

MODELOS DE NEGÓCIOS

VOLUME 1

PARA O APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DE
RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS



Volume 1

Modelos de Negócios

*Para o aproveitamento energético
de resíduos agropecuários e agroindustriais*

Créditos foto da capa: Fábrica de biogás alemã Schleswig-Holstein

Universidade de São Paulo

Reitor: Carlos Gilberto Carlotti Junior

Vice-reitora: Maria Arminda do Nascimento Arruda

Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo

Diretor: Prof. Dr. Roberto Zilles

Vice-diretor: Prof. Dr. Tércio Ambrizzi

FICHA CATALOGRÁFICA

M691	<p>Modelos de negócios para o aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais. [recurso eletrônico] organização Suani Teixeira Coelho; autores, Fabio Rubens Soares ... [et al.]. --São Paulo: Editor IEE-USP, 2023. v.1: il. 30cm. – (Projeto: Sistemas de Energia do Futuro III. Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais)</p> <p>ISBN 978-65-88109-19-9 DOI 10.11606/9786588109199</p> <p>1.Resíduos agropecuários. 2. Recursos energéticos. 3. Resíduos agroindustriais. I. Soares, Fabio Rubens. II. Lima, Heleno Quevedo de. III. Coelho, Suani Teixeira. IV. Garcilasso, Vanessa. V. Ferraz, Antônio Djalma. VI. Varkulya, Americo. VII. Percin, Danilo. VIII. Título. CDU 620.92</p>
-------------	---

Elaborado por Maria Penha da Silva Oliveira CRB-8/6961

Creative Commons
Attribution-NonCommercial 4.0
International (CC BY-NC 4.0)



Copyright © 2023 Universidade de São Paulo. Instituto de Energia e Ambiente. Esta obra é de acesso aberto. É permitida a reprodução parcial ou total desta obra, desde que citada a fonte e autoria e respeitando a Licença Creative Commons indicada.

PUBLICADO POR:

Sistemas de Energia do Futuro

Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH

=====

Ministério de Minas e Energia (MME)

Ministro » Alexandre Silveira

Secretário de Planejamento e Transição Energética » Thiago Vasconcellos Barral Ferreira

Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH

Diretor Nacional » Michael Rosenauer

Diretor de Energias Renováveis e Eficiência Energética » Johannes Kissel

Diretor do Projeto Sistemas de Energia do Futuro » Daniel Almarza

=====

Coordenação da Publicação

GIZ

» Nico Kohlhas

» Vitor Peixoto de Souza

ELABORAÇÃO

» Fabio Rubens Soares (Editor Técnico)^{1, 3}

» Heleno Quevedo de Lima (Editor Técnico)²

» Suani Coelho³

» Vanessa Garcilasso³

» Antônio Djalma Ferraz³

» Americo Varkulya³

» Danilo Perecin³

¹ ENVIROSERVICES Consultoria Ambiental e Sustentabilidade; ² Portal Energia e Biogás; ³ Grupo de Pesquisa em Bioenergia (GBio) - Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo (IEE/USP).

Cooperativa de Geração de Energias Sustentáveis e Saneamento Rural – AMBICOOP

» Ilmo Werle Welter - Presidente do Conselho de Administração da AMBICOOP

» Neudi Mosconi - Me Le Biogas GmbH

=====

Revisão Técnica

» Nico Kohlhas

» Vitor Peixoto de Souza

**Revisão Textual e de Linguagem
Inclusiva e Não Sexista**

» Davi Miranda

Diagramação

» Máquina CW

Sobre o Projeto

O Projeto Sistemas de Energia do Futuro III integra a Cooperação Brasil-Alemanha para o Desenvolvimento Sustentável e é implementado pela *Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH* e pelo Ministério de Minas e Energia (MME), com apoio do Ministério Federal da Cooperação Econômica e do Desenvolvimento (BMZ, na sigla em alemão) da Alemanha. O objetivo principal do projeto é apoiar a integração das energias renováveis e eficiência energética no sistema brasileiro de energia.

Informações legais

Todas as indicações, dados e resultados deste estudo foram compilados e cuidadosamente revisados por suas autoras e seus autores. Dessa forma, nem a GIZ e tampouco essas autoras e autores podem ser responsabilizadas/os por qualquer reivindicação, perda ou prejuízo, direto ou indireto, resultante do uso ou da confiança depositada sobre as informações contidas neste estudo que sejam, direta ou indiretamente, resultante de erros, imprecisões ou omissões de informações coletadas.

A duplicação ou reprodução do todo ou de partes do estudo (inclusive a transferência de dados para sistemas de armazenamento de mídia), bem como a distribuição para fins não comerciais são permitidas, desde que o MME e a GIZ sejam citados como fonte da informação. Para outros usos comerciais, inclusive duplicação, reprodução ou distribuição do todo ou de partes desta publicação, o MME e a GIZ precisarão dar expressa autorização.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Considerando os impactos negativos já conhecidos do aquecimento global e a necessidade de descarbonizar a matriz energética mundial e a do Brasil, a produção e o uso de biogás e biometano a partir de diferentes resíduos mostra-se um tema fundamental e premente.

Nesse contexto, o objetivo do presente estudo é apresentar às pessoas interessadas informações tecnológicas sobre a biodigestão anaeróbia para obtenção de biogás e seus derivados, bem como modelos de negócios para a produção de biogás, principalmente a originária dos dejetos animais. Em particular, apresenta-se o estudo de caso do Projeto Biogás do município de Toledo, no oeste do Paraná, que executa uma configuração pioneira de produção de biogás associada à obtenção de energia elétrica e biofertilizante.

A documentação e a avaliação do Projeto disponibilizadas pelo estudo podem permitir que o modelo seja replicado em outras regiões do país, incrementando ainda mais a matriz energética brasileira com a utilização de fontes renováveis de energia e o reaproveitamento de resíduos.

O Projeto avaliado realiza a produção de biogás utilizando dejetos animais de 41 localidades produtivas da região, a uma taxa aproximada de 1000 m³/hora. A energia elétrica é para uso próprio, e seu excedente é compartilhado para a rede de distribuição a uma taxa de aproximadamente 48 MWh/dia. Uma das inovações do Projeto reside na adoção da produção de biogás centralizada, com o transporte dos resíduos até os biodigestores, em um modelo que busca a otimização dos benefícios energéticos e ambientais.

O Projeto inclui também o aproveitamento produtivo e as aplicações do digestato e dos biofertilizantes, que são coprodutos da biodigestão anaeróbia. No estudo, são apresentados os principais atores do processo produtivo considerado no Projeto, desde o planejamento até as operações e a manutenção do empreendimento.

Desenvolvido pelas equipes da ENVIROSERVICES Consultoria Ambiental e Sustentabilidade; Portal Energia e Biogás, e Grupo de Pesquisa em Bioenergia (GBio) – Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo (IEE/USP), o Projeto contou com o apoio técnico do Ministério de Minas e Energia (MME), do Projeto Sistemas de Energia do Futuro, por meio da GIZ, bem como com autoria do estudo de:

- Fabio Rubens Soares (Editor Técnico)^{1, 3};
- Heleno Quevedo de Lima (Editor Técnico)²;
- Suani Coelho³;
- Vanessa Garcilasso³;
- Antônio Djalma Ferraz³;
- Americo Varkulya³; e
- Danilo Percin³.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Também houve cooperação e apoio da Cooperativa de Geração de Energias Sustentáveis e Saneamento Rural – AMBICOOP, através de Ilmo Werle Welter, presidente do Conselho de Administração da AMBICOOP, e de Neudi Mosconi, da Me Le Biogas GMBH.

Considerando seu potencial de mitigação de impactos ambientais e reconhecendo o desenvolvimento de uma infraestrutura pioneira e de um modelo de negócios original e viável para o setor de biogás, o empreendimento caracteriza-se por ser um projeto-piloto inovador, cujo sucesso e aprendizados garantirão sua reprodução em outras localidades do país.

Espera-se que a documentação disponibilizada neste estudo possa contribuir como importante fonte de referência para a disseminação de projetos eficientes e sustentáveis de produção de biogás no Brasil e no mundo.

São Paulo, agosto de 2023.

Prof. Dra. Suani T. Coelho
Coordenadora
Grupo de Pesquisa em Bioenergia
Instituto de Energia e Ambiente
Universidade de São Paulo

Realização



MINISTÉRIO DE
MINAS E ENERGIA



Elaboração



¹ ENVIROSERVICES Consultoria Ambiental e Sustentabilidade; ² Portal Energia e Biogás; ³ Grupo de Pesquisa em Bioenergia (GBio) - Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo (IEE/USP).

Sumário

1. Apresentação	11
2. Resumo Executivo	12
3. Capítulo I	13
4. TECNOLOGIAS PARA O APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DE BIOMASSA.....	13
1.1.1. Processo de Digestão Anaeróbia.....	13
1.1.2. Digestão Anaeróbia em Aterro Sanitário.....	15
1.1.3. Biogás de Dejetos de Animais	16
1.1.4. Tecnologias de purificação do biogás	18
1.1.5. Uso do biogás no Brasil e perspectivas futuras	19
1.2.1. Gaseificação	22
1.2.1.1. Composição do gás de síntese	23
1.2.1.2. Configurações do gaseificador.....	23
1.2.1.3. Características da biomassa e pré-tratamento.....	24
1.2.1.4. O potencial de contribuição da gaseificação para a descarbonização	24
1.2.2. Pirólise	25
1.3. Comparação entre as tecnologias.....	26
5. Capítulo II	28
6. PRODUÇÃO DE BIOGÁS: DA COLETA DOS RESÍDUOS À CONVERSÃO ENERGÉTICA.....	28
2.1.1. Parâmetros Físicos e Químicos	29

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

2.1.2. Gerenciamento do Substrato	31
2.2.1. Segregação e coleta dos resíduos orgânicos no ponto de origem	32
2.2.2. Pré-tratamento	40
2.3.1. Transporte Interno – movimentação dos resíduos orgânicos no local de origem	40
2.3.2. Transporte Externo – processo de logística entre o ponto de origem até o destino final (planta de produção de biogás)	41
2.4.1. Armazenamento de substratos sólidos	44
2.4.2. Armazenamento de substratos líquidos	44
2.4.3. Armazenamento temporário dos resíduos no ponto de origem	44
2.4.4. Recebimento e estocagem de resíduos na área de planta de produção de biogás	45
2.4.5. Armazenamento do biogás	45
2.4.6. Armazenamento do Digestato	46
2.5.1. Sistema de limpeza do biogás	47
2.5.2. Sistema de purificação do biogás	48
2.6.1. Geração de energia térmica a partir do biogás	50
2.6.2. Geração de energia elétrica a partir do biogás	50
2.6.3. Uso como biocombustível veicular	51
2.6.4. Produção de biometano para injeção na rede de gás natural	52
7. 2.8. CONSIDERAÇÕES FINAIS	55
8. Capítulo III	57
9. DIGESTATO E BIOFERTILIZANTES: CONCEITOS E APLICAÇÕES	57
3.1.1. Características e Aplicações	58

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

3.1.2. Tipos de Tratamento do Digestato e Biofertilizante.....	61
3.1.3. Avaliação do potencial para uso agrônômico.....	63
3.1.4. Aplicações do Digestato como Fertilizante	63
3.1.5. Impactos do Fertilizante no Solo	64
3.1.6. Recomendações para aplicação do biofertilizante	65
3.1.7. Avaliação dos benefícios do biofertilizante no solo	67
3.1.8. Transporte do biofertilizante	68
3.1.9. Avaliação da qualidade do biofertilizante	69
3.1.10. Impactos ambientais	73
3.1.11. Redução dos Gases de Efeito Estufa (GEE)	75
3.2.1. Eliminação do Nitrogênio	78
3.2.2. Desnitrificação.....	81
3.2.3. Tecnologias para remoção biológica do nitrogênio	83
3.2.4. Processo Anammox	85
3.2.5. Processos de remoção de amônia.....	86
3.2.6. Processos de remoção em desenvolvimento.....	88
3.2.7. Remoção do Fósforo.....	89
3.2.8. Processos químicos	90
3.2.9. Processos Físicos	91
3.2.10. Processos Biológicos	92
3.3.1. Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006	93
3.3.2. Resolução nº 498, de 19 de agosto de 2020	94

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Apresentação

Este trabalho faz parte do Projeto Sistemas de Energia do Futuro III, que integra a Cooperação Brasil-Alemanha para o Desenvolvimento Sustentável e é implementado pela *Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH* e pelo Ministério de Minas e Energia (MME), com apoio do Ministério Federal da Cooperação Econômica e do Desenvolvimento (BMZ) da Alemanha.

O objetivo principal do Projeto é apoiar a integração das energias renováveis e eficiência energética no sistema brasileiro de energia.

O estudo de Modelos de Negócios de Biogás, proposto pelo Projeto nesta publicação, tem por objetivo apresentar, às pessoas e empresas interessadas, informações tecnológicas sobre a biodigestão anaeróbia para obtenção de biogás e seus derivados, bem como modelos de negócios para a produção de biogás, principalmente de origem dos dejetos animais, trazendo como estudo de caso o Projeto Biogás do município de Toledo no oeste do Paraná, que executa um projeto pioneiro de produção de biogás – e, com ele, a obtenção de energia elétrica –, que pode ser replicado a outras regiões do país, enriquecendo a matriz energética do país com o uso de fontes renováveis e o reaproveitamento de resíduos.

