

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS DE JABOTICABAL

Produção de biogás de resíduos vegetais suplementados com biochar

CIBELLE GREGORIO CALDAS FELTRIN

Orientador: Prof. Dr. Roberto Alves de Oliveira

Co-orientadora: Profa. Dra. Rose Maria Duda

Jaboticabal – SP

2024

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS DE JABOTICABAL

Produção de biogás de resíduos vegetais suplementados com biochar

CIBELLE GREGORIO CALDAS FELTRIN

Orientador: Prof. Dr. Roberto Alves de Oliveira

Co-orientadora: Profa. Dra. Rose Maria Duda

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado à Universidade Estadual
Paulista (UNESP), Faculdade de
Ciências Agrárias e Veterinárias,
Jaboticabal, para obtenção do título de
Bacharela em Ciências Biológicas.

Jaboticabal – SP

2024

F327p

Feltrin, Cibelle Gregorio Caldas

Produção de biogás de resíduos vegetais suplementados com biochar / Cibelle Gregorio Caldas Feltrin. -- Jaboticabal, 2024
43 p. : tabs., fotos

Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal

Orientador: Roberto Alves de Oliveira

Coorientadora: Rose Maria Duda

1. Metano. 2. Gerenciamento de resíduos. 3. Efeito estufa. I. Título.

unesp

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Câmpus Jaboticabal



CIBELLE GREGORIO CALDAS FELTRIN

**PRODUÇÃO DE BIOGÁS DE RESÍDUOS VEGETAIS SUPLEMENTADOS COM
BIOCHAR**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentada à Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal, para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

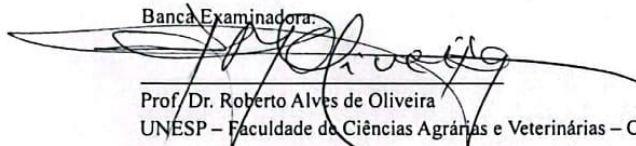
Área de Concentração: Saneamento ambiental – Digestão anaeróbia

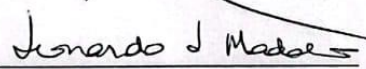
Orientador: Prof. Dr. Roberto Alves de Oliveira
Coorientadora: Profa. Dra. Rose Maria Duda

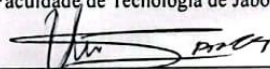
Data da defesa: _05_/ _12_/ 2024 _

☒ Aprovado
() Reprovado

Banca Examinadora:


Prof. Dr. Roberto Alves de Oliveira
UNESP – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Campus de Jaboticabal


Prof. Dr. Leonardo Lucas Madaleno
Faculdade de Tecnologia de Jaboticabal – FATEC "Nilo de Stéfani"


Prof. Dr. Valciney Gomes de Barros
Faculdade de Tecnologia de Jaboticabal – FATEC "Nilo de Stéfani"

Aprovado em reunião do Conselho do Departamento em: _ / _ / _


Prof. Dr. Luiz Fabiano Palaretti
Chefe do Departamento

AGRADECIMENTOS

Agradeço imensamente a Deus por nunca me desamparar, pois sem Ele nada seria possível. A minha Nossa Senhora, que sempre me socorre, principalmente quando mais preciso.

Agradeço à minha família, principalmente aos meus pais, Luiz Ricardo e Isabel, pelas orações, por abraçarem esse sonho comigo e pelos esforços sem medida para me apoiarem.

Agradeço ao meu marido, Lucas, por sempre chorar e sorrir junto comigo, por acreditar em mim, por fazer dos meus sonhos os seus e por toda sua compreensão, paciência e amor.

Ao meu orientador Prof. Dr. Roberto Alves de Oliveira, por todo suporte, contribuição e orientação. A minha co-orientadora Profa.Dra. Rose Maria Duda, por toda ajuda, ensinamento, compreensão, apoio e dedicação ao longo do trabalho.

A todos do Laboratório de Saneamento Ambiental que me ensinaram, ajudaram, apoiaram e aconselharam durante toda a execução do trabalho.

A todos os meus amigos, pelo carinho, preocupação, ajuda e conselhos que contribuíram para que eu superasse cada novo obstáculo.

Aos meus colegas, professores e funcionários da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias que fizeram parte dessa longa, desafiadora e valiosa jornada que foi a Graduação.

“A natureza pode suprir todas as necessidades do homem, menos a sua ganância”
– Mahatma Gandhi

Sumário

RESUMO.....	vii
1. INTRODUÇÃO.....	9
2. OBJETIVO.....	10
2.1 Objetivo principal.....	10
2.2 Objetivos específicos.....	10
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	11
3.1 Desafios energéticos e alternativas sustentáveis	11
3.2 Resíduos alimentares na produção de biogás.....	12
3.3 Digestão anaeróbia para produção de biogás	13
3.4 Bioquímica e Microbiologia da Digestão Anaeróbia	14
3.5 Reatores UASB	15
3.6 Suplementação com Biochar	16
4. MATERIAL E MÉTODOS	17
4.1 Instalações Experimentais.....	17
4.2 Reatores UASB e condições operacionais	18
4.3 Afluente do sistema de tratamento anaeróbio	19
4.4 Operação dos reatores UASB, R1 e R2.	20
4.5 Produção de biochar a partir de resíduos de banana	21
4.6 Análises físico-químicas e Determinação do Biogás: amostragem frequência e metodologias.....	22
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	22
5.1 pH, alcalinidade e ácidos voláteis totais	22
5.2 Carga orgânica volumétrica, DQO e produção de metano.	26
5.3 Nitrogênio amoniacal e ortofosfato	30
6. CONCLUSÃO	32
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	34

RESUMO

O biogás vem se destacando como uma alternativa sustentável para a produção de energia, especialmente frente à necessidade de descarbonização e reaproveitamento de resíduos. Este trabalho teve como objetivo avaliar a estabilidade e produção de biogás de dois reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB, R1 e R2), utilizando resíduos vegetais (RV) compostos por bananas e tomates, na proporção de 7,6 e 10% (em volume do afluente, nas fases 1 e 2 respectivamente) suplementados com biochar, produzido a partir das cascas das bananas utilizadas. As cargas orgânicas volumétricas (COV) aplicadas no R1 foram de 6,6 e 8,7 g DQO_{total} (L d)⁻¹, nas fases 1 e 2, respectivamente. Foram adicionados 0,38 g (L d)⁻¹, 0,63 g (L d)⁻¹ e 0,83 g (L d)⁻¹ de biochar ao afluente na fase 1 e 0,83 g (L d)⁻¹ na fase 2. As remoções médias de DQO_{total} foram de 65 e 60% e as produções volumétricas de metano de 0,37 e 0,41 L CH₄ (L d)⁻¹, para os reatores UASB, R1 +R2, respectivamente, nas fases 1 e 2. Na fase 2, o aumento da COV ocasionou o decréscimo do pH e o aumento dos ácidos voláteis totais, tornando necessário a correção do pH com calcário dolomítico, que proporcionou a recuperação do sistema. O biochar associado à recirculação auxiliou na recuperação da acidificação, promoveu o equilíbrio e melhoria no desempenho do sistema. Dessa forma, a suplementação com o biochar oriundo do resíduo de banana que seria descartado, contribuiu para um sistema mais sustentável e eficiente.

Palavras-chave: metano; gerenciamento de resíduos; efeito estufa.

Abstract

Biogas has been emerging as a sustainable alternative for energy production, especially given the need to decarbonize and reuse waste. The aim of this study was to evaluate the stability and biogas production of two upflow anaerobic sludge blanket reactors (UASB, R1 and R2), using vegetable waste (VW) consisting of bananas and tomatoes, at a ratio of 7.6 and 10% (by volume of the effluent, in phases 1 and 2 respectively) supplemented with biochar produced from the banana peels used. The organic load rate (OLR) applied in R1 were 6.6 and 8.7 g COD_{total} (L d)⁻¹ in phases 1 and 2, respectively. Biochar was added to the effluent, 0.38 g (L d)⁻¹, 0.63 g (L d)⁻¹ and 0.83 g (L d)⁻¹ of in phase 1 and 0.83 g (L d)⁻¹ in phase 2. The system showed average total COD removals of 65 and 60% and obtained volumetric methane yields of 0.37 and 0.41 L CH₄ (L d)⁻¹ for the UASB, R1 +R2 reactors in phases 1 and 2. In phase 2, the increase in OLR caused a decrease in pH and an increase in total volatile acids, making it necessary to correct the pH with dolomitic limestone, which helped the system recover. The biochar associated with recirculation helped recover acidification, promoted balance and improved the system's performance. Thus, supplementation with biochar from banana waste that would otherwise be discarded contributed to a more sustainable and efficient system.

Keywords: methane; waste management; greenhouse effect.

1. INTRODUÇÃO

Com o aumento populacional e o consumismo exacerbado, bilhões de toneladas de resíduos são gerados anualmente, dentre eles o resíduo alimentar (Meng *et al.*, 2022; Zhang *et al.*, 2021). Por não haver uma forma de descarte sustentável para os resíduos vegetais, que minimize a poluição e os gases do efeito estufa gerados, há a necessidade do desenvolvimento de novas estratégias para solucionar as questões relacionadas ao gerenciamento desses resíduos (Zhang *et al.*, 2021). Considerando a oportunidade de reaproveitamento dos resíduos vegetais e a crescente demanda por energia renovável, o biogás tem sido considerado uma solução promissora, principalmente no Brasil, em virtude do potencial de produção de biomassa no setor agroindustrial (Ferraz Junior *et al.*, 2022).

Os tomates e bananas são dois dos produtos alvo da hortifruticultura do Brasil, com previsão de produção, respectivamente, de 1,7 milhão de toneladas para o ano de 2024 (CANAL RURAL, 2024) e de 7,0 milhões de toneladas em 2023 (IBGE, 2023). Apesar da alta demanda desses produtos, o tomate foi classificado em primeiro e a banana em segundo lugar no ranking de alimentos desperdiçados em uma pesquisa realizada em 2024 pela Associação Brasileira de Supermercados (ABRAS). Tendo em vista a disponibilidade de banana e tomate, assim como o volume que é descartado dos mesmos, há oportunidade para utilização desses resíduos na produção de biogás, promovendo um gerenciamento sustentável.

Observou-se que a digestão de resíduos sólidos vegetais e de outras frações orgânicas de resíduos sólidos urbanos, em virtude das concentrações elevadas de sólidos totais e voláteis, ocorre principalmente em digestores/biodigestores convencionais, nos quais o tempo de retenção de sólidos (TRS) é igual ao tempo de detenção hidráulica (TDH), que pode variar de alguns dias a meses, dependendo do tipo de substrato e das configurações do processo (Pan *et al.*, 2021; Pavi *et al.*, 2017). Portanto, a utilização de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em série, proposta neste trabalho, irá conferir um TDH inferior aos observados na literatura e, consequentemente, um sistema mais compacto e com melhor desempenho para a produção de biogás e metano, além de gerar um efluente de melhor qualidade.

Visando obter melhor rendimento do metano contido no biogás para atender às demandas da sociedade, várias estratégias sustentáveis estão sendo analisadas e uma delas é a suplementação com biochar (Tang *et al.*, 2020). O estudo da suplementação da digestão anaeróbia com aplicação do biochar traz informações de grande valia, em virtude das suas características interessantes que promovem a estabilidade do sistema e o aumento da produção de metano (Li., 2018b). O biochar, um dos produtos da conversão termoquímica da biomassa, possui propriedades físico-químicas específicas, como condutividade, adsorção de poros, grupos funcionais de superfície e capacidade de troca catiônica, com as vantagens do tamponamento de pH, alívio de inibidores e aceleração da transferência direta de elétrons entre espécies, o que sugere que o biochar tem aplicações promissoras como aditivo para a digestão anaeróbia.

