA. *One Health*, 100294. <https://doi.org/10.1016/j.onehlt.2021.100294>
- Ritter, W. F. (2016). Waste Management Engineering. In Reference Module in Food Science. <https://doi.org/10.1016/b978-0-08-100596-5.02997-8>
- Rizvi, H., Ali, S., Yasar, A., Ali, M., & Rizwan, M. (2018). Applicability of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor for typical sewage of a small community: its biomass reactivation after shutdown. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 15(8), 1745–1756. <https://doi.org/10.1007/s13762-017-1537-2>
- Rocha, G. S., Pinheiro, A. d., & Costa, C. A. (2020). Gestão dos Recursos Hídricos no Município de Parauapebas (PA): Avaliação dos Usos, Alteração dos Cenários e Possíveis Impactos. *Research, Society and Development – RSD*, 9, 1689-1699. doi:10.33448/rsd-v9i4.3042
- Rodrigues, M. M., Viana, D. G., Oliveira, F. C., Alves, M. C., & Regitano, J. B. (2021). Sewage sludge as organic matrix in the manufacture of organomineral fertilizers: Physical forms, environmental risks, and nutrients recycling. *Journal of Cleaner Production*, 127774. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127774>
- Rosemarin, A., Macura, B., Carolus, J., Barquet, K., Ek, F., Järnberg, L., ... Okruszko, T. (2020). Circular nutrient solutions for agriculture and wastewater – a review of technologies and practices. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 45(November), 78–91. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2020.09.007>
- Rout, P. R., Shahid, M. K., Dash, R. R., Bhunia, P., Liu, D., Varjani, S., Zhang, T. C., Surampalli, R. Y. (2021). Nutrient removal from domestic wastewater: A comprehensive review on conventional and advanced Technologies. *Journal of Environmental Management*, 296, 113246. <https://doi.org.ez10.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.jenvman.2021.113246>
- Ruan, D., Zhou, Z., Pang, H., Yao, J., Chen, G., & Qiu, Z. (2019). Enhancing methane production of anaerobic sludge digestion by microaeration: Enzyme activity stimulation, semi-continuous reactor validation and microbial community analysis. *Bioresour. Technology*, 289. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121643>
- Sadeghian, A.; Chapra, S.; Hudson, J.; Wheeler, H.; Lindenschmidt, K. (2018). Improving in-lake water quality modeling using variable chlorophyll a/algal biomass ratios. *Environmental Modelling & Software*, 101, 73-85. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.12.009>
- Sacristan-de Alva, M., Luna-Pabello, V. M., Cadena-Martínez, E., & Alva-Martínez, A. F. (2014). Producción de biodiésel a partir de microalgas y una cianobacteria cultivadas en diferentes calidades de agua. *Agrociencia*, 48(3), 271-284.
- Saia, F. T., Souza, T. S. O., Duarte, R. T. D., Pozzi, E., Fonseca, D., & Foresti, E. (2016). Microbial community in a pilot-scale bioreactor promoting anaerobic digestion and sulfur-driven denitrification for domestic sewage treatment. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 39(2), 341–352. <https://doi.org/10.1007/s00449-015-1520-6>
- Salgot, M., & Folch, M. (2018). Wastewater treatment and water reuse. *Current Opinion in Environmental Science and Health*, 2, 64–74. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.03.005>
- Sánchez-Ramírez, J. E., Seco, A., Ferrer, J., Bouzas, A., & García-Usach, F. (2015). Treatment of a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAnMBR) effluent by an activated sludge system: The role of sulphide and thiosulphate in the process. *Journal of Environmental Management*, 147, 213–218. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.04.043>
- Santos, P. S., Zaiat, M., Nascimento, C. A. O., & Fuess, L. T. (2019). Does sugarcane vinasse composition variability affect the bioenergy yield in anaerobic systems? A dual kinetic-energetic assessment. *Journal of Cleaner Production*, 240, 118005. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118005>
- Sawatdeenarunat, C., Nguyen, D., Surendra, K. C., Shrestha, S., Rajendran, K., Oechsner, H., ... Khanal, S. K. (2016). Anaerobic biorefinery: Current status, challenges, and opportunities. *Bioresour. Technology*, 215, 304–313. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.03.074>
- Sgroi, M., Vagliasindi, F. G. A., & Roccaro, P. (2018). Feasibility, sustainability and circular economy concepts in water reuse. *Current Opinion in Environmental Science and Health*, 2, 20–25. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.01.004>
- Shin, D. Y., Cho, H. U., Utomo, J. C., Choi, Y. N., Xu, X., & Park, J. M. (2015). Biodiesel production from *Scenedesmus bijuga* grown in anaerobically digested food wastewater effluent. *Bioresour. Technology*, 184, 215–221. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.090>
- Show, K. Y., Yan, Y., Yao, H., Guo, H., Li, T., Show, D. Y., ... Lee, D. J. (2020). Anaerobic granulation: A review of granulation hypotheses, bioreactor designs and emerging green applications. *Bioresour. Technology*, 300(October 2019), 122751. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122751>
- Silva, A. F. R., Magalhães, N. C., Cunha, P. V. M., Amaral, M. C. S., & Koch, K. (2020). Influence of COD/SO₄²⁻ ratio on vinasse treatment performance by two-stage anaerobic membrane bioreactor. *Journal of Environmental Management*, 259. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.110034>
- Silva, V. B. S., Garcia, W. R. R. Jr., Araújo, C. V., & Kölling, G. J. (2020). Universalização do Saneamento Básico: os desafios regulatórios no Brasil. *Revista Brasileira de Políticas Públicas e Internacionais – RPPI*, 5, 180-203.
- Silva, M. M., Leao, D. J., Moreira, I. T. A., Oliveira, O. M. C., Queiroz, A. F. S. & Ferreira, S. L. C. (2015). Speciation analysis of inorganic antimony in sediment samples from São Paulo Estuary, Bahia State, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 8386-8391.
- Smol, M., Adam, C., & Preisner, M. (2020). Circular economy model framework in the European water and wastewater sector. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 22(3), 682–697. <https://doi.org/10.1007/s10163-019-00960-z>
- Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento. (2019). Painel do Setor de Esgotamento Sanitário. Ministério do Desenvolvimento Regional. Acesso em (18 de agosto de 2021): <http://snis.gov.br/painel-informacoes-saneamento-brasil/web/painel-esgotamento-sanitario>
- Sood, A., Uniyal, P. L., Prasanna, R., & Ahluwalia, A. S. (2012). Phytoremediation potential of aquatic macrophyte, *Azolla*. *Ambio*, 41(2), 122-137. doi:10.1007/s13280-011-0159-z