Projeto: Sistemas de Energia do Futuro III

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Resumo Executivo

O estudo pretende trazer informações úteis sobre processos de aproveitamento energético de resíduos para a produção de biogás, combustível de origem renovável, que pode substituir com a mesma eficiência energética, os combustíveis fósseis que contribuem para o efeito estufa causando as indesejáveis mudanças climáticas.

Traz informações e conhecimentos básicos sobre tecnologias para o aproveitamento energético de biomassa residual para conversão em energia térmica e elétrica, contendo inicialmente a biodigestão anaeróbia para a produção de biogás de dejetos animais, as tecnologias de purificação e principais usos do biogás e biometano, incluindo a obtenção de energia elétrica.

Para efeito comparativo, apresenta algumas tecnologias térmicas de tratamento de resíduos, como a gaseificação e a pirólise; trata o processo produtivo do biogás, desde a coleta dos resíduos até a sua conversão energética.

Aborda também os conceitos e as aplicações do digestato e dos biofertilizantes produzidos pelos resíduos da biodigestão anaeróbia. Contempla uma apresentação dos principais atores do processo produtivo do biogás, desde o planejamento do projeto até as operações e manutenção do empreendimento.

Finalmente, apresenta como referência oportunidades de financiamento para projetos de plantas de biogás e conseqüentemente energia elétrica, a fim de que a leitora e o leitor possam ter informações sobre obtenção de recursos para investimentos na construção dessas usinas.

Espera-se que este estudo sirva de fonte de referência para difusão de projetos de produção de biogás no país.

Capítulo I

TECNOLOGIAS PARA O APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DE BIOMASSA

1.1. CONVERSÃO BIOLÓGICA DA BIOMASSA E A PRODUÇÃO E APROVEITAMENTO DO BIOGÁS

1.1.1. Processo de Digestão Anaeróbia

A aplicação da digestão anaeróbia aos resíduos é uma das alternativas para a consolidação dos seguintes temas: [i] a destinação dos resíduos (líquidos e sólidos), [ii] o sistema de utilização de água (captação, tratamento, disposição) e [iii] a recuperação de energia (elétrica, térmica e/ou mecânica), visto que, por meio desse processo, é possível aliar a produção de biogás (vetor energético) ao enquadramento ambiental dos resíduos, bem como à geração de subprodutos de valor agregado (i.e., biofertilizante) (FERRAZ JÚNIOR, 2013; FERRAZ JÚNIOR et al., 2022).

A digestão anaeróbia, popularmente conhecida como biodigestão, é um processo composto por reações bioquímicas complexas e sequenciais que ocorrem na ausência de oxigênio molecular e que dependem da atividade sinérgica de no mínimo três grupos de micro-organismos distintos, que são responsáveis pela fermentação (degradação) estável e autorregulada da matéria orgânica do resíduo, gerando biogás como produto. O biogás é composto principalmente por aproximadamente 50-70% de metano (CH_4), 20-30% de gás carbônico (CO_2) e algumas impurezas (METCALF; EDDY, 2014).

Os principais fatores ambientais e operacionais que influenciam a digestão anaeróbia envolvem temperatura, pH, alcalinidade, macronutrientes (N, P, SO_4^{2-}) e micronutrientes (metais traços) adequados, tempo de detenção hidráulica e uma fonte de carbono para a síntese (formação) de metano e como fonte de energia para os micro-organismos. Mais detalhes sobre fatores ambientais externos, condições operacionais e de processo podem ser consultados em Speece (1983) e Metcalf e Eddy (2014).

A partir da identificação das características e da composição dos resíduos, é possível inferir se estes apresentam potencial para produção de biogás. Geralmente, os tipos de reatores mais adequados para o conjunto de resíduos em questão e as condições operacionais a que devem ser submetidos os reatores são de extrema importância para o sucesso do sistema, uma vez que refletem diretamente na produção e no rendimento do biogás.

Os dados disponíveis de produção de biogás a partir de diferentes resíduos (substratos) são em sua maioria relativos a experimentos realizados em laboratórios, com ensaios em batelada denominados de potencial bioquímico de metano (PBM).

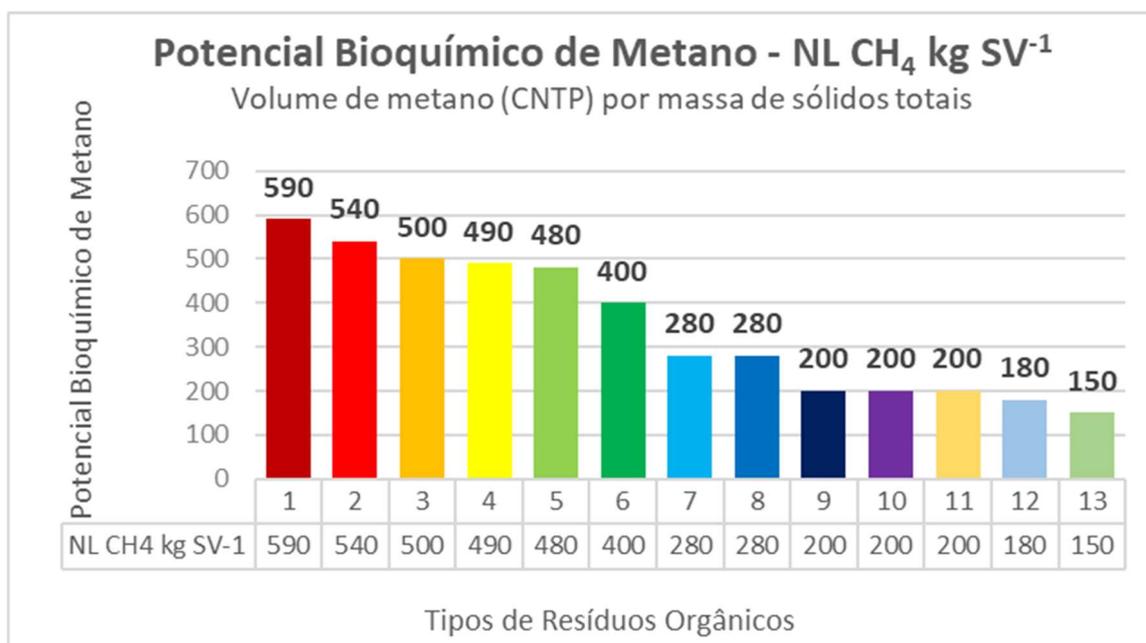
Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Sendo assim, os valores de PBM são apenas indicadores de biodegradabilidade dos substratos por meio de valores de rendimento de metano (potencial experimental obtido em condições controladas), não refletindo diretamente as condições operacionais em reatores. Modelos matemáticos também foram propostos para estimar a produção de biogás a partir de resíduos (potencial teórico máximo), como por Triolo et al. (2011), com base nas concentrações de ácidos orgânicos voláteis (AOV), lipídeos, proteínas, carboidratos e lignina.

A Figura 1 apresenta dados de PBM (ensaios experimentais em laboratório) para 13 tipos de resíduos orgânicos dos seguintes setores produtivos: suinocultura intensiva; avicultura intensiva; fazendas leiteiras; lotes de ração; efluentes do processamento industrial de aves; resíduos da produção de azeite; vinícolas, curtumes e matadouros.

Figura 1. Potencial de produção de biometano



Legenda: Potencial de produção de biometano (NL CH₄ kg SV⁻¹) a partir de resíduos de (1) curtume, (2) fração sólida da estação de tratamento de esgoto de matadouro, (3) sangue de abatedouro de aves, (4) esterco e conteúdo ruminal de matadouro bovino, (5) esterco de porcos, (6) resíduos da produção de azeite, (7) resíduos de vinícolas – área industrial, (8) esterco de aves, (9) plumagem da indústria avícola, (10) esterco da área de confinamento de animais, (11) esterco da fazenda de leite, (12) resíduos de vinícolas – área agrícola (13) resíduo sólidos de galinhas poedeiras. Fonte: Benzano et al. (2016).

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Entre os substratos apresentados na Figura 1, nota-se que, de acordo com o trabalho de Benzano et al. (2016), os resíduos de curtume e os relacionados à indústria de animais apresentam o maior potencial de produção de metano ($590\text{-}480 \text{ NL CH}_4 \text{ kg SV}^{-1}$), além de serem adequados para aplicação em reatores mais modernos, como os reatores de agitação contínua (*Continuous Stirred Tank Reactor – CSTR*). Resíduos com menores valores de PBM também podem ser aproveitados em conjunto com resíduos de maior potencial, no caso de as quantidades de resíduos orgânicos geradas individualmente não viabilizarem economicamente a construção de um sistema de digestão anaeróbia ou quando a característica ou composição de um resíduo pode beneficiar outro. A esse processo, dá-se o nome de codigestão.

Codigestão se refere à mistura de diferentes resíduos orgânicos na digestão anaeróbia, permitindo o tratamento simultâneo de dois ou mais resíduos biodegradáveis. Em termos conceituais do processo, a codigestão pode promover aumento na produção e no rendimento de biometano via equilíbrio da razão C:N:P, complementando as necessidades macro e microminerais para o processo biológico (VOLPI et al., 2021).

1.1.2. Digestão Anaeróbia em Aterro Sanitário

Aterro sanitário é uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo sem causar danos à saúde pública e ao meio ambiente, minimizando os impactos ambientais (ABNT, 1992). Esse método utiliza os princípios da engenharia para confinar os resíduos sólidos em uma menor área possível e reduzir o volume dos resíduos o máximo possível, cobrindo-os com uma camada de terra/argila na conclusão de cada trabalho.

De forma simplificada, a base do aterro é constituída por um sistema de drenagem de chorume (fração líquida) e de gases gerados, possibilitando a coleta do biogás. Este pode ser queimado em *flares* (queimadores específicos) ou usado para aproveitamento energético (eletricidade, energia térmica e/ou mecânica). Em adição aos aspectos construtivos, a base do aterro deve estar em cima de uma camada impermeável de polietileno (manta sintética de alta densidade) disposta em solo compactado para evitar que haja vazamento de líquidos para o solo e a contaminação do lençol freático. O aterro é também constituído por um sistema de drenagem de águas pluviais que o protege de infiltrações de água de chuva no seu interior. Mais detalhes sobre critérios para projeto, implantação e operação podem ser consultados na norma ABNT NBR 13896 – Aterros de resíduos não perigosos (ABNT, 1997).

Em termos de processo, quando os resíduos sólidos são dispostos nos aterros, inicia-se um processo de estabilização da fração orgânica que pode durar de alguns meses a períodos superiores a 100 anos. A maior parte desse processo ocorre por vias biológicas, dependendo das condições *in situ* (IPCC, 2006). Os principais produtos da biodegradação são CO_2 , água e calor para o processo aeróbio (estágio inicial – até 2 anos) e CH_4 e CO_2 para o processo anaeróbio (estágio estacionário atingido em médio prazo). Um fator interessante é a vida útil dos aterros, em torno de 15 a 20 anos (NADALETTI et al., 2015).

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

A produção diária de biogás da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos (FORSU) pode ser estimada de acordo com a metodologia padrão (Tier 1) recomendada pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas – IPCC (IPCC, 2006). O método assume que todo o potencial teórico de produção de biogás é explorado durante o mesmo ano em que o resíduo é descartado.

1.1.3. Biogás de Dejetos de Animais

A suinocultura é considerada uma atividade de potencial altamente poluente ao meio ambiente, com maior destaque dado à contaminação d'água e do solo, decorrente do manejo inadequado de seus resíduos, ficando a poluição atmosférica – provocada pelos gases gerados, principalmente os Gases de Efeito Estufa (GEE) – relegada a um segundo plano, muito embora os sistemas de produção e manejo de dejetos de suínos sejam fontes de emissão de expressiva quantidade de gases. No Brasil, não existem dados precisos sobre a emissão dos GEE em sistemas de tratamento de dejetos de suínos e aves e principalmente os gases oriundos da queima do biogás, no interior dos sistemas de criação desses animais (LIMA et al. 2001).

A digestão anaeróbia do resíduo animal resulta na produção de biogás, composto basicamente de metano (CH_4 - 50 a 70%) e dióxido de carbono (CO_2 – entorno de 30%). O gás metano gerado nos biodigestores pode ser aproveitado como fonte de energia térmica em substituição aos combustíveis fósseis (GLP ou GN) ou à lenha, assim como a geração elétrica, tendo como vantagem ser uma fonte de energia limpa e renovável. Além dos aspectos ambientais – redução na emissão de gases de efeito estufa –, a produção de biogás pode agregar valor à produção, tornando-a autossustentável economicamente por meio da geração de energia (térmica) e da valorização agrônômica do biofertilizante (OLIVEIRA, 2004a; BONAZZI, 2001; LUCAS JUNIOR, 1994).

A restrição de espaço e a necessidade de atender cada vez mais as demandas de energia (térmica/elétrica), água de boa qualidade e alimento têm colocado em xeque alguns paradigmas que se relacionam, principalmente, à questão ambiental e à geração e utilização de energia nas propriedades.

O aspecto *energia* é cada vez mais evidenciado pela interferência no custo final de produção, sendo, no caso da suinocultura e da avicultura, o fator que merece ser melhor trabalhado, uma vez que as oscilações de preço podem reduzir a competitividade do setor. Ressalta-se que a recente crise energética, o aquecimento global e a alta dos preços do petróleo têm determinado uma procura por alternativas energéticas no meio rural.