2. OBJETIVO

2.1 Objetivo principal

O objetivo deste trabalho foi avaliar dois reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), em série, utilizando resíduos vegetais (bananas e tomates) na proporção de 7,6 e 10% (em volume do afluente), suplementados com biochar obtido das cascas de banana, quanto a estabilidade e a produção de biogás.

2.2 Objetivos específicos

Monitorar as características físico-químicas dos efluentes dos reatores e verificar se houve influência do biochar, da recirculação e do uso do calcário dolomítico quanto ao equilíbrio do sistema e capacidade de recuperação durante período de acidificação.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Desafios energéticos e alternativas sustentáveis

As mudanças climáticas, o aumento populacional, a finitude dos recursos essenciais e a perda da biodiversidade são preocupações urgentes que desafiam as nações e seus governantes, exigindo políticas ambientais eficientes (Ferreira, 2020). A geração de resíduos provenientes de atividades antropogênicas, como processos industriais e agrícolas, afeta de forma negativa os ambientes naturais (Kumar *et al.*, 2020; Thakur *et al.*, 2018). Apesar da problemática e as discussões em torno da temática ambiental não serem recentes, essas questões levaram líderes mundiais a firmarem um plano de ação em 2015, visando a execução de 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) até 2030. Esses objetivos buscam promover melhorias para a sociedade nas dimensões ambientais, econômicas e sociais (Ferreira, 2020).

Ao decorrer das décadas, a energia elétrica se tornou um bem de consumo essencial para o desenvolvimento econômico e para a qualidade de vida das pessoas, principalmente tendo em vista o aumento da urbanização (Cudjoe; Han; Nandiwardhana, 2020). Por isso faz parte dos objetivos sustentáveis a geração de energia limpa e acessível. Contudo, dado que a produção e o consumo de energia trazem consequências ecológicas, principalmente, em virtude da dependência de combustíveis fósseis, é necessário buscar por fontes renováveis, que minimizem os impactos da mudança climática, optando por fontes de baixo impacto ambiental e que reduzam a liberação de gases do efeito estufa (Passini *et al.*, 2021), dando preferência a estratégias e tecnologias que se adequam a uma economia circular (Jesus; Jugend, 2021).

A economia circular visa modificar a forma vigente de produção e consumo linear, totalmente dependente da extração de recursos naturais que é insustentável, propondo um novo sistema fechado, que transforma o resíduo de uma cadeia produtiva em recurso para outra (Korhonen; Honkasalo; Seppälä, 2018). O volume de alimentos que são descartados anualmente no mundo representa 33% do total que é produzido para o consumo humano (Mirmohamadsadegui *et al.*; Ma; Liu, 2019), esse valor substancial de resíduos

que são gerados é responsável por prejuízos ambientais, devido ao aumento na liberação de gases do efeito estufa durante a decomposição da matéria orgânica e pela poluição das águas subterrâneas. Dessa forma, a busca por soluções sustentáveis é importante, como o uso desses resíduos na produção de biogás e fertilizantes (Ma; Liu, 2019).

3.2 Resíduos alimentares na produção de biogás

A produção de alimentos possui crescente demanda em virtude do aumento populacional, consequentemente gerando bilhões de toneladas de resíduos de desperdício de alimentos (Meng *et al.*, 2022; Zhang *et al.*, 2021). O desperdício de alimentos é uma questão preocupante, em virtude dos significativos impactos ambientais, econômicos e sociais que ele provoca (Jeswani; Figueroa-Torres; Azapagic, 2021). O hortifrúti desempenha um papel importante nesse cenário, sendo as frutas, verduras e legumes os principais itens de desperdício no decorrer das etapas na cadeia produtiva, pois há uma perda de produtos como abacaxi (23%), alface (42%), tomate (40%), banana (40%), batata (23%), manga (27%), mamão (30%) (CENCI *et al.*, 1997).

A perda e o desperdício na pós-colheita da hortifruticultura variam significativamente de acordo com os produtos, cultivares e/ou variedades, época do ano, áreas de produção e sistemas de manuseio adotados (Almeida *et al.*, 2020). A banana e o tomate pertencem aos produtos que se destacam pelo volume de resíduo gerado, chamando a atenção de Campos e Melhem (2023) que mensuraram um descarte de aproximadamente 19,88% de bananas e 25,64% de tomate em um varejo de pequeno porte. Considerando a problemática do desperdício alimentar e da demanda crescente de produção de energia, o processo de digestão anaeróbia para se obter biogás e biometano a partir de resíduos alimentares tem ganhado cada vez mais visibilidade na geração de energia renovável, e contribuindo significativamente para atingir as metas de descarbonização do Acordo de Paris (Meng *et al.*, 2022; Cibiogás, 2022).

3.3 Digestão anaeróbia para produção de biogás

O biogás é produto da digestão anaeróbia da matéria orgânica, constituído por uma mistura de gases contendo principalmente metano e dióxido de carbono. Caso seja liberado na atmosfera, o gás favorece o efeito estufa. Entretanto, após a remoção de compostos como vapor d'água, sulfeto de hidrogênio, amônia, siloxanos e particulados por um processo de limpeza, o biogás pode ser utilizado em atividades industriais, como combustível em caldeiras. O biometano, que é o metano obtido a partir da purificação do biogás, pode compartilhar gasodutos e estruturas implementadas para o gás natural, viabilizando a utilização para suprir demandas energéticas em várias esferas da sociedade, como instalações residenciais, industriais e comerciais (Coelho *et al.*, 2018).

A digestão anaeróbia fornece uma oportunidade no tratamento de resíduos e efluentes, principalmente para o setor da agroindústria brasileira, em virtude da sua alta capacidade de geração de biomassa (Ferraz Junior *et al.*, 2022). No Brasil, o potencial de produção de biogás é de 84,6 bilhões de metros cúbicos/ano, o que supriria 40% da demanda energética interna e substituiria 70% do diesel no País. Porém, são utilizados apenas 3% dessa capacidade, segundo o Centro Internacional de Energias Renováveis (2022, *apud* Abiogás, 2021). Apesar do biogás ainda não ter sua capacidade total explorada pela diversificação da matriz energética do País, tem-se buscado estratégias que visam à otimização e o aumento da produção de biogás (Passini, 2021; Lemos *et al.*, 2024). Ao utilizar os resíduos alimentares como matéria prima para obtenção de energia térmica ou elétrica, grande parte das emissões de gases do efeito estufa e da poluição das águas subterrâneas seriam evitadas (Zhang *et al.*, 2021). O efluente oriundo da produção do biogás, em proporções adequadas, pode ser utilizado como biofertilizante (Meng *et al.*, 2022), proporcionando uma solução mais sustentável e circular.

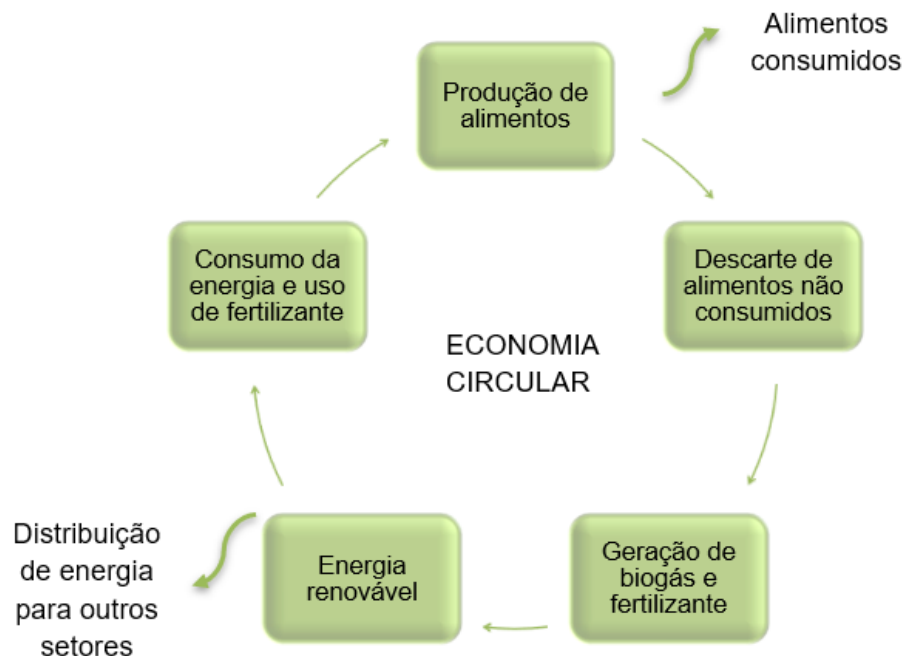


Figura 1. Esquema da geração de biogás em uma perspectiva circular.

3.4 Bioquímica e Microbiologia da Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo biológico que ocorre sem a necessidade de oxigênio e é mediado por microrganismos. Esse processo é caracterizado por uma sequência de etapas bioquímicas promovidas por microrganismos, como a hidrólise, acidogênese (bactérias acidogênicas), acetogênese (bactérias acetogênicas) e metanogênese (arqueias metanogênicas). Esses processos bioquímicos integrados promovem a conversão da matéria orgânica em liberação de biogás, composto majoritariamente por dióxido de carbono (CO_2) e metano (CH_4) (McCarty, 1964). As bactérias acidogênicas convertem compostos orgânicos complexos em ácidos graxos, álcool, hidrogênio e dióxido de carbono. As bactérias acetogênicas transformam esses produtos intermediários em acetato, hidrogênio e CO_2 , que são então utilizados pelas arqueias metanogênicas para produzir CH_4 e mais CO_2 (Chernicharo, 2007).

Para que o sistema funcione de maneira eficiente, é necessário que diversos parâmetros operacionais estejam dentro de faixas ideais para os microrganismos, como uma temperatura mesofílica (30°C a 35°C), pH (entre 6,6

e 7,4) (Chernicharo, 2007), e capacidade de tamponamento por meio da alcalinidade e concentrações de ácidos voláteis que não excedam a capacidade de tamponamento do sistema. Além disso, a disponibilidade de macro e micronutrientes como nitrogênio e fósforo, a taxa de carga orgânica aplicada e a fonte do inóculo podem interferir no desempenho da digestão anaeróbia (Daud *et al.*, 2018; Roopnarain *et al.*, 2021; Sella *et al.*, 2021)

3.5 Reatores UASB

Em países em desenvolvimento, a complexidade e os custos dispendiosos para implementação de sistemas são fatores limitantes para a escolha de tecnologias. Sendo assim, países tropicais, como o Brasil, utilizam comumente reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) para tratamento de resíduos e produção de biogás (Figura 2). Isso se deve por conta de seu bom desempenho em locais de clima quente, simplicidade operacional, baixo custo e eficiência (Khan *et al.*, 2011).

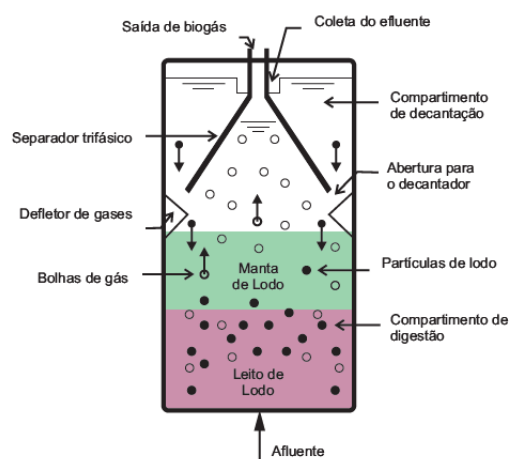


Figura 2 – Esquema de um reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB). Adaptado de Chernicharo (2007).