- Sousa, R. M.O. F., Amaral, C., Fernandes, J. M. C., Fraga, I., Semitela, S., Braga, F., Coimbra, A. M., Dias, A. A., Bezerra, R. M., Sampaio, A. (2019). Hazardous impact of vinasse from distilled winemaking by-products in terrestrial plants and aquatic organisms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 183, 109493. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109493>
- Stanier, R. Y & Van Niel, C. B. (1962). The concept of a bacterium. *Archiv fur Mikrobiologie*, 42, 17-35. <https://doi.org/10.1007/BF00425185>
- Świątczak, P., Cydzik-Kwiatkowska, A., Rusanowska, P. (2017). Microbiota of anaerobic digesters in a full-scale wastewater treatment plant. *Archives of Environmental Protection*. Vol. 43 n. 3 pp. 53–60. Doi 10.1515/aep-2017-0033.
- Tawalbeh, M., Rajangam, A. S., Salameh, T., Al-Othman, A., & Alkasrawi, M. (2021). Characterization of paper mill sludge as a renewable feedstock for sustainable hydrogen and biofuels production. *International Journal of Hydrogen Energy*, 46(6), 4761-4775. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2020.02.166>
- Teixeira, J. C., Oliveira, G. S., Viali, A. d., & Muniz, S. S. (jan./mar. de 2014). Estudo do impacto das deficiências de saneamento básico sobre a saúde pública no Brasil no período de 2001 a 2009. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 19. doi:<https://doi.org/10.1590/S1413-41522014000100010>
- Tena, M., Luque, B., Perez, M., & Solera, R. (2020). Maior produção de hidrogênio a partir de lodo de esgoto por cofermentação com vinhaça de vinho. *International Journal of Hydrogen Energy* , 45 (32), 15977-15984. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2020.04.075>
- Umamaheswari, J., & Shanthakumar, S. (2016). Efficacy of microalgae for industrial wastewater treatment: a review on operating conditions, treatment efficiency and biomass productivity. In *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* (Vol. 15, Issue 2, pp. 265–284). Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/s11157-016-9397-7>
- União da Indústria de Cana-de-Açúcar (2019). Balanço de Atividades. Fonte: <https://www.unica.com.br/wp-content/uploads/2019/06/Relatorio-Atividades-201213-a-201819.pdf>
- Venkiteswaran, K., Bocher, B., Maki, J., & Zitomer, D. (2015). Relating Anaerobic Digestion Microbial Community and Process Function : Supplementary Issue: Water Microbiology. *Microbiology Insights*, 8s2, MBI.S33593. <https://doi.org/10.4137/mbi.s33593>
- Verâne, J., Santos, N. C. P., Silva, V. L., Almeida, M., Oliveira, O. M. C. & Moreira, I. T. A. (2020) Phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in mangrove sediments using *Rhizophora mangle*. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111687.
- Von Sperling, M. (2018). *Princípios básicos do tratamento de esgotos*, (2ª edição). Editora UFMG.
- Voulvoulis, N. (2018). Water reuse from a circular economy perspective and potential risks from an unregulated approach. *Current Opinion in Environmental Science and Health*, 2, 32–45. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.01.005>
- Walter, A., Probst, M., Franke-Whittle, I. H., Ebner, C., Podmirseg, S., M., Etemadi-Shalamzari, M., Hupfauf, S., Insam, H. (2019). Microbiota in anaerobic digestion of sewage sludge with and without co-substrates. *Water and Environment Journal*. Vol. 33 pp. 214–222. Doi:10.1111/wej.12392.
- Wandera, S., M., Qiao, W., Jiang, M., Mahdy, A., Yin, D., Dong, R. (2019). Improved methanization of sewage sludge using a bioreactor anaerobic membrane integrated with biological hydrolysis hyperthermophilic. *Energy Conversion and Management*, 196, 846-855. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2019.06.054>