A utilização de biodigestores, no Brasil, tem merecido importante destaque devido aos aspectos de saneamento e geração de energia, além de estimular a reciclagem de nutrientes (OLIVEIRA, 1993a; LUCAS JUNIOR, 1994; OLIVEIRA, 2004a). A recuperação do biogás possibilita a geração de energia em substituição a fontes de origem fóssil; portanto, com o uso de biodigestores, além de diminuir as emissões de CO_2 pela substituição de outras fontes energéticas de origem fóssil, diminui-se também

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

a emissão de gases produzidos na fermentação e estabilização dos dejetos que normalmente seriam emitidos para a atmosfera pelas esterqueiras e lagoas de estabilização, usadas para o tratamento dos dejetos de suínos (CH_4 , que é o principal gás gerado) (OLIVEIRA, 2002; OLIVEIRA et al., 2003; OLIVEIRA, 2004a).

No passado, o interesse pelo biogás no Brasil teve seu ápice nas décadas de 1970 e 1980, especialmente entre produtores rurais da bovinocultura leiteira e suinocultura. Uma série de fatores foi responsável pelo insucesso dos programas de biodigestores nesse período, entre os quais podem ser citados: a falta de conhecimento técnico sobre a construção e operação dos biodigestores; o custo de implantação e manutenção elevado; o aproveitamento do biofertilizante continuava a exigir equipamentos de distribuição na forma líquida com custo de aquisição, transporte e distribuição elevados; falta de equipamentos desenvolvidos exclusivamente para o uso de biogás e a baixa durabilidade dos equipamentos adaptados para a conversão do biogás em energia; ausência de condensadores para água e de filtros para os gases corrosivos gerados no processo de biodigestão; disponibilidade e baixo custo da energia elétrica e do GLP e não resolução da questão ambiental, pois os reatores utilizados na biodigestão, por si só, não são considerados um sistema completo de tratamento (KUNZ, et al., 2004; OLIVEIRA, 2003a; OLIVEIRA, 2004a).

Após 40 anos, os biodigestores ressurgem como alternativa ao suinocultor, graças à disponibilidade de novos materiais para a construção dos biodigestores e, evidentemente, da maior dependência de energia das propriedades em função do aumento da escala de produção, da matriz energética (automação) e do aumento dos custos da energia tradicional.

A utilização das mantas plásticas na construção dos biodigestores – material de alta versatilidade e baixo custo – é o fator responsável pelo barateamento dos investimentos de implantação e pela sua disseminação.

Aliado a isso, tem-se a mudança ocorrida no clima nos últimos anos, fazendo com que um grande número de países europeus, em 1997, assinasse o Protocolo de Kyoto na tentativa de amenizar o efeito estufa. Embora a medida pareça ser muito atrativa, não se pode esquecer que o problema ambiental causado pelos efluentes de suínos e/ou aves não é resolvido apenas comercializando-se créditos de carbono; é necessário fomentar ações que sejam sustentáveis e que o produtor tenha a possibilidade de utilizar a energia, que está sendo desperdiçada muitas vezes com a queima direta do biogás (LIMA et al., 2001; CRUZ, SOUSA, 2004).

Programas oficiais, lançados entre 2000 e 2007, estimulam a implantação de biodigestores focados principalmente na geração de energia e na possibilidade de participarem do mercado de carbono, resultando na diminuição do impacto ambiental e na agregação de valor. O objetivo desses programas era reduzir a dependência das pequenas propriedades rurais na aquisição de adubos químicos e de energia térmica para os diversos usos (aquecimento, iluminação, resfriamento), bem como reduzir a poluição e a emissão de gases de efeito estufa causadas pelo armazenamento e pelo tratamento dos dejetos dos suínos em esterqueiras e lagoas e aumentar a renda dos criadores.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Os biodigestores fazem parte de um processo de tratamento dos dejetos, não devendo ser vistos como solução definitiva, pois apresenta limitações quanto à eficiência da remoção da matéria orgânica e de nutrientes. A possibilidade de utilização do biogás para geração de energia térmica e elétrica agrega valor ao dejetos, diminuindo seus custos com o tratamento (OLIVEIRA et al., 2006).

1.1.4. Tecnologias de purificação do biogás

Conforme mencionado, o biogás compreende mistura de gases que varia de acordo com o substrato e as condições da digestão anaeróbia. Em geral, a seguinte composição é assumida em base seca: 60% - 70% de metano (CH₄) e 30% - 40% de dióxido de carbono (CO₂). No entanto, outros componentes – como hidrogênio (H₂), amônia (NH₃), sulfeto de hidrogênio (H₂S), nitrogênio (N₂) e oxigênio (O₂) – também podem ser detectados. A Resolução nº 685/2017 da Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP) estabelece os padrões de qualidade do biometano para que haja perfeita intercambialidade entre o biometano e o gás natural (Tabela 1) (ANP, 2017). A composição do biogás de um biodigestor de vinhaça de cana-de-açúcar e de aterro sanitário foram adicionados à Tabela 1 como base de comparação.

Tabela 1. Padrão de qualidade do biometano e composições do biogás de vinhaça de cana-de-açúcar e aterros sanitários.

Parâmetros	Unidades ^a	Biometano (ANP 685/2017)	Biogás de vinhaça ^b	Biogás de aterro ^c
Poder Calorífico Superior (PCS)	kJ.m ⁻³	35.0 - 43.0	-	-
CH ₄	% mol	90.0	55-65	45-60
O ₂	% mol	0.8	~ 0	0.1-1
CO ₂	% mol	3.0	35-45	40-60
CO ₂ + O ₂ + N ₂	% mol	10	35-45	40-60
Enxofre total ^d	mg.m ⁻³	70	9500 – 42.500	0-14.000
H ₂ S	mg.m ⁻³	10	10.000 – 45.000	-
H ₂ O (Ponto de orvalho a 1 atm.)	°C	39	Saturado	Saturado

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Outros	% mol	-	Traços	Traços
--------	-------	---	--------	--------

Legenda: a. Composição em base seca. b. De acordo com Ferraz Júnior, (2013); Koyama et al., (2016); Leme and Seabra, (2017); Ferraz Junior et al., (2022). c. De acordo com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 1995). d. Considerando-se que todo o enxofre no biogás esteja na forma de H₂S.

O processo de purificação do biogás – ou o seu *upgrade* a biometano – envolve várias etapas principais que podem ser realizadas de forma integrada ou em etapas separadas, combinando diferentes tecnologias seguidas de instalações de transporte e/ou armazenamento. Resumidamente, o H₂S deve ser removido em virtude de sua natureza corrosiva e tóxica. Por sua vez, a remoção de vapor d'água e CO₂ são necessárias para evitar a formação de hidratos e a deposição de sólidos que possam bloquear as passagens e que, portanto, tornariam o processo inoperante, respectivamente (FAN et al., 2008). O CO₂, por ser inerte, também precisa ser removido para que se alcance poder calorífico compatível ao do gás natural. Em Leme e Seabra (2017), é possível encontrar mais detalhes sobre diferentes tecnologias de purificação do biogás, bem como um estudo de viabilidade técnico-econômica. Despesas de capital e operacionais (*Capital Expenditure* - CAPEX e *Operational Expenditure* - OPEX) em toda a cadeia do biogás (produção, purificação, transporte e uso final) são apresentados e discutidos em Ferraz Júnior et al. (2022).

1.1.5. Uso do biogás no Brasil e perspectivas futuras

O processamento de resíduos agroindustriais tem sido objeto de estudos e de aplicações industriais voltadas ao aproveitamento energético do biogás gerado por meio da digestão anaeróbia. No Brasil, processos comerciais foram desenvolvidos no final do século passado, mas não encontraram interesse por parte do setor em virtude da baixa viabilidade de reaproveitamento energético e falta de incentivos (públicos e privados). A falta de conhecimento a respeito dos aspectos fundamentais de processo resultou também em projetos de reatores ineficientes, sendo a incapacidade de compreender a complexidade da digestão anaeróbia o principal fator que levou a problemas. A aplicação de configurações inadequadas de reatores desencorajou o estabelecimento de reatores em escala real. A soma desses fatores mencionados se reflete na situação atual de instalações de digestão anaeróbia no país, cuja capacidade permanece distante do potencial.

Recentemente, a Associação Brasileira de Biogás (ABiogás) reportou que o Brasil tem um potencial de produção de biogás de 84,6 bilhões de Nm³ por ano (ABIOGÁS, 2019). No entanto, menos de 2% desse potencial é aproveitado atualmente, indicando que se trata de uma indústria ainda nascente no país.

Por outro lado, a produção de biogás vem se desenvolvendo, o que possibilita a identificação de projetos de destaque com diferentes modelos de negócio, conforme apresentado na Tabela 2. Esses projetos podem evidenciar a atuação com potencial

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

de participação no setor a viabilidade da produção de biogás e de seu aproveitamento energético.

Pode-se afirmar que a produção e uso de biogás/biometano tem ganhado visibilidade nos últimos cinco anos devido aos esforços incessantes de instituições brasileiras dedicadas ao biogás, com destaque para instituições como a ABiogás, o Centro Internacional de Energia Renovável – Biogás (CIBiogás), bem como de universidades, instituições de pesquisa e regulação como a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) e a Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP).

Tabela 2. Projetos selecionados do setor de biogás no Brasil.

Tecnologia	Substrato / Resíduo	Planta (Localização)	Uso energético	Informação adicional
Digestão anaeróbia	Resíduos de cana-de-açúcar	Usina Bonfim (São Paulo)	Geração de eletricidade	Primeira usina de biogás a ser bem-sucedida em leilão de energia no Brasil
		Usina Cocal (São Paulo)	Produção de biometano e geração de eletricidade	Parceria com a concessionária de gás “Gás Brasileiro”. O projeto inclui um gasoduto dedicado de biometano até cidades próximas, anteriormente não atendidas pela rede de gás natural
	Resíduo animal	CIBiogás – Entre Rios do Oeste (Paraná)	Geração de eletricidade e demanda térmica	Fazendas de suínos e gado leiteiro de pequena escala produzem biogás, que é transportado para uma planta centralizada
	Resíduo sólido em aterro sanitário	Caucaia (Ceará)	Produção de biometano	Biometano injetado no gasoduto CEGAS
		Termoverde Caieiras (São Paulo)	Geração de eletricidade	Maior usina de biogás do Brasil (29,5 MW)

Outro produto gerado a partir dessas iniciativas é o mapa interativo de plantas de biogás e biometano do Brasil, que identifica e apresenta informações sobre as unidades. O mapa é interativo, aberto, colaborativo e contém dados atualizados até o ano de 2019 (Figura 2), sendo resultado da colaboração entre a CIBiogás, a ABiogás e a *United Nations Industrial Development Organization* (UNIDO).

Informações consolidadas de plantas de biogás em geração distribuída no Brasil também podem ser acessadas em plataforma da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) (Figura 3). Estas complementam as informações da SIGA ANEEL, uma vez que só são consideradas plantas que geram energia elétrica a biogás, no sistema de compensação (i.e., geração de créditos para abatimento do consumo) com o limite de até 5 MW. Alternativamente, há o mapa interativo da Empresa de Pesquisas Energética

Projeto: Sistemas de Energia do Futuro III

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

- EPE (Webmap EPE) que apresenta a localização e informações técnicas de projeto de plantas de biogás. O mapa pode ser acessado no [link https://gisepeprd2.epe.gov.br/WebMapEPE](https://gisepeprd2.epe.gov.br/WebMapEPE). Entretanto, a EPE informa que tais dados precisam ser confirmados com as empresas responsáveis.

Figura 2. BiogasMap do Centro Internacional de Energia Renovável – Biogás (CIBiogás)



Fonte: CIBiogás, junho de 2022. Disponível em: <https://mapbiogas.cibiogas.org/>

Figura 3. Unidades com Geração Distribuída em operação com a fonte biogás



Fonte: ANEEL, junho de 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/aneel/pt-br/centrais-de-conteudos/relatorios-e-indicadores/geracao>

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Em termos de perspectivas futuras, embora o Brasil não produza uma quantidade tão considerável de biogás (1,3 bilhão de Nm³) em comparação com o seu potencial (CIBILOGÁS, 2020), a produção de biogás aumentou 36% ao ano no período de 2018 a 2020. Tal expansão pode ser explicada pelo estabelecimento de diversas resoluções e programas para a regulação da injeção de biometano na rede de gás natural e pela inclusão do biogás como uma das fontes de energia elegíveis para acesso ao sistema de distribuição de energia elétrica, quando utilizadas para geração de eletricidade em micro e miniusinas distribuídas. Além disso, a produção de biometano e/ou de biogás – sendo esta parte do sistema de produção de outros biocombustíveis – pode emitir Créditos de Descarbonização no âmbito da Política Nacional de Biocombustíveis (RenovaBio) (BRASIL, 2017). Logo, notam-se indicativos de expansão do setor do biogás no Brasil.

Por fim, é importante destacar as principais vantagens do biogás/biometano: (1) a cadeia de produção, purificação, transporte e uso final do biogás gera resultados econômicos por meio de serviços de planejamento, implantação, operação e manutenção; (2) o biogás/biometano é projetado para ser autofinanciado e não afetado pelas flutuações das taxas de câmbio e variações de preços internacionais; (3) as emissões globais e locais de gases do efeito estufa (GEE) e poluentes atmosféricos podem ser reduzidas especialmente quando o biogás/biometano substitui o diesel; (4) o biofertilizante é um produto inseparável das plantas DA e pode representar importante suprimento de nutrição vegetal, desempenhando papel na transição para economias circulares e de ciclo fechado no setor agrícola.