O reator UASB foi desenvolvido na década de 1970 na Holanda e sua aplicação aumentou rapidamente devido ao seu excelente desempenho, relatado para o tratamento de diferentes águas residuárias, e a sua característica principal de formar um lodo granular que apresenta uma habilidade excelente de sedimentação no reator (Mainardis; Buttazzoni; Goi, 2020).

3.6 Suplementação com Biochar

A tecnologia da digestão anaeróbia permite transformar a forma vigente de gerar energia, possibilitando uma abordagem alinhada com os princípios da economia circular e promovendo uma sociedade mais sustentável. Tem-se considerado cada vez mais o potencial significativo do biogás como fonte de energia renovável, capaz de remediar os desafios atuais quanto às questões energéticas e ambientais (Song *et al.*, 2021). Com isso, vários métodos de pré-tratamento para melhorar o rendimento de metano durante a digestão anaeróbia têm sido estudados (Hu *et al.*, 2020), como métodos químicos (Linyi *et al.*, 2020), térmicos (Li *et al.*, 2017), físicos/ mecânicos (Arelli *et al.*, 2020; Fei *et al.*, 2020) e biológicos/ enzimáticos (Yin *et al.*, 2016). Embora promovam um aumento na produção de biogás, muitas dessas práticas acabam elevando os custos de produção e não são vistas como sustentáveis, em virtude do uso intensivo de energia ou de produtos químicos no processo (Kumar *et al.*, 2021).

Visando o aumento da produção de metano, garantindo a eficiência energética sem gerar novos impasses ambientais, tem-se explorado o uso de materiais sólidos ricos em carbono, como o biochar (Tang *et al.*, 2020). O biochar pode ser produzido a partir de diferentes biomassas, como resíduos vegetais (Fagbohunge, 2016b) e é obtido através do processo de transformação térmica em ambiente anóxico ou hipóxico, como a pirólise (Qiu *et al.*, 2019). A aplicação do biochar como estratégia para aprimorar a produção de metano durante a digestão anaeróbia se destaca em comparação aos demais tratamentos, em virtude da possibilidade de produzir o biochar a partir do excedente de resíduos vegetais, como da casca de banana, utilizado na composição do próprio afluente que alimenta os reatores, como foi feito neste trabalho.

Algumas aplicações do biochar estão sendo investigadas e têm chamado atenção, como seu uso na agricultura para o crescimento de plantas, na adsorção da poluição em ecossistemas (Montanarella; Lugato, 2013), na biorremediação de solos degradados (Lima *et al.*, 2018) e na otimização da digestão anaeróbia para produção de metano (Shanmugam, 2018). A suplementação do afluente dos reatores com biochar apresenta um grande potencial de aumentar a eficiência da produção de metano, atuar como inibidor de compostos tóxicos, facilitar a transferência de elétrons e a atividade

microbiana nas fases essenciais do processo, como a hidrólise, acidogênese e metanogênese (Tang *et al.*, 2020).

A adição de biochar promove a retenção de nutrientes importantes para o metabolismo microbiano, como o nitrogênio, e a porosidade de sua estrutura enriquece o afluente com a diversidade de micro-habitats para colonização dos microrganismos (Zhang; Sun, 2014). Há estudos que correlacionam a aplicação do biochar com a estabilidade do sistema, inibindo a produção de ácidos voláteis e aumentando a alcalinidade e capacidade de tamponamento do sistema, que são características importantes para a metanogênese (Li, 2018b). Tendo em vista que os atributos do biochar possibilitam solucionar problemas atuais de forma sustentável e circular, faz-se necessário o estudo de suas aplicações, principalmente no contexto energético que representa alta demanda social e ambiental.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Instalações Experimentais

A pesquisa foi realizada nas dependências do Laboratório de Saneamento Ambiental (Figura 2) do Departamento de Engenharia da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Câmpus de Jaboticabal, da Universidade Estadual Paulista – UNESP.



Figura 2. Foto do Laboratório de Saneamento Ambiental. Fonte: Autora.

4.2 Reatores UASB e condições operacionais

A unidade experimental foi composta por dois reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), em dois estágios, com volumes de 12,1 L (R1) e de 5,6 L (R2), possuindo o separador de fases não convencional, na forma de Y, com ângulo em 45° em relação à vertical, de acordo com o que foi proposto por Van Haandel *et al.* (1994) (Figuras 3 e 4).

O sistema experimental também possuía tanques de armazenamento do afluente e do efluente, bomba diafragma e gasômetros, conforme ilustrado na Figura 3. As saídas de gás dos reatores foram acopladas em gasômetros. Os reatores foram monitorados por 82 dias, de 16/09/2024 a 26/11/2024, durante o final da estação do inverno e parte da primavera, período que no Estado de São Paulo propicia temperatura média de 24 a 28°C de acordo com o INMET. O tempo de detenção hidráulico (TDH) do sistema foi de 24 h no R1 e de 11,1 h no R2.

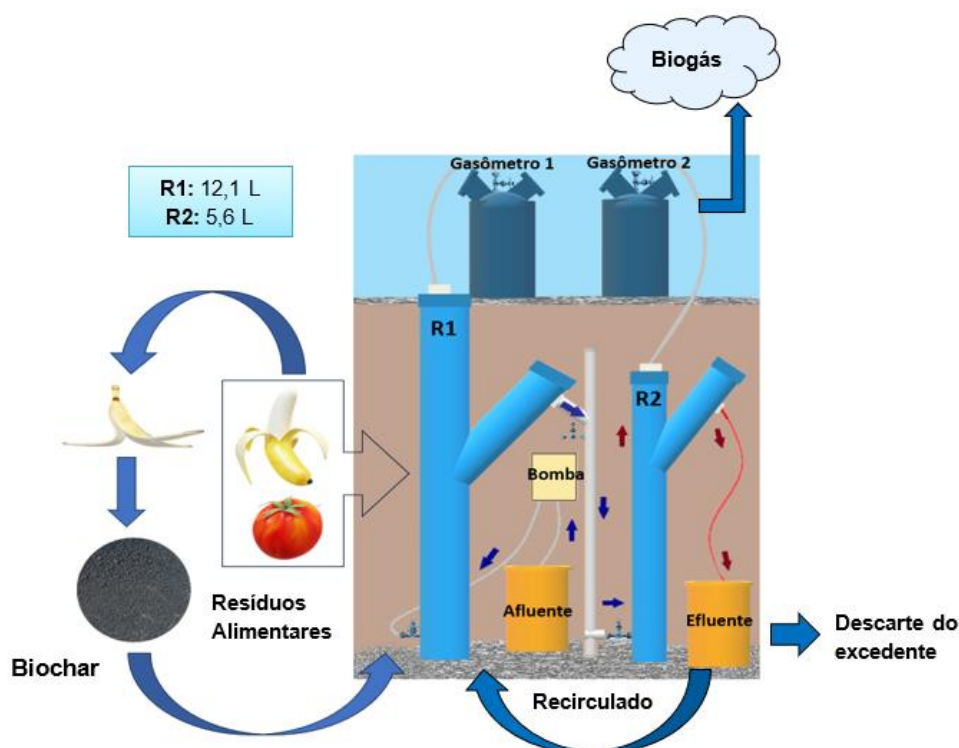


Figura 3. Representação esquemática do sistema com os reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em série (R1 e R2). Fonte: Autora.

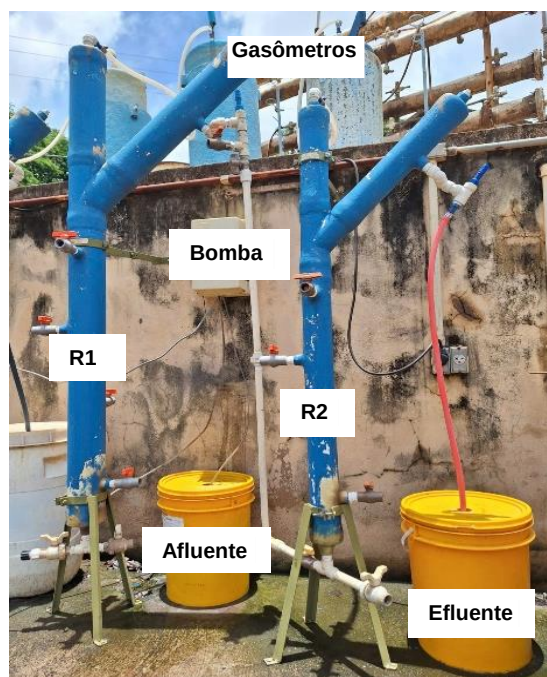


Figura 4. Foto do sistema de tratamento com os reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em série (R1 e R2).

4.3 Afluente do sistema de tratamento anaeróbio

Os resíduos vegetais foram adquiridos em varejões e supermercados da cidade de Jaboticabal (SP) e região. As frutas foram caracterizadas qualitativa e quantitativamente, e submetidas a um processo de trituração por meio de um liquidificador industrial, homogeneizadas e peneiradas em malha peneira de 2mm. A quantidade de resíduo vegetal utilizado se manteve na proporção de 70% de tomate e 30% de banana (Silva *et al.*, 2016). O extrato triturado obtido dos resíduos vegetais foi armazenado em caixas de água com tampa, mantidas em sala refrigerada. As características físico-químicas dos resíduos vegetais estão descritas na Tabela 1.

Tabela 1. Características físico-químicas dos resíduos vegetais utilizados na alimentação do sistema de reatores UASB em série.

Parâmetros	Tomate	Banana	Unidade
pH	4,38	4,60	-
DQO	42,9	295	gO ₂ L ⁻¹
ST	28,68	164,48	g L ⁻¹
N-am	0,009	0,256	g L ⁻¹
AVT	3,53	40,26	g L ⁻¹

DQO: demanda química de oxigênio; ST: sólidos totais; N-am: nitrogênio amoniacal; AVT: ácidos voláteis totais.

O experimento foi dividido em duas fases. Nos primeiros 46 dias de operação dos reatores UASB, o afluente possuía 7,6% de RV (Fase 1) e, posteriormente, os RV foram aumentados para 10% (Fase 2), conforme descrito na Tabela 2.

Tabela 2. Valores de COV e TDH e percentagens do resíduo vegetal, biochar, recirculado e calcário dolomítico utilizado no afluente dos reatores anaeróbios de fluxo ascendente, com manta de lodo (UASB), nas fases 1 e 2.

	Fase 1	Fase 2
Período (dias)	1 a 46	47 a 82
TDH	24h (R1)	24h (R1)
	11,1h (R2)	11,1h (R2)
COV	6,60 (R1)	8,70 (R1)
	7,00 (R2)	11,00 (R2)
RV (em volume)	7,6 %	10%
Biochar	0,38 g (L d) ⁻¹ (1 a 14 dias); 0,62 g (L d) ⁻¹ (15 a 41 dias); 0,83 g (L d) ⁻¹ (42 a 46 dias)	0,83 g (L d) ⁻¹
Recirculação do efluente o R2	30% (1 a 29 dias); 92,4% (30 a 46 dias)	90%
Calcário dolomítico para correção do pH do afluente	-	39,7 g L ⁻¹ (63 a 68 dias)

TDH: tempo de detenção hidráulico; COV: carga orgânica volumétrica; RV: resíduo vegetal.