- Wang, P., Wang, H., Qiu, Y., Ren, L., & Jiang, B. (2018). Microbial characteristics in anaerobic digestion process of food waste for methane production—A review. In *Bioresourcetechnology* (Vol. 248, pp. 29–36). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.152>
- Wang, X., Duan, X., Chen, J., Fang, K., Feng, L., Yan, Y., & Zhou, Q. (2016). Enhancing anaerobic digestion of waste activated sludge by pretreatment: Effect of volatile to total solids. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 37(12), 1520–1529. <https://doi.org/10.1080/09593330.2015.1120783>
- Wang, X., Li, Z., Zhou, X., Wang, Q., Wu, Y., Saino, M., & Bai, X. (2016). Study on the bio-methane yield and microbial community structure in enzyme enhanced anaerobic co-digestion of cow manure and corn straw. *Bioresourcetechnology*, 219, 150–157. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.116>
- Wang, X., Liu, S. F., Qin, Z. H., Balamurugan, S., Li, H. Y., & Lin, C. S. K. (2020). Sustainable and stepwise waste-based utilisation strategy for the production of biomass and biofuels by engineered microalgae. *Environmental Pollution*, 265, 114854. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114854>
- WHO, W. H. (2004). *Water, Sanitation and Hygiene Links to Health*. Acesso em 12 de julho de 2021, disponível em World Health Organization – WHO: https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/facts2004/en/
- Xie, B., Gong, W., Tian, Y., Qu, F., Luo, Y., Du, X., Tang, X., Xu, D., Lin, D., Li, G., & Liang, H. (2018). Biodiesel production with the simultaneous removal of nitrogen, phosphorus and COD in microalgal-bacterial communities for the treatment of anaerobic digestion effluent in photobioreactors. *Chemical Engineering Journal*, 350, 1092–1102. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.06.032>
- Yaashikaa, P. R., Kumar, P. S., Saravanan, A., Varjani, S., & Ramamurthy, R. (2020). Bioconversion of municipal solid waste into bio-based products: A review on valorisation and sustainable approach for circular bioeconomy. *Science of the Total Environment*, 748, 141312. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141312>
- Ying Y.T D., Shiong K. K., Wayne C.K., Tao, Y., Ho, S.-H., & Loke Show, P. (2020). Potential Utilization of Bioproducts from Microalgae for the Quality Enhancement of Natural Products. *Bioresourcetechnology*, 304, 122997. Doi:10.1016/j.biortech.2020.122997
- Yousuf, A. (2020). Fundamentals of microalgae cultivation. In Yousuf, A. (Org), *Microalgae cultivation for biofuels production* (Cap. 1, pp 1-9). Sylhet, Bangladesh: Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817536-1.00001-1>
- Yu, B., Luo, J., Xie, H., Yang, H., Chen, S., Liu, J., ... & Li, Y. Y. (2021). Species, fractions, and characterization of phosphorus in sewage sludge: A critical review from the perspective of recovery. *Science of The Total Environment*, 147437. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147437>

Zhuang, L.-L., Li, M., & Hao Ngo, H. (2020). Non-suspended microalgae cultivation for wastewater refinery and biomass production. *Bioresource Technology*, 308, 123320. doi:10.1016/j.biortech.2020.123320

Zhang, J., Loh, K. C., Li, W., Lim, J. W., Dai, Y., & Tong, Y. W. (2017). Three-stage anaerobic digester for food waste. *Applied Energy*, 194, 287–295. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.10.116>

Zhang, M., Qiao, S., Shao, D., Jin, R., & Zhou, J. (2018). Simultaneous nitrogen and phosphorus removal by combined anammox and denitrifying phosphorus removal process. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 93(1), 94–104. <https://doi.org/10.1002/jctb.5326>

Zupančič, G.D., & Grilec, V. (2012). Anaerobic Treatment and Biogas Production from Organic Waste. In *Management of Organic Waste*. InTech. <https://doi.org/10.5772/32756>