1.2. CONVERSÃO TERMOQUÍMICA DA BIOMASSA (RESÍDUOS ORGÂNICOS): GASEIFICAÇÃO E PIRÓLISE

1.2.1. Gaseificação

A gaseificação é um processo de conversão termoquímica da biomassa que realiza a oxidação parcial do carbono presente na matéria-prima por meio de diversas reações químicas. O processo ocorre na presença de agentes oxidantes, tipicamente o oxigênio (O₂), puro ou do ar atmosférico, e vapor d'água (H₂O), envolvendo uma série de reações químicas que ocorrem em sequência e em paralelo (MOLINO et al., 2016).

A fase gasosa é o produto majoritário da gaseificação da biomassa. Chamada de gás de síntese, trata-se de mistura formada principalmente por monóxido de carbono (CO) e hidrogênio (H₂). O gás de síntese oferece flexibilidade no aproveitamento energético, podendo ser utilizado, por exemplo, como combustível para cogeração de eletricidade e calor em motores, turbinas a gás e ciclos a vapor, e como precursor de combustíveis avançados, tanto líquidos como gasosos. Um produto secundário da gaseificação de biomassa é a fase sólida, que contém materiais inertes presentes na matéria-prima e frações de carbono não reagido (*char*).

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

1.2.1.1. Composição do gás de síntese

Como resultado das complexas reações do processo de gaseificação, além dos produtos principais CO e H₂, fazem parte da mistura do gás de síntese o metano (CH₄) e o dióxido de carbono (CO₂). Em menores concentrações, podem estar presentes hidrocarbonetos leves e pesados, bem como produtos indesejáveis, como os ácidos sulfídrico (H₂S) e clorídrico (HCl). Especialmente no caso de se utilizar ar como agente oxidante da biomassa, o nitrogênio (N₂), inerte, será um importante constituinte da corrente de saída da gaseificação, reduzindo, nesse caso, o poder calorífico e dificultando o uso da mistura em reações químicas. Também busca-se reduzir a presença de hidrocarbonetos condensáveis (alcatrão) formados na etapa de pirólise, e o aproveitamento do gás de síntese pode exigir medidas adicionais para removê-los.

Pode-se afirmar que a composição do gás de síntese é função das características da matéria-prima, da tecnologia empregada e das condições operacionais do processo de gaseificação (MOLINO et al., 2016; INFIESTA et al., 2019).

1.2.1.2. Configurações do gaseificador

Há diferentes configurações para os reatores utilizados para a gaseificação. Os gaseificadores podem ser classificados de acordo com a pressão de trabalho (atmosférico ou pressurizado) e pelos tipos de leito. A opção tecnológica está ligada às características da biomassa e de escala da unidade (INFIESTA et al., 2019).

Nos gaseificadores de leito fixo, a combustão ocorre sobre uma grelha após a alimentação da biomassa na parte superior, podendo ter sentido oposto ao de gás nos reatores de fluxo contracorrente (em inglês, *updraft*) ou o mesmo sentido nos reatores de fluxo concorrente (em inglês, *downdraft*). De forma geral, os gaseificadores de leito fixo têm construção mais simples em relação aos de leito fluidizado e são aplicados para pequenas escalas, de até 200 kW (ANDRADE, 2007; KUMAR et al., 2009).

Os gaseificadores de leito fluidizado usam partículas inertes (areia/sílica, cinzas ou alumina) como leito, que são suspensas (fluidizadas) pelo gás introduzido na parte inferior. Nessa configuração, a circulação é potencializada, o que favorece as reações e a transferência de calor no reator, garantindo eficiência e uniformidade. O leito pode ser borbulhante, trabalhando nesse caso nas velocidades mínimas de alimentação do gás para manter a suspensão (de 1 a 3 m/s). Já no leito fluidizado circulante, as velocidades são mais altas (de 5 a 10 m/s), havendo o acoplamento a um ciclone para separar sólidos e partículas não gaseificadas e redirecioná-los ao centro do gaseificador. Com reatores de leito fluidizado, é possível processar biomassa menos homogênea, tanto em termos de qualidade quanto de granulometria, e sua aplicação para escalas maiores (ANDRADE, 2007; KUMAR et al., 2009; INFIESTA et al., 2020).

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

1.2.1.3. Características da biomassa e pré-tratamento

Ainda que certas configurações de reatores sejam mais toleráveis a variações na biomassa, o pré-tratamento da matéria-prima é uma etapa importante para garantir características adequadas à gaseificação, como umidade e homogeneidade de tamanho de partícula e de composição. A umidade presente na biomassa é um dos principais parâmetros que afetam o balanço energético da gaseificação e pode impedir a sua viabilidade, não devendo exceder de 25% a 30% em massa. Portanto, ainda que se aponte a possibilidade de gaseificação de dejetos animais, os efluentes líquidos ou com excessiva quantidade de água não são compatíveis com a gaseificação, dado que a secagem pode inviabilizar o processo. Além da secagem, o principal tipo de pré-tratamento é a torrefação, que ocorre entre 200 °C e 300 °C na ausência de oxigênio, podendo ocorrer combinada à peletização do material (MOLINO et al., 2016).

Dadas a importância das características da biomassa e a complexidade do pré-tratamento para a viabilidade da gaseificação, as biomassas lignocelulósicas podem ser consideradas as mais adequadas para processamento via gaseificação, podendo ser de madeira ou de produção agrícola, incluindo resíduos (palhas).

No caso de resíduos sólidos urbanos, o pré-tratamento se refere à etapa de produção do combustível derivado de resíduos (CDR), separando produtos recicláveis ou indesejáveis para o processo, como metais, vidros e materiais inertes, além de redução da umidade e adequação da granulometria (INFIESTA et al., 2020).

1.2.1.4. O potencial de contribuição da gaseificação para a descarbonização

O potencial de conversão da biomassa sólida em combustíveis é um aspecto atraente da gaseificação. O principal produto do processo, o gás de síntese, pode dar origem a combustíveis gasosos ou líquidos com potencial de substituir outros de origem fóssil.

Um desses combustíveis gasosos é o hidrogênio (H₂), apontado como peça importante do sistema energético no futuro. O H₂ já está presente no gás de síntese, mas a maximização da sua produção exige uma etapa adicional: a reação de *shift*, que converte CO e vapor d'água em H₂ e CO₂. Na sequência, o H₂ pode ser obtido por meio de processos de separação de gases como adsorção, criogenia, absorção ou o uso de membranas. A combinação desse processo à obtenção de CO₂ para armazenamento ou utilização é uma alternativa para melhorar o balanço de carbono e eventualmente atingir emissões negativas no ciclo de vida (HOWES et al., 2018).

O gás de síntese também pode dar origem ao biometano (ou gás natural) sintético (em inglês, usa-se o termo *bioSNG*). Esse processo também envolve a reação de *shift*, desta vez antecedendo a etapa de metanação (simplesmente metanização), que consiste na pressurização da mistura e no uso de catalisador para conversão em

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

metano. Na sequência pode ser necessária a purificação do produto, pois pode conter água e CO₂ em quantidades significativas (HOWES et al., 2018).

Para a produção de combustíveis líquidos a partir do gás de síntese, destaca-se a rota da síntese de Fischer-Tropsch (FT), que reage H₂ e CO para produzir hidrocarbonetos de diversos pesos moleculares na presença de catalisadores e a altas temperaturas (MOLINO et al., 2016). A rota de FT pode ser aplicada para produção de combustíveis equivalentes ao diesel e à gasolina. Combustíveis líquidos de um ou dois carbonos, como etanol e metanol, também podem ser produzidos pelo gás de síntese.

Mesmo a utilização da gaseificação apenas para combustão do gás de síntese, com geração de energia ou calor, pode apresentar vantagens em relação à queima direta da biomassa, tais como a menor emissão de poluentes (particulados, NO_x) e a realização da queima em motores ou turbinas. Por outro lado, a gaseificação requer tecnologias mais complexas e pode gerar menor eficiência de conversão (ANDRADE, 2007).

Atualmente, as plantas de gaseificação se concentram na Europa e têm como principal solução a cogeração de eletricidade e calor (IEA BIOENERGY, 2022).

1.2.2. Pirólise

A pirólise, assim como a gaseificação e a combustão, é um processo termoquímico de conversão da biomassa. Nesse caso particular, as reações promovem a decomposição da matéria-prima a altas temperaturas (350 °C a 700 °C) em atmosferas não oxidantes.

A pirólise tem como principais produtos o bio-óleo e o biocarvão (do inglês *biochar*). O bio-óleo líquido é uma mistura de compostos orgânicos que inclui álcoois, ácidos, ésteres, cetonas e fenóis, podendo ser aproveitado diretamente para geração de energia ou como precursor de produtos químicos e combustíveis de maior valor agregado (DOS SANTOS, 2017). O *biochar*, por sua vez, é um sólido poroso e rico em nutrientes aplicável como aditivo no solo para melhorar a fertilidade. Outras aplicações aproveitam a elevada área superficial do *biochar*, tais como o uso como adsorvente para limpeza da água ou de poluentes atmosféricos, ou ainda como material para o sequestro de carbono (SU et al., 2022).

O processo de pirólise pode ser classificado em três principais tipos conforme a taxa de aquecimento e o tempo de residência. A pirólise lenta, também chamada de carbonização, é o processo convencional de produção do carvão vegetal, que maximiza o rendimento de sólidos com longos tempos de residência. Na pirólise rápida, o tempo de residência é baixo, entre 0,5 s e 10 s, oferecendo rendimentos de bio-óleo até 50% a 70% em relação à biomassa seca inicial. A pirólise *flash* é caracterizada por tempos de residência abaixo de 0,5 s, resultando em rendimentos de até 75% a 80% em bio-óleo (KAN et al., 2016).

O bio-óleo, principal produto das pirólises rápida e *flash*, é considerado promissor como substituto da produção de químicos e combustíveis a base de fósseis. No entanto, de acordo com Sorunmu et al. (2019), os produtos oxigenados presentes no bio-óleo são instáveis e corrosivos, tornando-o incompatível com a infraestrutura existente de

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

refinarias baseadas no petróleo. Processos para desoxigenar o bio-óleo ou realizar o seu *upgrading* permanecem em desenvolvimento e dependem de avanços em custos de produção, ganho de escala e rendimento.

A pirólise rápida registra menos unidades em comparação à gaseificação. No entanto, duas delas são apontadas no Brasil, sendo uma planejada e outra em construção, ambas com a empresa Ensyn. O projeto mais avançado é uma planta em *joint venture* com a Suzano na indústria de papel e celulose em Aracruz (ES), em condições comerciais (TRL 9). Segundo anunciado, a matéria-prima é o resíduo dos eucaliptos junto a plantações dedicadas, convertida em uma planta de leiteo fluidizado circulante cujo produto principal é o bio-óleo, na escala de 11 mil kg/h ou 83 milhões de litros por ano (ENSYN, n.d.; IEA BIOENERGY, 2022).

1.3. Comparação entre as tecnologias

A opção por uma rota tecnológica para conversão da biomassa está diretamente relacionada às características da matéria-prima e aos produtos desejados. De forma resumida, a Tabela 3 apresenta um quadro comparativo entre as tecnologias apresentadas. Como forma de destacar os produtos possíveis de serem obtidos a partir dessas tecnologias, a Figura 4 apresenta as rotas de produção, com destaque à produção de hidrogênio, que pode ser obtido de diversas formas a partir do biogás e da gaseificação.

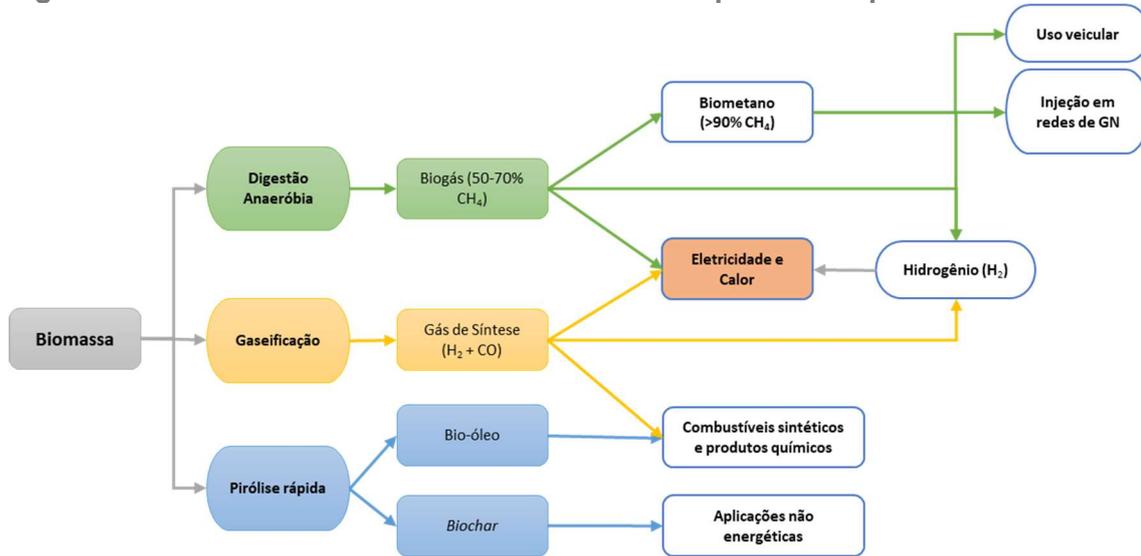
Tabela 3. Comparação entre as tecnologias de conversão da biomassa.