4.4 Operação dos reatores UASB, R1 e R2.

Os reatores UASB, R1 e R2, no início desse experimento já se encontravam em operação, utilizando como afluente 7,5% do mesmo resíduo vegetal e 0,38 g (L d)⁻¹ de biochar também oriundo de casca de banana.

A partida dos reatores (R1 e R2) ocorreu 113 dias antes desse experimento. Foi utilizado lodo de inóculo com sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) de 31,48 e 22,5 g L⁻¹, respectivamente. O volume de lodo adicionado aos reatores UASB foi suficiente para atender à taxa de carregamento orgânico no lodo de 0,05 kg DQOtotal kg SSV d⁻¹, correspondendo a aproximadamente 30% do volume total dos reatores UASB (R1 e R2) (Chernicharo, 2007). Na inoculação foi utilizado biochar obtido de cascas de bananas na proporção de 20 g L⁻¹ do volume dos reatores.

Foi realizada a reinoculação dos reatores, R1 e R2, 42 dias antes desse experimento, utilizando-se inóculo proveniente de uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), com ST e SV de 67,42 e 38,08 g L⁻¹, respectivamente. Foi acrescentado 2 L de lodo no R1, homogeneizados com 65 g de biochar, e 1 L de lodo no R2, homogeneizado com 35 g de biochar.

4.5 Produção de biochar a partir de resíduos de banana

Durante o preparo dos resíduos vegetais para o afluente, os resíduos de banana que foram retidos pela peneira de 2mm foram separados para produzir o biochar. Esse material excedente foi colocado em um saco de pano com poros de 2mm e torcido, permitindo o escoamento do líquido restante e redução da umidade. Em seguida, o material sólido foi levado à estufa por 72 horas a 90°C, até a perda completa da umidade.

Posteriormente, o biochar foi produzido por pirólise lenta em forno mufla a 450 °C por 2 h em uma mufla adaptada (Tecnal[®], Piracicaba, Brasil), realizado em um suporte metálico moldado com vedação por rosca para evitar a entrada de oxigênio. Após a pirólise, o biochar foi triturado, transformado em pó e peneirado em malha de 0,5 mm, sendo armazenado em frasco à temperatura ambiente.

O rendimento gravimétrico em base seca do material foi determinado por meio da relação da massa seca do biochar produzido em relação à massa seca do resíduo de banana, apresentando valor de rendimento de 31%. O biochar apresentou pH 9,35 e condutividade de 2.25 mS/cm, segundo a metodologia proposta por Vieira (2018). Nesta metodologia, foi feita a caracterização de uma amostra de 1:5 de carvão e água deionizada em um recipiente de vidro, que foi agitado por 30 minutos em uma mesa agitadora da marca Tecnal (TE-45). O pH da mistura foi mensurado por medidor digital da marca Digimed (DM-20), que havia sido calibrado com soluções padrão de pH 4,0 e 7,0 para determinar o valor da amostra. A determinação da condutividade da amostra foi realizada por condutivímetro da marca Marte (MB-11).

4.6 Análises físico-químicas e determinação do biogás: amostragem frequência e metodologias

Para monitorar o sistema de reatores UASB em série, foram realizadas análises físico-químicas de amostras compostas do afluente, e efluentes do R1 e R2, conforme descrito na Tabela 3.

Tabela 3. Exames e determinações, frequência e fontes das metodologias utilizadas nas amostras do afluente e efluente dos reatores anaeróbios, UASB (R1 e R2) em série.

EXAMES E DETERMINAÇÕES	FREQUÊNCIA	REFERÊNCIAS
Afluente e efluentes		
pH	Duas vezes \ semana	Apha; Awwa; Wpcf (2005) (Método: 4500 H ⁺ B)
Demanda química de oxigênio (DQO _{total})	Duas vezes \ semana	Apha; Awwa; Wpcf (2005), (Método: 5220 – B)
Demanda química de oxigênio dissolvida (DQO diss.)	Uma vez \ semana	Apha (2005)
Alcalinidade total (AT), parcial (AP) e intermediária (AI)	Duas vezes \ semana	Jenkins, Morgan e Sawyer (1983); Apha (2005)
Ácidos voláteis totais (AVT)	Duas vezes \ semana	DiLallo e Albertson (1961).
Nitrogênio amoniacal	Duas vezes \ semana	Apha; Awwa; Wpcf (2005) (Método Semi-Micro Kjeldahl)
Ortofosfato	Uma vez \ semana	Apha (2005)
Biogás		
Produção	Diariamente	(Santana; Oliveira 2005) (Método: Gasômetros)
Composição	Semanal	Apha; Awwa; Wpcf (2005) (Método: cromatografia gasosa)

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 pH, alcalinidade e ácidos voláteis totais

Os valores de pH do afluente, na fase 1, foram inferiores a 5,0 em virtude das características ácidas do resíduo vegetal (RV) (Figura 5 A). No entanto, a utilização do biochar e a recirculação do efluente do R2, permitiram valores de pH no efluente do R1 crescentes de 5,0 a 7,0 e no efluente do R2 próximos a 7,0

ao longo do experimento. Na fase 1 também foram observados valores crescentes de alcalinidade parcial (AP) e total (AT) (Figura 5B e 5D). A faixa ótima de pH para os microrganismos metanogênicos é de 6,6 a 7,4. Porém, é possível atingir a estabilidade do sistema com produção de metano em uma faixa de pH de 6,0 a 8,0 segundo Chernicharo (2007).

Na fase 2, com o aumento da percentagem de RV no afluente para 10% (em volume) e o aumento da quantidade de biochar para $0,83 \text{ g (L d)}^{-1}$ foram observados valores de pH próximos a 7,0, dos 42 a 57 dias de operação. A partir de 57 dias de operação, na fase 2, foi observado o decréscimo do pH e da alcalinidade parcial (AP) e total (AT), com o aumento da alcalinidade intermediária (AI) (Figura 4C), e dos AVT (Figura 5F), que ocorreu provavelmente em virtude do choque de carga provocado pelo aumento da demanda química de oxigênio (DQO_{total}) para valores próximos a 10.000 mg L^{-1} (Figura 6 A). O aumento do volume de resíduos vegetais e consequente aumento da DQO, pode induzir o desequilíbrio entre a acidogênese e a metanogênese do sistema anaeróbio (Wang *et al.*, 2021).

Com adição do calcário dolomítico, de 63 a 68 dias de operação dos reatores UASB, R1 e R2, foi observado novamente o aumento da AP e AT e a permanência do pH próximo a 7,0 no R1 e R2 até o final do experimento. A utilização do calcário se deu pelo seu potencial alcalinizante, com o intuito de evitar o desequilíbrio do sistema durante a aclimação dos microrganismos, necessária em virtude do aumento da percentagem de RV no afluente, mantendo-se também a recirculação como estratégia para que o sistema fosse capaz de tamponar os AVT que eram produzidos pelos microrganismos acidogênicos.

A capacidade de produção de biogás dos reatores UASB é importante para avaliar o desempenho, e o aumento do volume de resíduos vegetais é essencial durante a pesquisa. Contudo, o período de instabilidade que ocorre devido ao aumento da produção de ácidos voláteis até a aclimação dos microrganismos necessita de estratégias de recuperação da acidificação (Braga, 2010). Neste trabalho a estratégia utilizada foi a utilização do calcário dolomítico, que junto a aplicação do biochar e da recirculação, proporcionaram uma recuperação do sistema em seis dias. O reator continuou a ser operado e novos dados poderão ser obtidos em pesquisas futuras.

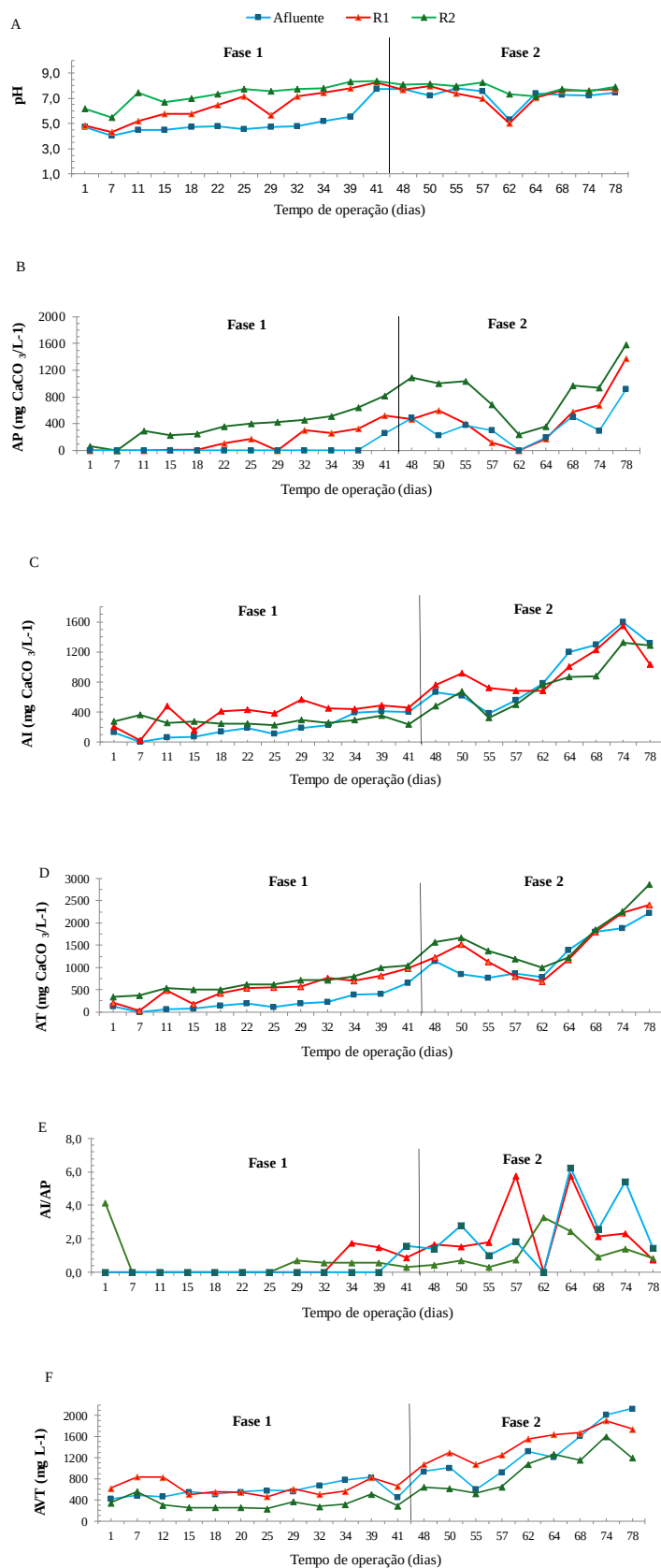


Figura 5. Valores de pH (A), AP (B), AI (C), AT (D), AI/AP (E) e AVT (F) do afluente e efluentes dos reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), R1 e R2, nas fases 1 e 2.

O aumento da DQO_{total} do afluente pode ter ocorrido em virtude das características dos tomates e bananas coletados. Como foi utilizado perdas de tomates e bananas de produtores, mercados e varejões, não se tinha controle das variedades e estádios de maturação. O teor de sólidos solúveis no fruto do tomateiro, além de ser uma característica genética da cultivar, é influenciado pela adubação, temperatura e irrigação e os valores médios sólidos solúveis dos frutos dos tomateiros utilizadas pela indústria é de 4,5 °Brix, mas em determinadas condições, valores próximos de 6,0 °Brix podem ser observadas (Silva e Giordano, 2000).

Foi observado um aumento nos valores médios de AT e AP do afluente para os efluentes do R1 e R2 (Tabela 4), indicando a capacidade de tamponamento dos reatores UASB, R1 e R2, e a importância dos reatores anaeróbios, em série. O aumento da alcalinidade no sistema durante a fase 2 pode estar relacionado com o aumento da quantidade de biochar utilizado. Esse acréscimo é importante para o sistema ocorrer de forma eficiente, aumentando o rendimento de metano. O aumento da alcalinidade do sistema de digestão anaeróbia utilizando resíduos vegetais com adição de biochar também ocorreu na pesquisa de Linville *et al.*, (2017). Os valores obtidos de AI/AP não estão dentro do recomendado por Ripley (1986), pois instrui que os valores de AI/AP devem ser inferiores a 0,3. No entanto, os autores estabeleceram esses valores para o tratamento de efluentes da avicultura. De acordo com Barros (2017), a relação AI/AP pode ter diferentes valores, dependendo do afluente e condições de estabilidade dos reatores anaeróbios.

Houve um aumento nos valores de AVT no afluente e efluentes dos reatores UASB, R1 e R2, na fase 2 (Figura 5F e Tabela 4). Esse acréscimo provavelmente ocorreu em virtude da percentagem de carga vegetal, pois o aumento de RV para 10% pode ter contribuído para o desenvolvimento dos microrganismos acidogênicos, que possuem rápido crescimento (Aquino; Chernicharo, 2005). Porém, os valores de AVT presentes no R2 se mantêm inferiores aos valores de AVT do afluente, apontando o consumo dos ácidos pelo sistema, para produção de metano pelos microrganismos metanogênicos (Aquino; Chernicharo, 2005) e a importância dos reatores UASB, em série.

O valor de AVT/AT no R1 e R2 foi de 1,2 e 1,0 e de 0,50 e 0,58, nas fases 1 e 2, respectivamente (Tabela 4). Valores inferiores a 0,8 que pode indicar inibição das arqueias metanogênicas (Zhao; Viraraghavan, 2004).

Tabela 4. Valor médio e coeficiente de variação (C.V) de AT, AP, AI, AI/AP, AVT e AVT/AT das fases 1 e 2, durante a operação dos reatores UASB.

Parâmetros		Fase 1	C.V (%)	Fase 2	C.V (%)
AT (mg L ⁻¹)	Afluente	214,1	86	1298,9	35
	R1	519,0	54	1440,8	35
	R2	647,4	34	1667,6	24
AP (mg L ⁻¹)	Afluente	21,2	346	366,0	45
	R1	142,3	123	549,2	9
	R2	370,9	61	878,3	37
AI (mg L ⁻¹)	Afluente	192,9	71	933,0	45
	R1	376,8	42	952,7	32
	R2	276,6	15	789,3	39
AI/AP	R1	0,3	189	1,7	86
	R2	0,6	206	0,9	85
AVT (mg L ⁻¹)	Afluente	570,7	22	1306,9	34
	R1	623,7	21	1466,9	20
	R2	327,4	31	969,0	40
AVT/AT	R1	1,2	227	1,0	43
	R2	0,5	31	0,5	40

C.V: coeficiente de variação; AT: alcalinidade total; AP: alcalinidade parcial; AI: alcalinidade intermediária; AI/AP: relação entre alcalinidade intermediária e alcalinidade parcial; AVT: ácidos voláteis totais; AVT/AT: relação entre ácidos voláteis totais e alcalinidade total.

5.2 Carga orgânica volumétrica, DQO e produção de metano.

As cargas orgânicas médias aplicadas no reator UASB (R1) e (R2) foram de 6,6 e 8,7 g DQOtotal (L d)⁻¹ e de 7,0 e 11,0 g DQOtotal (L d)⁻¹, nas fases 1 e 2, respectivamente (Tabela 5). O aumento médio da COV ocorreu, em virtude do aumento da percentagem de RV no afluente, de 7,5 para 10%, nas fases 1 e 2, respectivamente. Os valores da demanda química de oxigênio total (DQOtotal) e demanda química de oxigênio dissolvida (DQOdiss) diminuíram do afluente para o efluente dos reatores UASB, R1 e R2 (Figura 6A e 6B). Isso proporcionou eficiências médias de remoção de DQOtotal de 65 e 60% e de 73 e 58%, nas

fases 1 e 2, respectivamente (Tabela 5). Em virtude do aumento das COV no R1 e consequentemente dos ácidos voláteis totais na fase 2, houve o aumento da relação AI/AP, que refletiu nas menores remoções de DQO_{total}, DQO_{diss}, para o sistema R1+R2. Contudo, a média de remoção de DQO total atingiu percentagem satisfatória se comparado com os resultados obtidos no trabalho de Fonseca (2018), que obteve o valor médio de 73% de remoção de DQO utilizando co-digestão de esgoto sanitário com resíduos alimentares em UASB.

Tabela 5. Valor médio e coeficiente de variação (C.V) de COV, DQO total, DQO dissolvida, PVM e PEM das fases 1 e 2, durante a operação dos reatores UASB.

Parâmetros		Fase 1	C.V (%)	Fase 2	C.V (%)
COV (g DQO _{total} (L d) ⁻¹)	R1	6,60	24	8,70	20
	R2	7,00	43	11,00	24
DQO _{total} (mg L ⁻¹)	Afluente	6624	24	8664	20
	R1	3223	43	5042	24
	R2	2278	52	3491	43
Remoção (%)	R1+R2	65	28	60	30
DQO _{diss} (mg L ⁻¹)	Afluente	4295	30	3960	26
	R1	2011	28	2185	54
	R2	1396	49	1765	53
Remoção (%)	R1+R2	73	14	58	32
PVM (L CH ₄ (L d) ⁻¹)	R1	0,35	35	0,36	21
	R2	0,43	28	0,54	14
	R1+R2	0,37	24	0,41	17
CH ₄ (%)	R1	38,50	18	39,50	5
	R2	47,90	13	48,10	7
PEM (L CH ₄ (g DQO removida) ⁻¹)	R1	0,14	102	0,07	115
	R2	0,12	48	0,18	163
	R1+R2	0,16	56	0,10	117

C.V: coeficiente de variação; COV: carga orgânica volumétrica; DQO total: demanda química de oxigênio total; DQO_{diss}: demanda química de oxigênio dissolvida; PVM: produção volumétrica de metano; PEM: produção específica de metano.

A produção específica de metano média, nas condições normais de temperatura e pressão (CNTP) foi de 0,16 e 0,10 L CH₄ (g DQOremovida)⁻¹ para os reatores UASB, R1+R2 (Tabela 5), o que corresponde a aproximadamente 45 e 28% do rendimento teórico de metano, respectivamente, que é 0,35 L CH₄ (gDQOremovida)⁻¹ (McCarty, 1964).

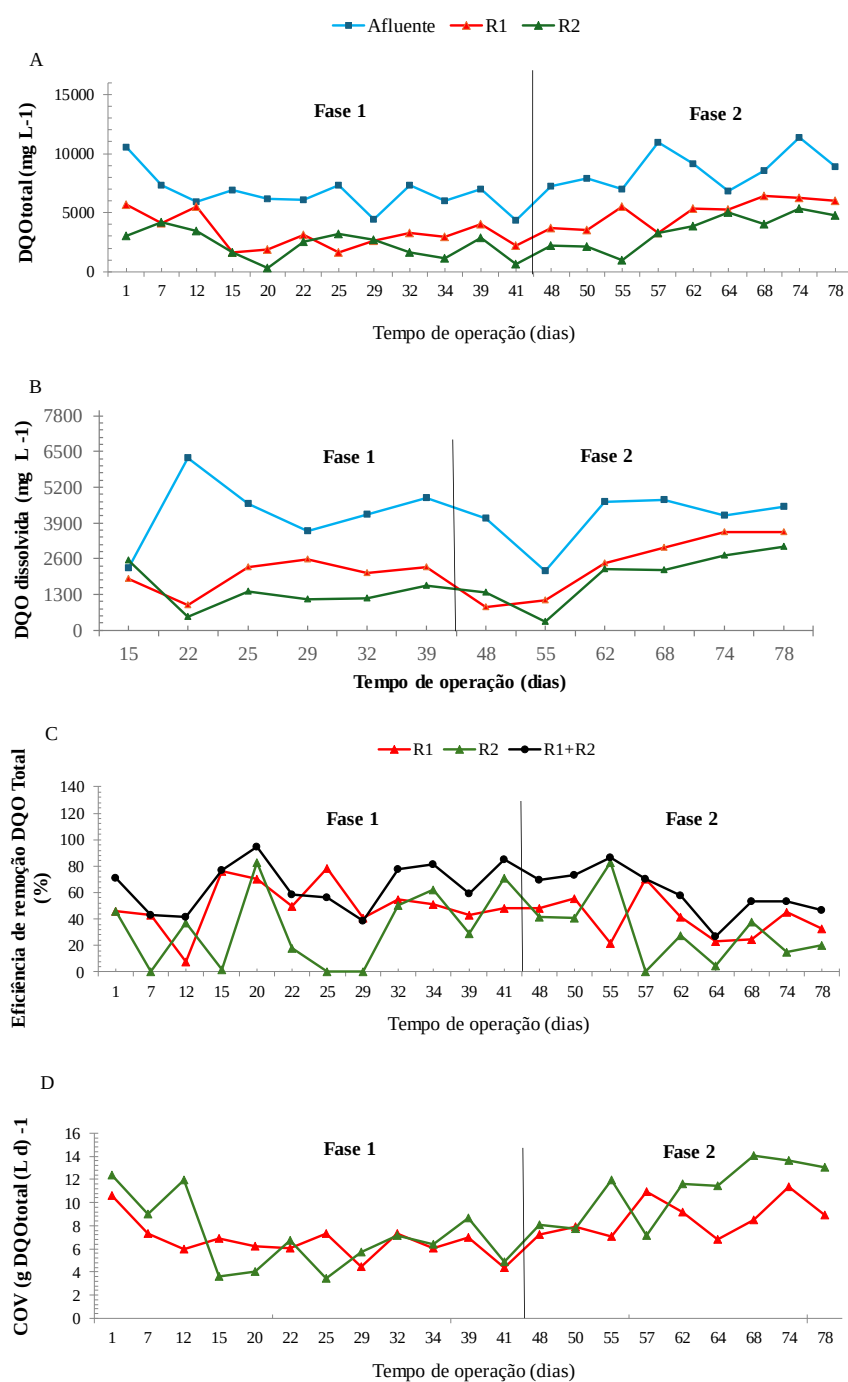


Figura 6. Valores de DQO total (A), DQO dissolvida (B), eficiência de remoção de DQO total (C) e percentagem de carga orgânica volumétrica (COV)(D), nas fases 1 e 2.

Foi observado um aumento no teor de metano (em %) referente ao biogás produzido na fase 2. Durante a fase 1, no R1 e R2, a percentagem de metano no biogás foi de 38,5% e 47,9%, respectivamente. Na fase 2 no R1 e R2 os valores médios de metano no biogás foram de 39,5% e 48,1%, respectivamente.

As produções volumétricas de metano (PVM) foram similares no R1, nas fases 1 e 2, mesmo com o aumento da COV (Tabela 5). Esperava-se com o aumento da COV, também o aumento das PVM, mas isso não ocorreu em virtude do aumento dos AVT, no R1 e R2, na fase 2. Nas fases 1 e 2, a PVM no R2 foi superior ao R1, indicando a acidogênese no primeiro estágio (R1) e a metanogênese no segundo estágio (R2) (Figura 7 A).