Tecnologia	Digestão anaeróbia	Aterro sanitário	Gaseificação	Pirólise
Tipo de processo	Biológico	Biológico	Termoquímico	Termoquímico
Biomassa típica (substrato)	Matéria orgânica úmida (seca em codigestão)	Variados	Baixo teor de umidade (ex.: materiais lignocelulósicos), podendo exigir pré-tratamento	Baixo teor de umidade (ex.: materiais lignocelulósicos), podendo exigir pré-tratamento
Consumo energético	Baixo / Médio	Nenhum	Elevado	Elevado
Temperatura de operação	20-55°C	Temperatura ambiente	250-700°C	350-700°C
Tempo de retenção típico	1 a 35 dias	Indeterminado	Segundos	0,5 a 10 segundos
Produtos energéticos do processo	Biogás (50-70% CH ₄)	Biogás (50-70% CH ₄)	Gás de síntese (mistura H ₂ e CO)	Bio-óleo
Derivados dos produtos energéticos	- Energia elétrica e calor - Biometano - Hidrogênio	- Energia elétrica e calor - Biometano - Hidrogênio	- Hidrogênio - Combustíveis avançados e produtos químicos	- Combustíveis avançados e produtos químicos

Projeto: Sistemas de Energia do Futuro III

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Figura 4. Rotas de conversão da biomassa e seus potenciais produtos



Legenda: Rota da Digestão Anaeróbia (cor verde); Rota da Gaseificação (cor laranja); Rota de Pirólise (cor azul).

Capítulo II

PRODUÇÃO DE BIOGÁS: DA COLETA DOS RESÍDUOS À CONVERSÃO ENERGÉTICA

2.1. INTRODUÇÃO

Na produção de energia, a partir da digestão anaeróbia, alguns aspectos são essenciais para que haja um fluxo constante de matéria-prima (substrato) que garanta alto desempenho para desenvolvimento do processo de biometanização.

É fundamental conhecer os processos de geração de resíduos (substratos) e os respectivos parâmetros de caracterização, assim como identificar os fatores que possam impactar na produção de biogás. Há muitos tipos de resíduos orgânicos, e para cada um haverá a necessidade de um planejamento diferenciado para a sua gestão, considerando as especificidades de cada local de origem e a rota para o transporte até a planta de produção de biogás.

Essa biomassa residual (substrato) pode ser obtida a partir de diferentes processos agroindustriais, ou de diferentes atividades agropecuárias, podendo ser originária da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) ou de efluentes domésticos/industriais com carga orgânica elevada. Esses são alguns exemplos de substratos com potencial para produção de energia e fertilizante. O beneficiamento desses substratos por meio da biometanização demanda estratégias diferenciadas para cada caso, desde o ponto de origem até o destino final.

A digestão anaeróbia é um elo fundamental para uma economia circular, possibilitando fechar o ciclo da reciclagem de nutrientes e carbono, evitando emissões de biogás para atmosfera e, dessa forma, contribuindo para a redução da emissão de gases do efeito estufa. De acordo com Lima (2011), o uso de substratos como matéria-prima para produção de biogás e biofertilizante só será economicamente viável se houver planejamento adequado para a gestão de resíduos.

O desenvolvimento de uma unidade produtora de biogás só se iniciará a partir de um levantamento do potencial de produção de substratos. A partir de dados do diagnóstico detalhado sobre a oferta de resíduos orgânicos e a sua caracterização, será possível desenvolver plano de gestão dos resíduos que atenda à demanda de uma planta específica de produção de biogás. O plano de gestão de resíduos orgânicos (substratos) – somado a um planejamento logístico eficiente – contribui diretamente para a viabilidade técnica e econômica do processo de produção de biometano.

Nesse sentido, a caracterização do substrato visa identificar uma série de parâmetros físicos, químicos e bioquímicos essenciais para avaliar não apenas a carga orgânica do substrato e o potencial bioquímico de metano, mas também o seu comportamento durante as etapas da coleta, transporte e armazenamento. A partir dessas informações, será possível estabelecer os protocolos de gestão dos resíduos orgânicos e o todo o planejamento operacional da planta de produção de biogás (LIMA, 2011).

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Alguns parâmetros dos resíduos orgânicos serão responsáveis para definir o tipo de manejo adequado, as tecnologias que poderão ser adotadas no processo de coleta, de transporte e armazenamento. Compreender como esses parâmetros impactam diretamente na especificação de equipamentos, na definição dos custos de operação e manutenção – desde o ponto de origem da produção dos substratos até o seu destino final na planta de produção de biogás – é um ponto sensível para a gestão dos riscos do projeto.

2.1.1. Parâmetros Físicos e Químicos

Como grandezas e parâmetros físicos mais relevantes para caracterização dos substratos, podemos citar: quantidade de resíduos orgânicos gerados diariamente (em unidade de massa e volume), a respectiva densidade, viscosidade (resíduos líquidos), tamanho das partículas (granulometria de resíduos sólidos), teor de sólidos (sólidos totais, sólidos voláteis e sólidos fixos), teor de umidade (percentual de água presente no resíduo), o valor de pH e alcalinidade do resíduo, a presença de impurezas, entre outros.

Todos esses parâmetros possibilitam a especificação dos equipamentos necessários para movimentação dos resíduos, considerando a escala do equipamento e o tipo de material que cada equipamento possui, que estará em contato direto com os resíduos.

Dessa forma é possível prever e reduzir riscos de desgastes, de corrosões, entre outros fatores que possam reduzir a vida útil dos equipamentos que estarão em contato direto com resíduos orgânicos. Essa é uma estratégia para mitigar o risco de manutenção corretiva, evitando impactos no processo de produção de substratos para biometanização.

Quantidade de resíduos orgânicos (em unidade de massa e volume)

A quantidade de substrato varia conforme a atividade econômica e a escala de produção de uma propriedade rural (dejetos de animais, restos de culturas) ou de uma agroindústria (efluente com alta carga de material orgânico e composição diversificada).

Para unidades de massa, são adotadas unidades de vazão mássica, como quilograma por hora (kg/h), tonelada por hora (t/h) ou tonelada por dia (t/d) de resíduos orgânicos gerados.

Para quantificação do volume são adotadas unidades vazão volumétrica, como metro cúbico por segundo (m^3/s), metro cúbico por hora (m^3/h) ou metro cúbico por dia (m^3/d).

Densidade (massa/volume)

O segundo parâmetro a destacar é a densidade, que corresponde à relação entre a massa do substrato e o seu volume. A sua relevância para um projeto de gestão dos resíduos está relacionada diretamente às especificações de sistema de bombeamento, sistemas de agitação/homogeneização e dimensionamento do sistema de armazenamento dos substratos.

Viscosidade (resíduos líquidos e semissólidos)

O próximo parâmetro a ser destacado é a viscosidade, que é a propriedade física que caracteriza a resistência de um fluido ao escoamento. Assim como a densidade, a viscosidade impacta diretamente no manejo do substrato e no dimensionamento de calhas de escoamento, dutos, tubulações e sistema de bombeamento e agitação. A viscosidade é um parâmetro que afeta diretamente no tempo de carga e descarga dos resíduos, tanto no ponto de origem do substrato quanto no destino final no reator anaeróbio. O parâmetro viscosidade do efluente permite conhecer suas respectivas taxas de escoamento de acordo com a quantidade de matéria seca diluída no substrato.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Granulometria (tamanho das partículas presente nos resíduos)

Outro parâmetro a destacar é a granulometria, que permite identificar o tamanho médio das partículas presente nos resíduos orgânicos. Essa avaliação possibilita determinar a distribuição e a diluição do substrato em água, bem como o percentual de partículas dissolvidas, em suspensão e/ou em estado coloidal. Esse dado varia conforme o tipo e o manejo dado ao substrato.

Os fatores que influenciam a diversidade e a variedade do diâmetro das partículas dos dejetos animais são: dieta animal (ração, silagem, pastagem, suplementos etc.), idade, espécie e raça (subespécie) animal, assim como o local de criação e os procedimentos de manejo praticados na propriedade.

Quanto aos substratos vegetais, restos de alimentos e a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, a variação granulométrica e os teores de fibras são fatores que também podem interferir não apenas na gestão do resíduo, mas também afetar diretamente a velocidade da biodegradação anaeróbia do substrato na planta de produção de biogás.

Teor de sólidos (totais, voláteis e fixos)

Sólidos Totais (ST) ou matéria seca (MS) é o conjunto de todas as substâncias orgânicas e inorgânicas contidas nos resíduos orgânicos. Sua determinação ocorre por meio de metodologias como a APHA 2540 B - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005), que consiste na secagem da amostra do substrato em uma estufa com temperatura de $103\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 5\text{ }^{\circ}\text{C}$ até a evaporação completa da água.

Um componente presente na fração dos sólidos totais são os Sólidos Fixos (SF), elementos minerais que são determinados após processo de calcinação em um forno mufla a uma temperatura de $550\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 5\text{ }^{\circ}\text{C}$ (APHA 2540 E), resultaram apenas cinzas (matéria inorgânica). Esses materiais minerais inorgânicos correspondem à fração de sólidos fixos nos resíduos, ou seja, material sem potencial para ser biometanizado.

A etapa de determinação dos ST e a determinação dos SF são duas fases que possibilitam identificar a quantidade de água e de elementos inorgânicos presentes no substrato. Esses elementos presentes na composição dos substratos não possuem matéria orgânica com potencial para ser biometanizada.

A diferença entre a massa de matéria seca (ST) e a massa de matéria inorgânica (SF) corresponde ao valor de sólidos voláteis (SV), que é toda parcela de matéria orgânica que foi volatilizada durante a análise de SF. Os sólidos voláteis (SV) são a fração do substrato que estará disponível para os micro-organismos – do processo anaeróbia – degradarem e converterem em biogás.

O teor de sólidos totais (ST) é um parâmetro essencial para determinar qual o processo de digestão anaeróbia será mais adequado: processos com baixos teores de ST < 15% são denominados de processos de digestão anaeróbia por via úmida, e para teores de ST > 15% são denominados de processos de digestão anaeróbia por via seca.

Conhecer o teor de ST é importante para especificar sistemas de coleta, bombeamento, tubulações, dimensionamento de tanques, sistemas de homogeneização e agitação das unidades produtoras de biogás.

A classificação do teor de sólidos pode ser física ou química. Fisicamente, eles são classificados segundo suas dimensões: sólidos dissolvidos com dimensões inferiores a $1,0\text{ }\mu\text{m}$ e os sólidos em suspensão com dimensões superiores a $1,0\text{ }\mu\text{m}$.

Com base nesses dados, é possível dimensionar a diluição correta do substrato e avaliar a composição e a concentração de sólidos orgânicos e inorgânicos no interior do reator anaeróbio.

Teor de umidade (percentual de água presente no resíduo)

Teor de umidade e teor de sólidos totais são duas caracterizações relacionadas. Quanto maior for o teor de sólidos totais, menor será o teor de umidade. São dois parâmetros inversamente proporcionais.

Valor de pH e alcalinidade do resíduo

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

O valor de pH determina a acidez ou a basicidade de uma solução aquosa. Sua unidade é o logaritmo negativo da concentração de íons de hidrogênio (H⁺), determinados conforme as normas do Standard Methods (APHA 4500-H⁺ pH Value, B. Electrometric Method) de acordo com Droszg et al. (2013). Para Chernicharo (2007), o pH, assim como a alcalinidade e a concentração de ácidos voláteis, são fatores importantes para o controle e a operação da digestão anaeróbia.

No entanto, nesse item não focaremos a influência da variação do pH ou da alcalinidade da digestão anaeróbia, e sim apenas destacar o impacto de substratos com valores de pH que possam causar corrosão em tubulações e equipamentos, uma vez que os íons presentes nos resíduos orgânicos, sejam eles ácidos (pH <7) ou alcalinos (pH > 7), atacam os elementos metálicos em nível molecular.

De certa forma, o ataque acaba consumindo o material, podendo ser acelerado quando houver presença de oxigênio dissolvido, impactando na necessidade de substituição de equipamentos e/ou dutos e causando sérios prejuízos econômicos na unidade de produção de biogás.

Presença de impurezas

O local inadequado para manejo dos resíduos orgânicos pode favorecer a contaminação do substrato por diferentes materiais com: presença de poeira, solo ou areia; arraste de microrresíduos de plásticos ou de diferentes polímeros; arraste de resíduos da dieta animal (restos de ração, silagem, pastagem, sal mineral, entre outros); impurezas como presença de pelos ou penas, serragens, maravalha, entre outros elementos contaminantes. Esses são alguns elementos comuns que surgem devido aos procedimentos de manejo e estocagem dos resíduos.

Os parâmetros físicos citados até este instante permitem avaliar o comportamento e o arrasto interno de material, o escoamento e a turbulência do efluente dentro do reator para diversas densidades, bem como as granulometrias do substrato. Entre outros pontos, esses parâmetros fornecem informações importantes para tomada de decisão sobre o sistema de movimentação dos resíduos, definição de sistemas de bombeamento e agitação mais adequados. Assim como o planejamento do tempo de carregamento e descarregamento, o gasto energético necessário é essencial para a definição de custos de CAPEX e OPEX para a gestão dos resíduos orgânicos.

2.1.2. Gerenciamento do Substrato

O uso de resíduos orgânicos para produção de biogás vem crescendo ao longo dos últimos anos devido a diversos fatores; entre eles, destacam-se a expansão das atividades de bovinocultura confinada, suinocultura e avicultura no Brasil, a elevação da tarifa de energia elétrica, elevação dos preços dos combustíveis, impactados diretamente por fatores como estiagens e alto do preço internacional do barril de petróleo. Crises internacionais como a recente invasão da Ucrânia pela Rússia afetam a dinâmica do preço do petróleo e a oferta de fertilizante no mercado.