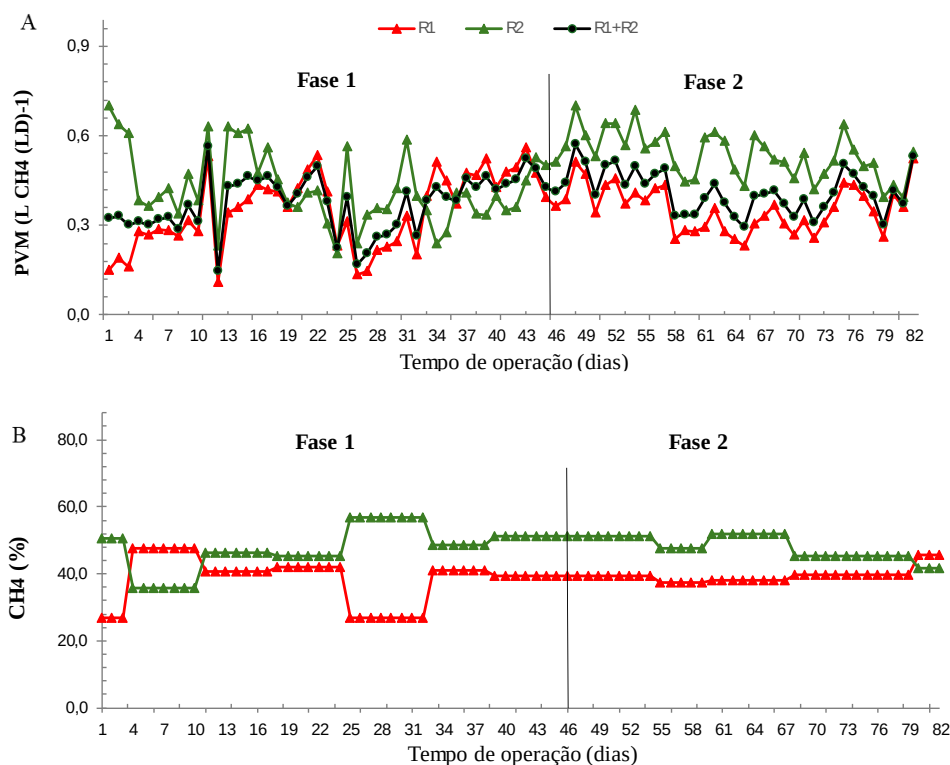


Figura 7. Valores de produção volumétrica de metano (PVM) (A) e percentagem de metano no biogás (%CH₄) (B) nos reatores UASB, nas fases 1 e 2.

Para o R1+R2, a PVM média foi de 0,37 e 0,41 L CH₄ (L d)⁻¹, nas fases 1 e 2, respectivamente. Esses valores, embora com as instabilidades observadas, quanto aos valores de AVT e AP, foram superiores às observadas por Adames (2017), tratando RV compostos por bananas e tomates, na proporção de 10% de RV (em volume). O autor aplicou COV de 5,5 g DQO total (L d)⁻¹, codigerindo RV e esgoto sanitário e observou PVM de 0,243 L CH₄ (L d)⁻¹, para dois reatores anaeróbios horizontais com leito fixo, em série. Isso indica que os reatores UASB podem proporcionar uma melhor recuperação do biogás, embora os reatores

horizontais permitam melhor estabilidade do sistema, quanto à produção de ácidos e alcalinidade.

Durante a fase 2, o afluente foi suplementado com $0,83 \text{ g (L d)}^{-1}$ de biochar, podendo ter contribuído com o acréscimo da produção de metano, se considerarmos o trabalho de Aktur e Demirer (2020), no qual indicaram um melhor rendimento de CH_4 com o uso do biochar. Kumar *et al.* (2021) concluíram que a suplementação com biochar é promissor para o aumento da produção de metano na digestão anaeróbia com resíduos vegetais. Segundo Shanmugam *et al.* (2018) e Fagbohunge *et al.* (2016) a fase de latência dos reatores de digestão anaeróbia pode ser significativamente reduzida com o uso do biochar.

5.3 Nitrogênio amoniacal e ortofosfato

A disponibilidade de nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo, é um fator importante para o sucesso do processo de digestão anaeróbia, que conta com microrganismos que dependem desses nutrientes para realizar suas funções biológicas (Romero-Güiza *et al.*, 2016; Bougrier *et al.*, 2018; Zhang; Loh, 2019).

Foi observado um aumento da concentração de nitrogênio amoniacal durante a fase 2, como indicado na Tabela 7.

Tabela 7. Valor médio e coeficiente de variação (C.V) de nitrogênio amoniacal (N-am) e ortofosfato durante a operação dos reatores UASB (R1 e R2), nas fases 1 e 2.

Parâmetros		Fase 1	C.V (%)	Fase 2	C.V (%)
N-am. (mg L ⁻¹)	Afluente	50,3	49	117,0	28
	R1	82,4	31	142,6	16
	R2	80,5	34	143,9	14
Orto. (mg L ⁻¹)	Afluente	9,9	71	10,5	55
	R1	6,6	39	11,8	61
	R2	9,8	55	8,4	48

C.V: coeficiente de variação; N.am.: nitrogênio amoniacal; Orto.: ortofosfato.

O acréscimo de nitrogênio amoniacal possivelmente ocorreu em virtude do aumento da COV e da decomposição do nitrogênio orgânico presente na

matéria orgânica pelas bactérias decompositoras (Leininger *et al.*, 2006).

O estudo desenvolvido por Kayhanian (1994) em um reator anaeróbio de escala piloto verificou toxicidade para os microrganismos com valores de nitrogênio amoniacal superiores a 1.500 mg L^{-1} , que pode limitar as bactérias metanogênicas. Contudo, o valor máximo de nitrogênio amoniacal obtido na fase 1, foi de 126 e 125 mg L^{-1} no R1 e R2, respectivamente (Figura 8A).

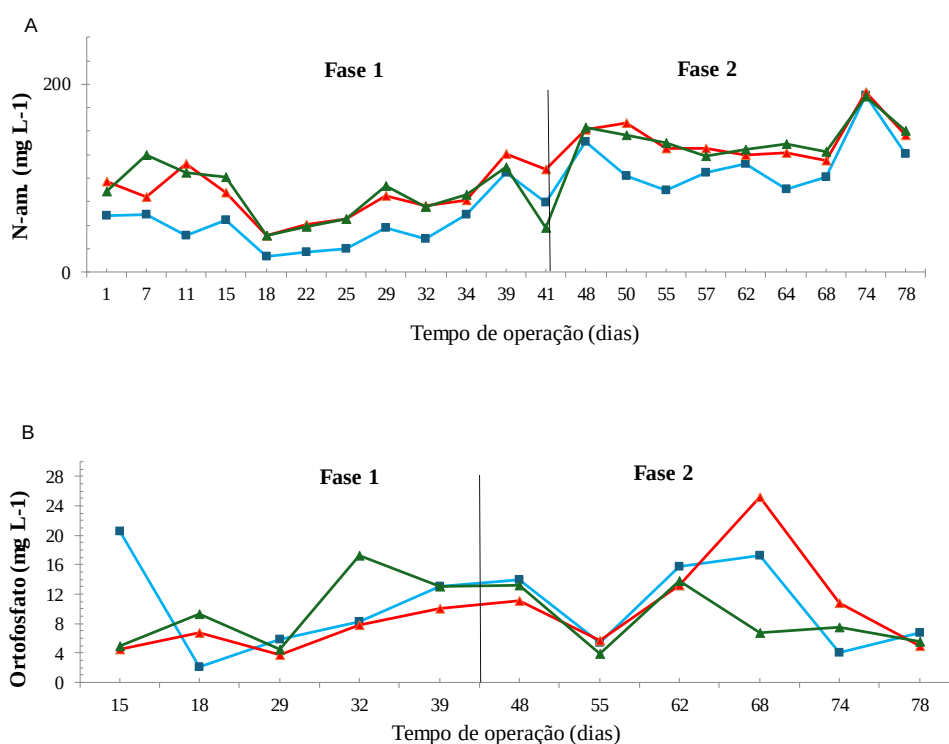


Figura 8. Valores de nitrogênio amoniacal (N-am.) (A) e Ortófosfato (B), nos reatores UASB, R1 e R2, nas fases 1 e 2.

Na fase 2, o valor máximo obtido foi de 191,4 e 187,5 mg L^{-1} no R1 e R2, respectivamente, indicando que a concentração de nitrogênio amoniacal existente nos reatores não promoveu toxicidade para os microrganismos metanogênicos em ambas as fases.

O fósforo presente no sistema, na forma de ortofosfato, apresentou concentrações maiores no afluente, em relação ao R2 em ambas as fases. Esse decréscimo da concentração de ortofosfato no efluente indica que está ocorrendo a remoção do fósforo presente no sistema. Na fase 2, nota-se que

houve redução ainda maior se comparada à fase 1. Isso ocorreu possivelmente pela adição de calcário dolomítico como alcalinizante, que pode ter contribuído para a remoção do fósforo, pois o pH é uma característica importante para esse processo. O uso do calcário como estratégia de recuperação da acidificação de reatores de digestão anaeróbia é uma prática relativamente barata e contribui para a remoção de fósforo, que é interessante para a obtenção de um efluente de melhor qualidade, sendo menos poluente (Antes; Bortoli; Kunz, 2019).

6. CONCLUSÃO

A crescente demanda por uma produção de energia renovável que minimize os impactos ambientais, proporciona uma evidente oportunidade para a digestão anaeróbia, tendo em vista a necessidade de gerenciamento do montante de resíduos vegetais que são gerados anualmente. Os reatores UASB apresentam vantagens operacionais e eficiência na produção de metano. A utilização de resíduos vegetais compostos por bananas e tomates, na proporção de 7,6 e 10% (em volume do afluente) suplementados com biochar das cascas das bananas, permitiram remoções médias de DQO_{total} de 65 e 60% e a obtenção de produções volumétricas de metano de 0,37 e 0,41 L CH_4 (L d)⁻¹, para os reatores UASB, em série (R1+R2), respectivamente. Durante a fase 1, e 2, no R1 e R2, a percentagem de metano no biogás foram de 38,5 e 47,9%, e de 39,5 e 48,1%, respectivamente.

A suplementação do afluente com biochar possivelmente auxiliou o aumento da alcalinidade na fase 2. O uso do biochar das cascas de bananas e do recirculado como estratégia de estabilizar o sistema possibilita a redução de resíduos gerados pelo processo operacional, trazendo benefícios para a digestão de forma sustentável. Dessa forma, a adição de biochar oferece um horizonte promissor para futuros estudos sobre digestão anaeróbia para produção de biogás. O calcário dolomítico proporcionou a recuperação da acidificação do sistema no decorrer de 6 dias, aumentando o pH e a alcalinidade. Também pode ter auxiliado na remoção de fósforo do efluente, contribuindo para a geração de um efluente menos poluente para o meio ambiente.

Recomenda-se para pesquisas futuras o monitoramento de reatores UASB por um maior período de operação, para estabelecer se o biochar, a recirculação e o calcário dolomítico, como estratégia de recuperação, podem estabilizar o sistema, principalmente se submetido ao aumento de COV.

REFERÊNCIAS

ABRAS. **Pesquisa de eficiência operacional**. 2024. Disponível em: <https://www.abras.com.br/economia-e-pesquisa/pesquisa-de-eficiencia-operacional/pesquisa-2024>.

ADAMES, L. V. **Co-digestão anaeróbia de resíduos vegetais e leite fixo e alta taxa co-digestão anaeróbia de resíduos vegetais e leite fixo e alta taxa**. Dissertação do Programa de pós-graduação em Microbiologia Agropecuária [s.l.] Universidade Estadual Paulista, Campus de Jaboticabal, 2017.

ALMEIDA, E. I. B. *et al.* **Perdas pós-colheita de frutas e hortaliças no Maranhão: estimativas, causas, impactos e soluções**. São Luís: EDUFMA, 2020.

ALMEIDA, J. N. S.; RIZZATTO, M. L. Biogás de vinhaça: uma revisão. **Scientific Electronic Archives**, [s.l.], v. 15, n. 6, 2022.

ANTES, F.G; BORTOLI, M; KUNZ, A. Tratamento do digestato: Remoção de fósforo. *In*: KUNZ, A; STEINMETZ, R. L. R; AMARAL, A. C do. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Embrapa, 2019. Capítulo VII.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21st ed. Washington: American Public Health Association, 2005.

AQUINO, S. F. de; CHERNICHARO, C. A. L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.l.], v. 10, p. 152-161, 2005.

ARELLI, Vijayalakshmi *et al.* Significance of pretreatment in enhancing the performance of dry anaerobic digestion of food waste: an insight on full scale implementation strategy with theoretical analogy. **Processes**, [s.l.] v. 8, n. 09, p. 1018, 2020.

BARRERA, Ernesto L. *et al.* A comparative assessment of anaerobic digestion power plants as alternative to lagoons for vinasse treatment: life cycle assessment and exergy analysis. **Journal of Cleaner Production**, Ghent, v. 113, p. 459-471, 2016.

BARROS, Valciney Gomes de *et al.* 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**, Jaboticabal, v. 244, p. 371-381, 2017.

BOE, Kanokwan *et al.* State indicators for monitoring the anaerobic digestion process. **Water research**, [s.l.], v. 44, n. 20, p. 5973-5980, 2010.

BOUGRIER, Claire *et al.* Use of trace elements addition for anaerobic digestion of brewer's spent grains. **Journal of Environmental Management**. [s.l.], v. 223, p. 101-107, 2018.

BRAGA, A. F. M. **Desenvolvimento de reator anaeróbio para tratamento de efluentes de rápida acidificação**. 2010. Dissertação Mestrado Tecnologias Ambientais – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2010

CAMPOS, L. R.; MELHEM, L. C. **Mensuração do desperdício de Frutas, Legumes e Verduras em um varejo de pequeno porte**. Rio de Janeiro, 2022. Trabalho de Conclusão de Curso - Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.

CANGUSSU, L. B.; FRONZA, P.; CAVALCANTI, W. M. Pós ricos em fibras oriundos de subprodutos de resíduos de frutos tropicais: um levantamento bibliográfico sobre seus compostos bioativos. **Research, Society and Development**, [s.l.] v. 9, n. 9, p. e80996803, 2020.

CANAL RURAL. **Tomate industrial deve recuperar 10% da produção após perdas por chuvas e pragas**. Disponível em: <https://www.canalrural.com.br/agricultura/tomate-industrial-deve-recuperar-10-da-producao-apos-perdas-por-chuvas-e-pragas/#:~:text=%C3%81rea%20de%20tomate%20em%202024,realizado%20pela%20associa%C3%A7%C3%A3o%20em%20outubro> . Acesso em 08/12/24.

CENCI et al., Manual de perdas pós-colheita em frutos e hortaliças. Documento 27. Embrapa. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/415584/1/1997DOC0027.pdf>>. Acesso em: 09/12/24.

CIBILOGÁS, CI de ER-B. Panorama do Biogás no Brasil 2021. **CIBiogás (Brasil) Relatório Técnico**, n. 001, 2022. Disponível em: <https://cibiogas.org/wp-content/uploads/2022/04/NT-PANORAMA-DO-BIOGAS-NO-BRASIL-2021.pdf> Acesso em: 21 nov. 2024

COELHO, S.; GARCILASSO, V. P.; FERRAZ JUNIOR, A. D. N.; SANTOS, M. M. dos; JOPPERT, C. L. **Tecnologia de produção e uso de biogás e biometano**. São Paulo: IEE - USP, 2018. Disponível em: <https://gbio.webhostusp.sti.usp.br/sites/default/files/anexosnoticias/livro-tecnologias-producao-uso-biogas-biometano.pdf>. Acesso em: 20 nov.2024.

COELHO, S. T. *et al.* Geração de eletricidade a partir de biomassa no Brasil: situação atual, perspectivas e barreiras. In: MOREIRA, José Roberto Simões (Org.). **Energias renováveis, geração distribuída e eficiência energética. 2. ed.** Rio de Janeiro: LTC, 2017. p.393.

CHEN, M. *et al.* Methane production and characteristics of the microbial community in the co-digestion of potato pulp waste and dairy manure amended with biochar. **Renewable energy**, [s.l.], v. 163, p. 357–367, 2020.

CHEN, P. *et al.* Optimal deployment of thermal hydrolysis and anaerobic digestion to maximize net energy output based on sewage sludge characteristics. **Water research**, [s.l.], v. 247, n. 120767, p. 120767, 2023.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** Anaerobic Reactors: Principles of Biological Wastewater Treatment. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2007.

CORDEIRO, N. K. *et al.* GESTÃO DE RESÍDUOS AGRÍCOLAS COMO FORMA DE REDUÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS. **Revista de Ciências Ambientais**, Canoas, v. 14, n. 2, p. 23-34, 2020.

COSTA, A. S. V. Da *et al.* Caracterização da produção de cachaça em Minas Gerais e o potencial de geração de biogás a partir da vinhaça. **Revista Brasileira de Energia**, [s.l.] v. 27, n. 4, 2021.

CUDJOE, D.; HAN, M. S.; NANDIWARDHANA, A. P. Electricity generation using biogas from organic fraction of municipal solid waste generated in provinces of China: Techno-economic and environmental impact analysis. **Fuel processing technology**, [s.l.], v. 203, n. 106381, p. 106381, 2020.

CUDJOE, D. *et al.* Forecasting the potential and economic feasibility of power generation using biogas from food waste in Ghana: Evidence from Accra and Kumasi. **Energy**, [s.l.], v. 226, n. 120342, p. 120342, 2021.

DA SILVA, E. M. *et al.* Influência de indicadores físico-químicos na biodegradação e na fitotoxicidade de resíduos sólidos orgânicos. **Revista DAE**, [s.l.], v. 70, n. 236, p. 79–92, 2022.

DAUD, M. K. *et al.* Review of upflow anaerobic sludge blanket reactor technology: effect of different parameters and developments for domestic wastewater treatment. **Journal of Chemistry**, [s.l.] v. 2018, n. 1, p.1-13, 2018.

DILALLO, R.; ALBERTSON, O. E. Volatile acids by direct titration. **Journal Water Pollution Control Federation**. [s.l.] v.33, n.4 p.356–365, 1961.

DUDA, R. M; OLIVEIRA, R. A de. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador. **Engenharia sanitária e ambiental**, Jaboticabal, v. 16, p. 91-100, 2011.

FAGBOHUNGBE, M.O *et al.* Impact of biochar on the anaerobic digestion of citrus peel waste. **Bioresource Technology**. [s.l.], v. 216, p. 142-149, 2016.

FAGBOHUNGBE, M. O *et al.* The challenges of anaerobic digestion and the role of biochar in optimizing anaerobic digestion. [s.l.], **Waste management**, v. 61, p. 236-249, 2016b.

FARIAS, F. A. *et al.* **Economia circular em geradoras de energia renovável: uma revisão da literatura**. In: XLIII Encontro Nacional de Engenharia de Produção. 2023. Fortaleza, Ceará, Brasil.

FEI, Xionghui *et al.* Enhancement effect of ionizing radiation pretreatment on biogas production from anaerobic fermentation of food waste. **Radiation Physics and Chemistry**, [s.l.], v. 168, p. 108534, 2020.

FERRAZ JUNIOR, A. D. N. *et al.* Advancing anaerobic digestion of sugarcane vinasse: Current development, struggles and future trends on production and end-uses of biogas in Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, São Paulo, v. 157, p. 112045, 2022.

FERREIRA, B. S. **Economia circular para energias renováveis a partir do biogás: uma análise da transição para sustentabilidade**. 2020. Dissertação (Mestrado) – Universidade Positivo, Programa de Pós-graduação em Administração, 2020.

FONSECA, L. R. da. **Avaliação técnica e econômica da co-digestão de esgoto sanitário com resíduos alimentares em uma estação de tratamento**. 2018. Tese (Mestrado) – Universidade Federal Fluminense, Volta Redonda, 2018.

HAN, J. *et al.* Climate variability and food waste treatment: Analysis for bioenergy sustainability. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 160, [s.l.], v.160, p. 112336, 2022.

HU, J. *et al.* Using a strong chemical oxidant, potassium ferrate (K₂FeO₄), in waste activated sludge treatment: A review. **Environmental research**, [s.l.], v. 188, p. 109764, 2020.

IBGE. **Produção agropecuária**. 2023. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/explica/producao-agropecuaria/banana/br>

Acesso em: 07 dez. 2024

INMET. **Balanço de São Paulo (SP) em dezembro de 2023**. 2023. Disponível em: https://portal.inmet.gov.br/uploads/notastecnicas/BOLETIM-SP_CAPITAL_DEZEMBRO_2023_acs5.pdf

JACOBI, P. R.; BESEN, G. R. Gestão de resíduos sólidos em São Paulo: desafios da sustentabilidade. **Estudos Avançados**, [s./l.], v. 25, n. 71, p. 135–158, 2011.

JESUS, G. M. K.; JUGEND, D. How can open innovation contribute to circular economy adoption? Insights from a literature review. **European journal of innovation management**, [s./l.], v. 26, n. 1, p. 65–98, 2021.

Jenkins S. R., Morgan J. M., Sawyer R. C. L., 1983. **Measuring anaerobic sludge digestion and growth by a simple alkalimetric titration**. Water Pollution Control Federation. 55 (5), 448-453.

JESWANI, H. K.; FIGUEROA-TORRES, G.; AZAPAGIC, A. The extent of food waste generation in the UK and its environmental impacts. **Sustainable production and consumption**, Manchester, v. 26, p. 532–547, 2021.

KAYHANIAN, M. Performance of a high-solids anaerobic digestion process under various ammonia concentrations. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, [s./l.], v. 59, n. 4, p. 349-352, 1994.

KHAN, A. A. *et al.* Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review. **Resources, conservation, and recycling**, [s./l.], v. 55, p. 1232–1251, 2011.

KORHONEN, J.; HONKASALO, A.; SEPPÄLÄ, J. Circular Economy: The Concept and its Limitations. **Ecological Economics**, Stockholm, v. 143, p. 37–46, 2018.

KUMAR, M. *et al.* Critical review on biochar-supported catalysts for pollutant degradation and sustainable biorefinery. **Advanced Sustainable Systems**. [s./l.], v. 4, n.10, p. 1900149, 2020.

KUMAR, M. *et al.* A critical review on biochar for enhancing biogas production from anaerobic digestion of food waste and sludge. **Journal of cleaner production**, [s./l.], v. 305, p. 127143, 2021.

LEININGER, A.; REN, Z. J. Circular utilization of food waste to biochar enhances thermophilic co-digestion performance. [s./l.], **Bioresource technology**, v. 332, n. 125130, p. 125130, 2021.

LEININGER, S.; URICH, T.; SCHLOTER, M., SCHWARK, L.; QI, J.; NICOL, G. W.; PROSSER, J. I.; SCHUSTER, S. C.; SCHLEPER, C. Archaea predominate among ammonia-oxidizing prokaryotes in soils. *Nature*, [s.l.], v. 422, n. 7104, p. 806-809, 2006.