Outros fatores que também estão favorecendo projetos de recuperação energética em plantas de biogás é a possibilidade de reuso do digestato como fertilizante organomineral, principalmente em regiões afetadas por estiagens nos últimos anos.

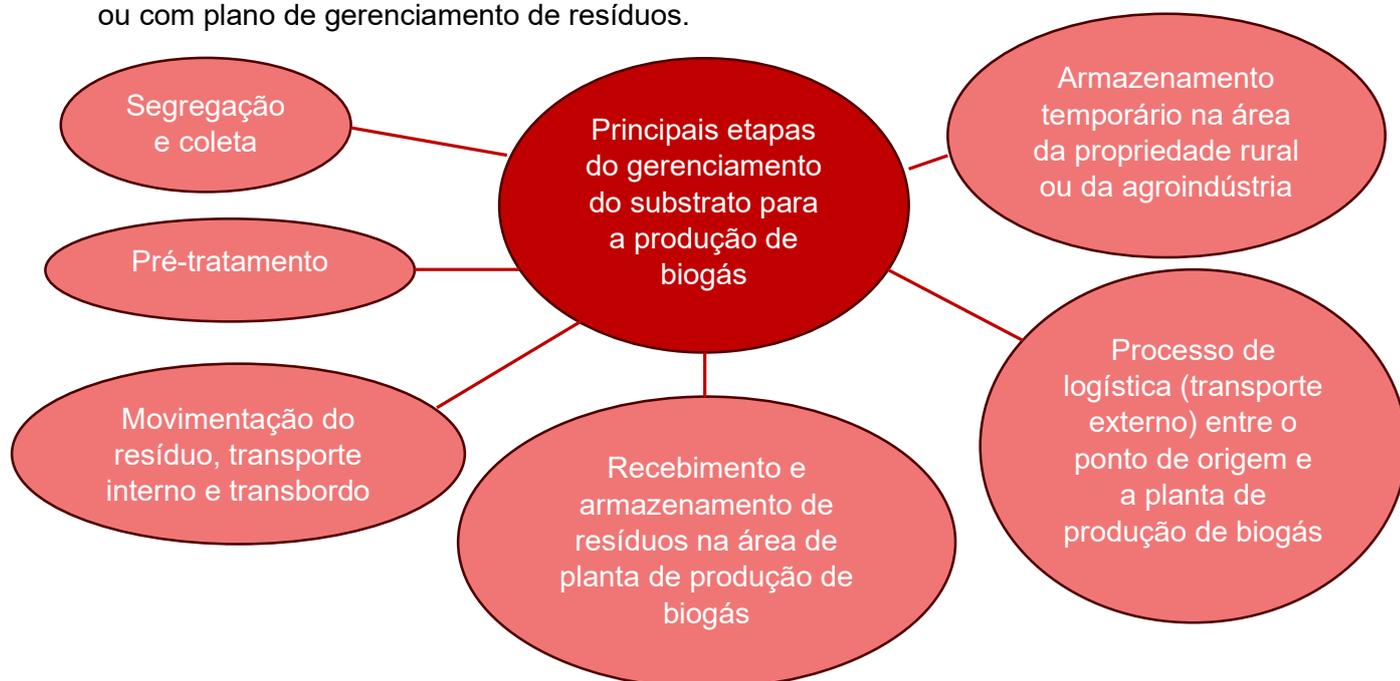
Somados a esses fatores, também houve avanço tecnológico, tanto dos equipamentos quanto da evolução dos projetos de engenharia e modelos de negócios. Esses fatores contribuem para a viabilidade técnica e econômica de novos empreendimentos para recuperação energética dos resíduos sólidos orgânicos.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Em outro aspecto importante, acrescentam-se as diretrizes da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010) e do Marco Legal do Saneamento (Lei nº 14.026/2020), que reúnem o conjunto de princípios, objetivos, instrumentos, diretrizes, metas e ações a serem adotados pelos governos federal, estaduais e municipais para gestão integrada e o gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos e efluentes.

São diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos e efluentes, que se entendem por um conjunto de ações exercidas, direta ou indiretamente, nas etapas de coleta, transporte, transbordo, tratamento e destinação final ambientalmente adequada dos resíduos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, de acordo com plano municipal de gestão integrada de resíduos ou com plano de gerenciamento de resíduos.



2.2. COLETA DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS PARA BIODIGESTÃO

2.2.1. Segregação e coleta dos resíduos orgânicos no ponto de origem

A etapa inicial de separação dos resíduos orgânicos no local de geração deve levar em conta as características físicas, químicas e bioquímicas desses substratos, considerando também os respectivos riscos de manejo, inerentes de cada material.

Essa é uma etapa diretamente relacionada aos procedimentos de manejos adotados para cada atividade agropecuária ou para cada processo agroindustrial, da mesma forma que as atividades de gestão de resíduos orgânicos em diferentes

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

segmentos. Há necessidade de planejar os métodos para coleta, visando o aproveitamento desses resíduos.

Na pecuária, por exemplo, mais especificamente na produção de esterco, um fator determinante para a gestão é o teor de umidade, ou seja, a quantidade de água presente nos estercos. Não apenas o teor de umidade presente no esterco fresco (*in natura*), mas, sim, considerar também a adição de água dos processos de limpeza das instalações.

A classificação dos tipos de esterco pode ser feita de acordo com os três estados físicos básicos (consistência do material):

- Sólido, para esterco com teor de sólidos totais acima de 20%;
- Semissólido, para esterco com teor de sólidos totais entre 10% e abaixo de 15%;
- Líquido, para misturas de esterco, urinas e águas de limpeza, totalizando um efluente com teor de sólidos totais abaixo de 10%.

Em função das características físicas dos dejetos, são estabelecidas as práticas de manejo nas propriedades rurais, que estão alinhadas com o tipo de sistema de produção adotado. As principais práticas de manejo são:

Manejo de esterco na forma sólida

Nessas condições, há a possibilidade de coleta do esterco de forma manual ou mecânica por meio processo de raspagem com enxada, pá ou até mesmo com raspadores de esterco tracionados por cabo (ou corda, ou corrente), em formato de “U” ou “V”, reto e emborrachado, podendo ser acoplados em tratores. Esse processo de manejo é empregado em confinamento de gado localizado em ranchos cobertos, normalmente empregado para o manejo de gado leiteiro.

Nesse procedimento de manejo de estrume de gado leiteiro, evita-se o excesso de água na lavagem, possibilitando-se a coleta diária dos dejetos para:

- a) Local de armazenamento temporário (podendo ser um local coberto), para escoamento de água e secagem. Após o processo de desidratação e secagem, o substrato sólido é destinado para áreas de cultivo, como composto orgânico;
- b) Destinação para esterqueira ou para processo de compostagem a fim de posteriormente ser usado em áreas de cultivo a partir de aplicação com chorumeira em fertirrigação ou fazendo a disposição dos compostos sólidos no solo;
- c) Durante o manejo dos dejetos, o processo de coleta por raspagem nos currais e salas de ordenha ainda torna necessária uma etapa de lavagem periódica dos pisos com lava-jato ou água sob pressão, permitindo que efluentes sejam direcionados para a esterqueira;

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

- d) Desidratador, para separação da fração sólida e líquida. A fração líquida pode ser destinada para armazenamento temporário em uma lagoa impermeabilizada, para sedimentação de sólidos, homogeneização e equalização do substrato antes de ser introduzida no biodigestor.

- **Manejo de esterco semissólido**

O manejo desse tipo de resíduo, normalmente composto por fezes misturadas com urinas e um pouco de água utilizada na lavagem, totaliza um substrato com teor médio de sólidos totais variando entre 12% e 16%. Caracteriza-se pelo teor de umidade acima do ideal para um sistema convencional de coleta por raspagem e pelo teor de umidade insuficiente para ser aplicado no solo por um sistema de irrigação.

Esse efluente normalmente é armazenado temporariamente por períodos entre três e cinco dias, em tanques ou fossas. Quando destinado diretamente para aplicação no solo, necessita de transporte e aplicação de veículo dotado de tanque distribuidor de esterco, com sistema de vácuo-compressor para as operações de coleta, carregamento, homogeneização e distribuição. Esse sistema pode ser acoplado em caminhões ou tratores.

Normalmente é um processo aplicado para sucção e distribuição de dejetos de suínos e bovinos, assim como aspiração de efluentes industriais, transporte de dejetos e limpeza de fossas.

No mercado há modelos de equipamentos com capacidades de carga entre 6 mil e 18 mil litros.

- **Manejo de esterco líquido**

Sistema de manejo onde o efluente com mistura de fezes, urinas e água de limpeza apresentam concentração de sólidos totais inferior a 12%, possibilitando a aplicação com sistemas de irrigação. A capacidade de armazenamento nas propriedades pode variar conforme o tamanho do plantel. Em comparação aos sistemas de manejos citados anteriormente, as principais vantagens são:

- a) baixa demanda por mão de obra;
- b) baixa demanda por máquinas e equipamentos mais caros, como tratores e tanques especiais para coleta e distribuição;
- c) baixa perda de nutrientes quando destinado imediatamente para irrigação;
- d) contribuição para melhoria da fertilidade do solo, gerando economia de insumos como adubos comerciais.

- **Manejo de esterco em lagoas de estabilização (aeróbias, anaeróbias ou facultativas)**

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

O manejo dos dejetos em lagoas é uma prática de baixo custo com elevado impacto ambiental. O efluente permanece no local por muito tempo, sendo degradado por micro-organismos. O lodo sedimentado torna-se rico em nutrientes como nitrogênio e fósforo. O sobrenadante, efluente mesmo denso, normalmente é aplicado em culturas agrícolas.

As principais desvantagens desse sistema de manejo são:

- a) Emissão, para a atmosfera, dos gases gerados no processo de decomposição;
- b) Quando a lagoa não é impermeabilizada, há elevado risco de contaminação do solo e do lençol freático;
- c) Possibilidade de crescimento acelerado de vegetação nas margens da lagoa;
- d) Processo afetado diretamente pelas condições climáticas locais (excesso de chuva, estiagens, variação da temperatura ambiente);
- e) Emissão de maus odores;
- f) Proliferação de moscas, mosquitos e outros vetores;
- g) Necessidade de remoção contínua do lodo sedimentado;
- h) Necessidade de afastamento das instalações da propriedade (galpões, sede administrativas, residências etc.).

• **Manejo de esterco em leiras de compostagem**

A compostagem corresponde a um conjunto de técnicas que aceleram a decomposição de resíduos orgânicos por meio de micro-organismos heterótrofos aeróbios. O principal objetivo é reduzir o tempo do processo de decomposição, gerando um substrato estabilizado, rico em nutrientes organominerais (adubo orgânico humificado) e pronto para uso no solo.

O ponto-chave para sucesso do processo de compostagem é o equilíbrio correto entre carbono e nitrogênio. Ajustar a relação C/N ideal dependerá diretamente da composição dos resíduos orgânicos. O processo de compostagem demandará aos micro-organismos condições favoráveis de aeração, umidade, temperatura, pH e da composição dos resíduos orgânicos disponíveis. O controle desses parâmetros é essencial para eficiência do processo de compostagem (NUNES, 2009).

O processo de compostagem pode variar conforme a escala de resíduos a serem tratados, podendo ser adotadas técnicas como a disposição em leiras, empilhamento aerado ou estático, em caixas ou baias de madeira, alvenarias, entre outros. Para proporcionar ambiente adequado para funcionamento da aeração passiva, há necessidade de alternar camadas de matérias diferentes (a partir de uma base de matéria seca, rica em carbono) com camadas de matéria verde (rica em nitrogênio).

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

O sistema de compostagem é uma possibilidade para a agropecuária por possibilitar melhor aproveitamento do resíduo para produção do composto orgânico, agregando valor à atividade agropecuária.

A desvantagem é que o processo demanda energia, principalmente para movimentação dos sistemas de mistura e homogeneização das leiras de compostagem. Produz gás carbônico (CO₂) e não gera biocombustível como biogás.

- **Manejo dos dejetos a partir de processo de digestão anaeróbia**

A digestão anaeróbia – ou simplesmente *biodigestão* – corresponde ao processo de degradação da matéria orgânica por meio de micro-organismos anaeróbios, produzindo produtos como biocombustível gasoso e digestato (efluente rico em nutrientes, com potencial para ser utilizado com biofertilizante).

O processo comercial de digestão anaeróbia ocorre em ambiente fechado, com ausência de oxigênio atmosférico livre, com controle de parâmetros como temperatura (em média 35±1 °C), pH, alcalinidade, teor de sólidos, tempo de retenção hidráulica, carga orgânica volumétrica, relação carbono/nitrogênio, entre outros.

A principal vantagem da biodigestão é o baixo consumo de energia para desenvolvimento do processo em comparação com o excedente de energia produzido. A operação de biodigestores produz biogás.

O manejo de dejetos em biodigestores contribui diretamente para redução de maus odores, redução de insetos e outros vetores comuns em lagoas de estabilização e esterqueiras.

Outro fator de destaque do uso da biodigestão é possibilidade de promover nas propriedades uma solução de tratamento de dejetos melhor que outros processos, evitando que os dejetos sofram degradação e gerem contaminação que impacte em atividades das propriedades rurais ou das agroindústrias.

A atenção a alguns pontos, de boas práticas no manejo dos dejetos até sua introdução aos biodigestores, é essencial para evitar futuros problemas de operação e manutenção. Esses pontos serão detalhados no item “Pré-tratamento”.

Há diversos tipos de biodigestores, que podem ser classificados de várias formas. De acordo com Kunz, Steinmetz e do Amaral (2019), os biodigestores podem ser classificados quanto ao regime de operação (fluxo de alimentação batelada ou contínuo), concentração de sólidos no reator anaeróbio (digestão sólida >20%, semissólida 10 a 15% e úmida <10%), forma de alimentação do

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

reator anaeróbico (fluxo ascendente ou fluxo laminar), sistema de agitação e homogeneização do substrato no reator anaeróbico (mistura completa, parcial ou sem mistura).

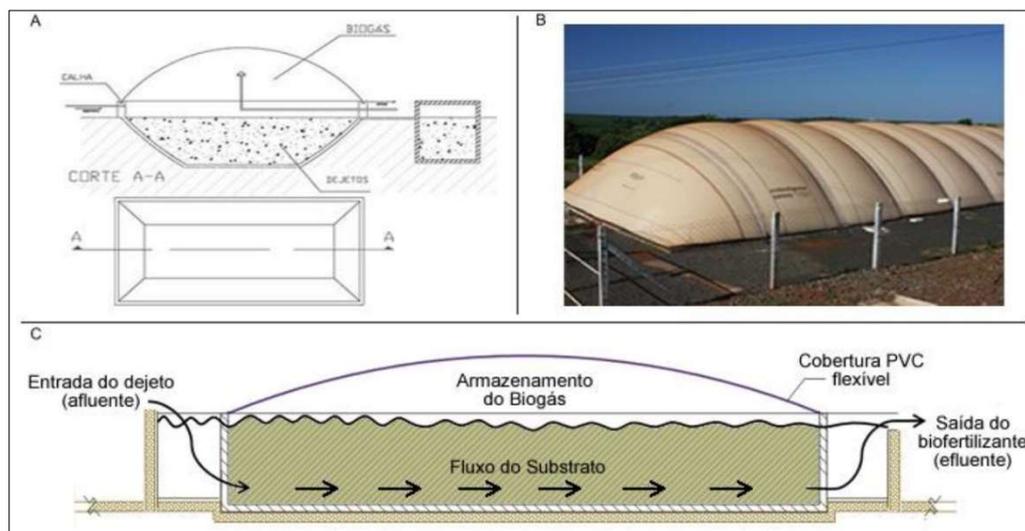
A partir desses parâmetros, é possível especificar alguns modelos de biodigestores mais utilizados no Brasil:

a) Biodigestor de lagoa coberta (BLC)

Também conhecido como modelo “canadense” ou biodigestor de lona, o BLC (Figura 5) é o modelo mais utilizado no Brasil, empregado principalmente em propriedades rurais para o tratamento de dejetos animais. Esse modelo caracteriza-se pelo baixo nível tecnológico e pela facilidade de instalação e operação.

Quanto ao seu aspecto construtivo, o BLC é um tanque escavado no solo, com formato retangular, de seção trapezoidal, possibilitando inclinação de talude adequada às características do solo do local onde está instalado. O BLC é impermeabilizado com lonas geossintéticas produzidas em polietileno de alta densidade (PEAD), manta de policloreto de vinila (PVC) ou outros materiais. Na parte inferior do BLC, essas mantas geossintéticas evitam a contaminação do solo e do lençol freático. Na parte superior, o material geossintético possibilita captura e estocagem do biogás produzido, evitando sua emissão direta para a atmosfera.

Figura 5 – Biodigestor de lagoa coberta (BLC)



Legenda: (A) Planta Baixa e Corte A-A, (B) Vista panorâmica, (C) Diagrama em corte, de acordo com LIMA (2011).

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

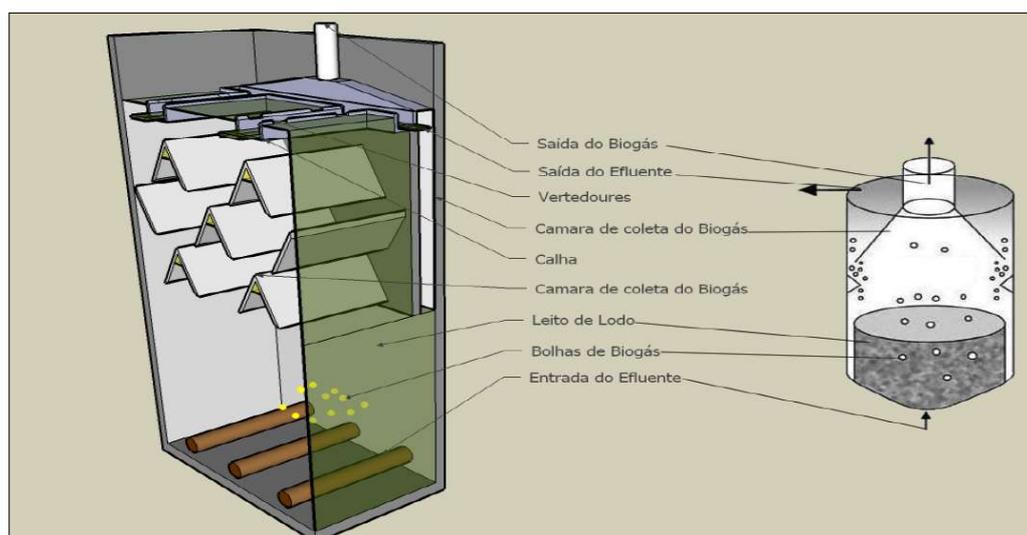
Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

b) Biodigestor tipo UASB

A denominação UASB é uma sigla da expressão em língua inglesa *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* para denominar o reator anaeróbio com fluxo ascendente e manta de lodo. É um biodigestor vertical onde o fluxo do efluente no reator se dá no sentido da base para o topo (Figura 6).

Nesse modelo a principal vantagem é o reduzido tempo de retenção hidráulica (de 4 a 72 horas) com possibilidade de ser operado com vazões superiores às praticadas em um modelo BLC. No entanto, o UASB opera com baixa carga orgânica, com efluentes de teor de sólidos inferior a 2% (CHERNICHARO, 1997). Quando aplicado ao tratamento de dejetos animais, demanda algumas etapas de pré-tratamento desses substratos.

Figura 6 – Biodigestor tipo UASB



Fonte: Lima, 2011 apud Chernicharo, 1997.

c) Biodigestor CSTR

O nome CSTR vem do inglês *Continuous Stirred Tank Reactor* – reator com tanque agitado continuamente. Esse modelo de reator é o mais utilizado na Europa e apresenta nível tecnológico mais elevado, que possibilita controle de operação mais robusto do reator, proporcionado alto rendimento do processo de biometanização.

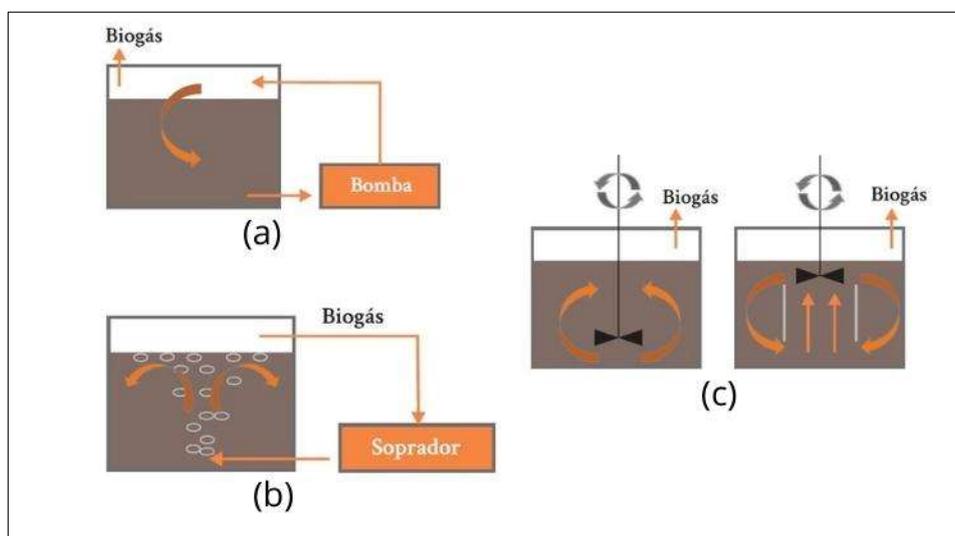
Por ter sistema de agitação e homogeneização constante, o CSTR possibilita que os micro-organismos tenham contato constante com o substrato, acelerando o processo anaeróbio (Figura 7). Outros fatores importantes são o controle da temperatura do processo e o controle do pH, entre outros.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Como resultado dessa inserção tecnológica, o CSTR pode suportar efluentes com alta carga orgânica, com valores de 1 a 4 kgSV.m⁻³.d⁻¹.

Figura 7 – Biodigestor tipo CSTR – tipos de agitação e homogeneização



Legenda: tipos de agitação e homogeneização: (a) agitação hidráulica, (b) agitação pneumática e (c) agitação mecânica. Adaptado de Kunz, Steinmetz e do Amaral (2019).

d) Biodigestor em fase sólida (*dry digestion*)

O modelo de reator *dry digestion* (digestão seca) é um processo que opera com substratos com teores de sólidos totais de 20% a 40%. Nessa configuração de processo anaeróbico, a escala dos reatores é menor quando comparada com os exemplos citados anteriormente. A redução da capacidade dos reatores está relacionada à sua operação com resíduos sólidos, exigindo processos diferenciados de carregamento e descarregamento dos reatores, o que implica elevação de custos operacionais. Para proporcionar aceleração do processo anaeróbico, em alguns casos ocorre a adição de inóculos simultaneamente com o substrato sólido. Outros procedimentos adotados são a captação do lixiviado na base do reator e o seu bombeamento para o topo. Essa recirculação contribui para uma distribuição dos micro-organismos na massa de substratos sólidos. Já o fluxo de resíduos nos processos de *dry digestion* é realizado em batelada.

Projeto: Sistemas de Energia do Futuro III

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

2.2.2. Pré-tratamento

Na agropecuária – mais especificamente na suinocultura, avicultura e bovinocultura, por exemplo –, há necessidade de segregação de elementos que possam ser arrastados com os dejetos. Quando esses resíduos são destinados para processos de produção de biogás, o pré-tratamento inicial contribui para evitar problemas futuros, principalmente o assoreamento causado pelo acúmulo de sedimentos e detritos arrastados com os dejetos (substrato) para dentro do biodigestor.

Nessa etapa de pré-tratamento do substrato, serão destacados os procedimentos de remoção de elementos físicos e inertes, com potencial contaminante do substrato. Elementos não orgânicos como areia, solo, resíduos de plásticos, pedaços de gravetos, galhos, ossos e elementos minerais vão decantar e acumular no biodigestor, reduzindo o volume útil para realização do processo de produção de biogás.

Nesse sentido, o pré-tratamento é uma fase essencial após a coleta dos resíduos e a destinação para produção de biogás, reduzindo os riscos operacionais do processo.

Entre os elementos mais utilizados na primeira etapa de pré-tratamento, estão os responsáveis pela remoção de objetos sólidos como resíduos de plásticos, metais, papéis, pedaços de gravetos, galhos, ossos e pedras, entre outros. Esses elementos podem ser segregados a partir de grades e peneiras, com diferentes tamanhos de malhas, distribuídas ao longo de canais e calhas de coleta e escoamento dos dejetos.

Na sequência, para a remoção de areia, solo, minerais sedimentares, entre outros elementos, são empregadas caixas de areias. Esses equipamentos desarenadores contribuem para remoção de materiais que possam causar assoreamento do biodigestor.

2.3. TRANSPORTE DE RESÍDUOS ORGÂNICOS

2.3.1. Transporte Interno – movimentação dos resíduos orgânicos no local de origem

O tratamento imediato dos resíduos animais é um fator importante para o saneamento nas propriedades rurais, pois garante o bem-estar animal e humano, reduzindo no local a exposição aos gases gerados na decomposição desses materiais. Esses gases causam poluição olfativa no local das criações devido à evaporação de elementos como amônia, enxofre, metano, entre outros. Nessa etapa, o principal objetivo é a remoção dos dejetos do ponto de origem, a partir de procedimentos de limpeza dos estábulos, salas de ordenhas, currais, galpões de criações etc.

Conforme as características dos resíduos orgânicos, a etapa de traslado do resíduo dos pontos de coleta e segregação até o local de armazenamento temporário poderá ser feita por canais, calhas, tubulações ou tanques em caminhões ou tratores, quando se tratar de resíduos líquidos ou semissólidos.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Para o manejo dos resíduos sólidos, há possibilidade de movimentação do material por meio de esteiras transportados, raspagem e acondicionamento em recipientes, carros de mão, caçambas, entre outros.

2.3.2. Transporte Externo – processo de logística entre o ponto de origem até o destino final (planta de produção de biogás)

A logística é etapa importante da gestão de uma planta de produção de biogás, a qual possibilita estruturar o planejamento das rotas de coleta resíduos orgânicos, permitindo definir o fluxo de circulação na planta e identificar custos de movimentação de substratos (resíduos orgânicos) entre o ponto de origem e o destino. Proporciona a definição de estratégias para o armazenamento de substratos e para a alimentação dos reatores, assim como a movimentação de cargas entre diferentes unidades na área da planta de produção de biogás. Também é etapa importante para gestão da distribuição do digestato, destinação do biometano para uso como combustível veicular (BioGNV), entre outros produtos da digestão anaeróbia.