LEMOS, G. L.; CARDOSO, M. F. O.; COSTA, H. K. M de. Biogás e biometano no Brasil: panorama e perspectivas. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 63, p. 464-485, 2024.

LI, L. *et al.* Anaerobic digestion of food waste: A review focusing on process stability. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 248, p. 20-28, 2018.

LI, Qian *et al.* Biochar assisted thermophilic co-digestion of food waste and waste activated sludge under high feedstock to seed sludge ratio in batch experiment. **Bioresource technology**, [s.l.], v. 249, p. 1009-1016, 2018b.

LIMA, Eder C. *et al.* Removal of emerging contaminants from the environment by adsorption. **Ecotoxicology and environmental safety**, [s.l.], v. 150, p. 1-17, 2018.

LIMA, Vivian de O. *et al.* Anaerobic digestion of vinasse and water treatment plant sludge increases methane production and stability of UASB reactors. **Journal of Environmental Management**, Jaboticabal, v. 327, p. 116451, 2023.

LINVILLE, J. L. *et al.* In-situ biogas upgrading during anaerobic digestion of food waste amended with walnut shell biochar at bench scale. **Waste Management & Research**, [s.l.], v. 35, n. 6, p. 669-679, 2017.

LINYI, C. *et al.* Enhancing degradation and biogas production during anaerobic digestion of food waste using alkali pretreatment. **Environmental research**, [s.l.], v. 188, p. 109743, 2020.

LI, Y. *et al.* Effects of thermal pretreatment on degradation kinetics of organics during kitchen waste anaerobic digestion. **Energy**, [s.l.], v. 118, p. 377–386, 2017.

MAINARDIS, M.; BUTTAZZONI, M.; GOI, D. Up-flow anaerobic sludge blanket (Uasb) technology for energy recovery: A review on state-of-the-art and recent technological advances. **Bioengineering**, v. 7, n. 2, 2020.

MAIONE, N. R. *et al.* Efeito da temperatura e do tempo no pré-tratamento hidrotérmico do bagaço de malte. **Brazilian Journal of Development**, Curitiba, v. 5, n. 9, p. 15229–15235, 2019.

MAZARELI, Raissa C. S da *et al.* Anaerobic co-digestion of vegetable waste and swine wastewater in high-rate horizontal reactors with fixed bed. **Waste management**, Jaboticabal, v. 52, p. 112-121, 2016.

MA, Y; LIU, Y. Turning food waste to energy and resources towards a great environmental and economic sustainability: An innovative integrated biological approach. **Biotechnology advances**, [s.l.], v. 37, n. 7, p. 107414, 2019.

MCCARTY, Perry L. Anaerobic waste treatment fundamentals. **Public works**, [s.l.], v. 95, n. 9, p. 107-112, 1964.

MENDITI, A. C. C *et al.* Perdas pós-colheita de frutas e hortaliças na região de bom Jesus do itabapoana. **Mostra do Conhecimento-Campus Bom Jesus do Itabapoana**, [s.l.], v. 8, n.2, p. 536-540, 2020.

MENG, X *et al.* Food waste anaerobic biogas slurry as fertilizer: Potential salinization on different soil layer and effect on rhizobacteria community. **Waste management**, [s.l.], v. 144, p. 490–501, 2022.

MIGUEL, A. A, PASCHOALATO, C. F. P. R, NOVAES, L. F. Proposição de reuso da água residuária de uma usina sucroalcooleira situada no interior de São Paulo. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica**, [s.l.], v. 13, n. 3, p. 822-834, 2020.

MIRMOHAMADSADEGHI, Safoora *et al.* Biogas production from food wastes: A review on recent developments and future perspectives. **Bioresource Technology Reports**, [s.l.], v. 7, p. 100202, 2019.

MONTANARELLA, Luca; LUGATO, Emanuele. The application of biochar in the EU: challenges and opportunities. **Agronomy**. [s.l.], v. 3, n. 2, p. 462-473, 2013.

NAÇÕES UNIDAS BRASIL. **Sobre o nosso trabalho para alcançar os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável no Brasil**. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>. Acesso em: 23 set. 2024.

OLIVEIRA R. A de, Vazoller R. F, Foresti E. Sludge bed characteristics of UASB reactors: growth, activity, microbial structure and chemical composition of granules. In: 8th INTERNATIONAL CONFERENCE ON ANAEROBIC DIGESTION. 1997, p.524–531.

PAN, S. Y. *et al.* Anaerobic co-digestion of agricultural wastes toward circular bioeconomy. **iScience**, v. 24, n. 7, p. 102704, 2021.

PAVI, S. *et al.* Biogas production from co-digestion of organic fraction of municipal solid waste and fruit and vegetable waste. **Bioresource Technology**, v. 228, p. 362–367, 2017.

PARSAEE, M.; KIANI DEH KIANI, M.; KARIMI, K. A review of biogas production from sugarcane vinasse. **Biomass & bioenergy**, [s.l.], v. 122, p. 117–125, 2019.

PASSINI, A. F. C *et al.* A importância do uso consciente e eficiente da energia elétrica em residências. **Engenharia Urbana em Debate**, [s.l.], v.2, p. 36–50, 2021.

PAULO, P. L.; VILLA, G.; VAN LIER, J. B.; LETTINGA, G. The Anaerobic Conversion of Methanol under Thermophilic Conditions: pH and Bicarbonate Dependence. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, [s.l.], v. 96, n. 3, p. 213–218, 2003.

PEREIRA, F. T *et al.* Estudo da geração de energia elétrica de biogás a partir da vinhaça de uma usina de cana de açúcar. **Engenharia Urbana em Debate**, v. 1, n. 1, p. 58–74, 2020.

PORTAL EMBRAPA. **Adubação – Resíduos alternativos**. 2022. Disponível em: <https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/cultivos/cana/producao/correcao-e-adubacao/diagnose-das-necessidades-nutricionais/recomendacao-de-correcao-e-adubacao/adubacao-residuos-alternativos>. Acesso em: 28 jul. 2024.

QIU, Larry *et al.* A review on biochar-mediated anaerobic digestion with enhanced methane recovery. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s.l.], v. 115, p. 109373, 2019.

RIPLEY, L.E.; BOYLE, W.C.; CONVERSE, J.C. Improved Alkalimetric Monitoring for Anaerobic Digestion of High-Strength Wastes. *Journal Water Pollution Control Federation*, [s.l.], v.48, p.406-411, 1986.

ROMERO-GÜIZA, M.S *et al.* The role of additives on anaerobic digestion: a review. **Renewable Sustainable Energy Reviews**. [s.l.], v. 58, p.1486–1499, 2016.

ROOPNARAIN, A *et al.* Unravelling the anaerobic digestion ‘black box’: Biotechnological approaches for process optimization. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s.l.], v. 152, p. 111717, 2021.

SANTOS, K. L. DOS *et al.* Perdas e desperdícios de alimentos: reflexões sobre o atual cenário brasileiro. **Brazilian journal of food technology**, [s.l.], v. 23, p. e2019134, 2020.

SANTANA A. M., OLIVEIRA R. A., 2005. **Desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura**. *Engenharia Agrícola*. 25, 817-830.

SELLA, C. F *et al.* Can different inoculum sources influence the biodegradation of sulfamethoxazole antibiotic during anaerobic digestion?. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 39, n. 1, p. 35-46, 2021.

SILVA, M da. *et al.* Aproveitamento da vinhaça residual da produção do etanol para geração de biogás. **RETEC-Revista de Tecnologias**, Ourinhos, v. 12, n. 2, p. 17-25, 2019.

SILVA M. R. C *et al.* Anaerobic co-digestion of vegetable waste and swine wastewater in high-rate horizontal reactors with fixed bed. **Waste management**, [s.l.], v. 52, p. 112-121, 2016.

SILVA, J. B. C; GIORDANO, L. B. Tomate para processamento industrial. Brasília: Embrapa Hortaliças. 2000.

SONG, J. *et al.* Coupling biochar with anaerobic digestion in a circular economy perspective: A promising way to promote sustainable energy, environment and agriculture development in China. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s.l.], v. 144, p. 110973, 2021.

SUAREZ, E. *et al.* Energy recovery from food waste and garden and park waste: Anaerobic co-digestion versus hydrothermal treatment and anaerobic co-digestion. **Chemosphere**, v. 297, p. 134223, 2022.

SHANMUGAM, S. R *et al.* Effect of bio-char on methane generation from glucose and aqueous phase of algae liquefaction using mixed anaerobic cultures. **Biomass Bioenergy**. [s.l.], v.108, p. 479-486, 2018.

TANG, S. *et al.* The role of biochar to enhance anaerobic digestion: a review. **Journal of Renewable Materials**, [s.l.], v. 8, n. 9, p. 1033-1052, 2020.

THAKUR, I. S *et al.* Sequestration and utilization of carbon dioxide by chemical and biological methods for biofuels and biomaterials by chemoautotrophs: opportunities and challenges. **Bioresource technology**, [s.l.], v. 256, p. 478-490, 2018.

TRIPATHI, Manoj; SAHU, Jaya Narayan; GANESAN, P. Effect of process parameters on production of biochar from biomass waste through pyrolysis: A review. **Renewable and sustainable energy reviews**, [s.l.], v. 55, p. 467-481, 2016.

VALENTE, A. M *et al.* Pré-hidrólise enzimática da gordura de efluente da indústria de pescado objetivando o aumento da produção de metano. **Food Science and Technology**, [s.l.], v. 30, p. 483-488, 2010.

VAN HAANDEL, A. C. Influence of the digested COD concentration on the alkalinity requirement in anaerobic digesters. **Water Science and Technology**. London, v.30, p.23–34, 1994.

VIEIRA, A. T. O *et al.* Physical-mechanical properties of briquettes produced from charcoal fines and waste of Pinus spp. **Floresta**, v. 48, n. 4, p. 513-522, 2018

WANG, Ning *et al.* Research progress on sorption of organic contaminants to biochar. **Environmental Chemistry**, [s.l.], v. 31, n. 3, p. 287-295, 2012.

WANG, C. *et al.* Biochar facilitates rapid restoration of methanogenesis by enhancing direct interspecies electron transfer after high organic loading shock. **Bioresource Technology**, v. 320, n. 866, 2021.

YIN, Y. *et al.* Enzymatic pretreatment of activated sludge, food waste and their mixture for enhanced bioenergy recovery and waste volume reduction via anaerobic digestion. **Applied Energy**, [s.l.], v. 179, p. 1131-1137, 2016.

ZHAO, H. W.; VIRARAGHAVAN, T. Analysis of the performance of an anaerobic digestion system at the Regina wastewater treatment plant. **Bioresource Technology**, v. 95, n. 3, p. 301–307, 2004.

ZHANG, J. *et al.* Assessment and optimization of a decentralized food-waste-to-energy system with anaerobic digestion and CHP for energy utilization. **Energy Conversion and Management**, v. 228, p. 113654, 2021.

ZHANG, L.; LOH, Kai-Chee. Synergistic effect of activated carbon and encapsulated trace element additive on methane production from anaerobic digestion of food wastes–Enhanced operation stability and balanced trace nutrition. **Bioresource Technology**. [s.l.], v. 278, p. 108–115, 2019.

ZHANG, Lu; SUN, Xiangyang. Changes in physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage co-composting of green waste with spent mushroom compost and biochar. **Bioresource technology**, [s.l.], v. 171, p. 274-284, 2014.

ZANON P. I. *et al.* Uma breve revisão sobre a indústria sucroalcooleira Brasil com enfoque no potencial de geração de energia. **Revista Brasileira de Energia**, [s.l.], v. 25, n. 2, 2019.