Todo esse processo se inicia na etapa de coleta dos resíduos orgânicos para a produção de biogás. O principal objetivo é planejar o sistema de logística dos resíduos e identificar o menor percurso e as condições operacionais com o custo mais baixo. Dessa forma, um planejamento logístico minucioso torna propícia a identificação de demandas, custos e riscos específicos para cada caso, considerando sempre a quantidade de resíduos a ser movimentada, o tipo de resíduo, as características específicas de cada tipo de resíduo orgânico, assim como outros parâmetros.

De acordo com Ortiz (2021), para a redução dos custos operacionais e ambientais, é necessário otimizar o processo de logística com um mapeamento das rotas entre a planta de produção de biogás e os pontos de coletas de resíduos (em fazendas ou agroindústrias). Dessa forma é possível não apenas identificar a rota com a menor distância, mas também a rota com condições de infraestrutura mais adequadas para receber um amplo fluxo de caminhões pesados.

Os principais parâmetros a serem considerados são:

- O fluxo de produção de resíduos de cada unidade (origem) onde será feita a coleta, para ser definida a frequência de coleta específica para cada unidade geradora de resíduos (fazenda, agroindústria etc.);
- Dados georreferenciados de cada ponto de coleta e de todas as possíveis rotas até a planta de produção de biogás;
- Analisar a condição de estradas, pontes, infraestrutura de comunicação e pontos de apoio, entre outros.

No estudo de Ortiz (2021), destaca-se a necessidade de avaliar também parâmetros como:

- Número de pontos de coleta na rota;

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

- Horário inicial e final que o caminhão poderá coletar os resíduos em cada ponto de coleta;
- Capacidade de transporte do caminhão (em massa e volume);
- Número de caminhões necessários para cada planta de produção de biogás;
- Disponibilidade de resíduo em cada ponto de coleta (em massa e volume);
- Tempo de carregamento do caminhão em cada ponto de coleta;
- Recursos necessários para cada o processo de carregamento do resíduo no caminhão;
- Tempo de percurso entre um ponto de coleta e outro;
- Custos operacionais entre cada ponto da rota e/ou custo associado em toda viagem.

Dessa forma, a otimização do processo de logística permite identificar o tempo de deslocamento entre a planta e cada ponto de coleta, bem como o tempo necessário para carregamento, transporte e descarregamento dos resíduos na planta, os custos específicos por cada tonelada transportada por km, para cada rota possível.

A logística de transporte dos substratos (resíduos agropecuários, agroindústrias, efluentes e/ou fração orgânica do RSU) é um aspecto técnico relativo à infraestrutura operacional das plantas de produção de biogás.

A etapa de transporte é o elo estratégico e essencial para conexão entre o local de geração de resíduos e a planta de biometanização. A localização de uma planta de biogás impacta diretamente no planejamento logístico para o transporte dos resíduos. Sobre a operação com a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU), a FEAM (2012) destaca pontos a serem considerados na definição da área onde será construído a planta de produção de biogás:

- Zoneamento municipal e urbano;
- Localização preferencial em área/distrito industrial (para aproveitamento direto do vapor residual ou mesmo do biogás gerado);
- Vias de acesso e implicações no trânsito devido aos veículos de transporte, principalmente dos rsu;
- Implicações que seriam decorrentes caso seja necessária a desapropriação de áreas;
- Existência de subestação que atenda à energia elétrica a ser transmitida (para economia na implantação dos sistemas de transmissão);
- Disponibilidade de água;
- Facilidade de obtenção de mão de obra especializada;
- Distâncias econômicas das sedes municipais às estações de transbordo e destas às plantas de incineração ou aterros sanitários;
- Existência de aterro sanitário e industrial em distância econômica (para destinação final de rejeitos e rsu em eventuais paradas das unidades);
- Não comprometimento ambiental quanto a unidades de conservação (ucs), áreas de proteção ambiental (apps), espécies endêmicas da fauna e flora e ambientes de relevância ambiental.

Cabe ressaltar que, sendo a FORSU uma matéria-prima para produção do biogás, haverá sempre a necessidade de planejamento de aterro sanitário para recebimento

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

desses resíduos em ocasiões que não possam ser processados na planta de biogás, como períodos em manutenção preventiva ou corretiva que se estendam por durações superiores à capacidade de armazenamento da área de recebimento de resíduos, no pátio da usina de biogás. Esse é um item importante a ser considerado no planejamento de operação com outros substratos de origem animal e resíduos da agroindústria.

Conceber um arranjo logístico com limite máximo de deslocamento do substrato, de cada ponto de coleta até a sede da usina, enseja a identificação o raio logístico máximo que possa viabilizar ou inviabilizar a operação da planta de produção de biogás. Os principais parâmetros dessa etapa de avaliação de viabilidade de transporte dos resíduos orgânicos são:

- a) A taxa de resíduo transportado – quantidade total de resíduos multiplicada pelo total de quilômetros de transporte (t.km/d);
- b) Avaliação dos custos – definição do investimento fixo para implantação e operação do processo logístico para movimentação (toneladas por dia);
- c) Distância total de cada roteiro de coleta de resíduos;
- d) Custo de transporte (r\$/tonelada.km)

A partir dessas informações, é possível realizar a modelagem de viabilidade econômica do processo de logística dos resíduos, sempre considerando todos os requisitos exigidos pelo Manifesto de Transporte de Resíduos (MTR).

O Manifesto de Transporte de Resíduos (MTR) é o documento exigido dos geradores de resíduos, inclusive os geradores de resíduos agrossilvopastoris (obrigatório conforme os órgãos competentes de cada estado). O MTR monitora a expedição, a movimentação e o recebimento dos resíduos nas unidades de destinação final e, também, tem papel fundamental para evitar desvios de resíduos para locais inadequados. É um instrumento que torna possível verificar onde estarão os volumes significativos de resíduos e a sua movimentação para recuperação energética.

2.4. ARMAZENAMENTO DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS, DE BIOGÁS E DIGESTATO

O armazenamento de substratos é uma etapa importante e extremamente estratégica para a gestão da unidade de produção de biogás (planta de biogás). O armazenamento de substratos é uma etapa prévia, realizada antes da destinação do substrato no reator anaeróbio (biodigestor).

O armazenamento deve ser considerado sempre que houver sazonalidade na oferta de substrato para planta de biogás, que ocasione descontinuidade no fluxo de oferta de substratos e impacte diretamente no fluxo de alimentação e operação da planta de biogás. Em determinados períodos, haverá oferta de elevada quantidade de substratos (matéria-prima) e em outros períodos haverá escassez de substrato. Essa descontinuidade no fornecimento de matéria-prima afeta o fluxo contínuo de alimentação dos reatores, causando baixa produtividade na produção de biometano.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

2.4.1. Armazenamento de substratos sólidos

Silos fechados e abertos (geomembranas), armazenamento a céu aberto

- Implantar piso impermeável e com sistema de coleta de lixiviados, os quais devem ser direcionados ao sistema de metanização.
- Garantir que não haja contato das águas pluviais com o substrato.
- Programar a logística de modo a reduzir o tempo de armazenamento do substrato.

Utilizar galpões fechados, com sistema de coleta e tratamento do ar ambiente. Caso seja utilizado local aberto, realizar o recobrimento do material com lona.

2.4.2. Armazenamento de substratos líquidos

Tipos de reservatórios (tanques de aço inoxidável, concreto, fibra de vidro, lagoa revestida com geotêxtil ou geomembrana)

- Realizar o armazenamento em tanque fechado e com sistema de direcionamento de emissões atmosféricas e odorantes ao sistema de tratamento.
- Conduzir o substrato por meio de bombeamento em tubulações.
- Utilizar tanques e tubulações aéreas de modo a facilitar a identificação de vazamentos.
- Realizar manutenção periódica em válvulas para garantir a estanqueidade destas.
- Utilizar preferencialmente bombas submersíveis para evitar vazamentos.
- Implantar bacias de contenção para eventuais.
- vazamentos ou rompimentos dos tanques, com volume igual à quantidade de substrato armazenado.
- Implantar sensores para monitoramento de possíveis vazamentos. Implantar sensores de nível para garantir que os tanques não sejam preenchidos acima da capacidade máxima.

2.4.3. Armazenamento temporário dos resíduos no ponto de origem

Quando necessário, o local destinado para armazenar temporariamente os resíduos até o processo de coleta e transporte para destino final na planta de produção de biogás deve ser uma área com condições adequadas para evitar a contaminação do solo por chorume.

A área no entorno deve ter condições para suportar o trânsito intenso de veículos necessários para movimentação dos resíduos, como tratores com pá carregadeira e/ou caminhões pesados.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

2.4.4. Recebimento e estocagem de resíduos na área de planta de produção de biogás

A infraestrutura adequada para recebimento e armazenamento de resíduos na área da unidade de produção de biogás demanda desde uma área de manobra concretada ou com solos compactados, apresentando sistema de drenagem superficial e com direcionamento das águas superficiais ao sistema de tratamento de efluentes, até a instalação de bacia de contenção em áreas consideradas de alto risco ao lençol freático.

Quando se trata de resíduos sólidos, para armazenamento através de processo de ensilagem, há necessidade de cobertura para evitar que o material fique exposto a adversidades climáticas. Nesse caso, a técnica de controle do processo de estocagem de resíduos sólidos deve ser *First-in-First-out* (FIFO), ou seja, “O primeiro a entrar é o primeiro a sair”, realizado pela ordem cronológica das entradas de substrato na planta.

Normalmente o silo é modelo garagem, por meio do qual tratores com pá carregadeira fazem coleta na área de ensilagem até o biodigestor (reator anaeróbio).

Toda operação de movimentação de resíduos na área da unidade de produção de biogás é planejada para otimizar o tempo de transbordo no processo de alimentação dos biodigestores, aumentando a agilidade na operação e reduzindo o gasto energético e o tempo de emissões sonoras, seja do acionamento de bombas ou do uso de pás carregadeiras.

2.4.5. Armazenamento do biogás

O armazenamento do biogás tem por objetivo garantir o fornecimento do biocombustível gasoso nos momentos em que o consumo de biogás for maior que a capacidade de produção do reator anaeróbio. O armazenamento, ao regular a vazão de biogás, reduz riscos de desabastecimento e garante um fornecimento de energia estável e seguro dentro dos limites estabelecidos no planejamento energético da planta, contribuindo para a sua estabilidade e confiança. Essa é uma condição crítica para atender a contratos de fornecimento de biogás ou biometano, seja para geração de energia elétrica ou para sua distribuição e injeção em redes de gás natural.

Essa característica confere ao biogás algumas vantagens como fonte de geração de energia segura, proporcionado geração firme e despachável sem sofrer intermitência por fatores climáticos ou sazonalidades.

O armazenamento em baixa pressão ocorre tanto nos reatores anaeróbios, no espaço destinado para esse fim, quanto em reservatórios desenvolvidos com materiais flexíveis. Esses reservatórios são denominados gasômetros. Nessas condições, a capacidade de armazenamento ocorre em baixa pressão, facultando o uso do biogás para aplicações térmicas, a queima em *flares*, o consumo do biogás em sistemas de

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

geração de energia elétrica e o fornecimento de biogás para os sistemas de limpeza e purificação.

Após a etapa de purificação, o biometano obtido a partir do biogás segue para um sistema de armazenamento a alta pressão. Esse processo só se justifica quando há escala de produção de biometano que viabilize os custos do processo de purificação e armazenamento em alta pressão, normalmente demandados em contratos de fornecimento de biometano para redes de gás natural, ou fornecimento na forma de gás natural comprimido (GNC) transportado por carretas com cilindros especiais ou para o fornecimento na forma de gás natural veicular (GNV).

Nesse contexto, o armazenamento em alta pressão atua não apenas para reduzir o volume do gás a ser transportado como também possibilita estabilizar a pressão dentro dos parâmetros estabelecidos pela ANP, viabilizando o processo de comercialização do biometano de acordo com a nova Lei do Gás (Lei nº 14.134/2021), que dispõe sobre as atividades relativas ao transporte de gás natural.

Além da possibilidade de armazenamento em baixa e alta pressão, há uma terceira possibilidade de armazenamento do biometano. É possível armazenar o biometano na forma líquida. O processo de liquefação reduz os custos de transporte do biometano, uma vez que, na forma líquida, contribui para aumentar a densidade energética do biometano.

Sobre o sistema de baixa pressão, o biogás é armazenado em balões de manta plástica ou nas próprias câmaras de gás formadas nos biodigestores (SOUZA; SCHAEFFER, 2010). Esse sistema de armazenagem tem o menor custo quando comparado aos outros dois métodos de armazenagem, de acordo com Lucas Júnior *et al.* (2003).

No armazenamento sob alta pressão, o biogás é comprimido aproximadamente a 200 bar de pressão e estocado em cilindros especiais. O processo de liquefação tem o custo mais alto de armazenamento, sendo obtido pelo sistema de criogenia, onde o metano se liquefaz em pressão ambiente a uma temperatura de -161°C .

2.4.6. Armazenamento do Digestato

No condicionamento e armazenamento do material digerido líquido, deve ser considerada, em todas as áreas de risco, a inserção de elementos de segurança como estratégia para a contenção de vazamentos.

Para o armazenamento do digestato, deve-se adotar as mesmas recomendações aplicáveis ao armazenamento de substratos líquidos, adequando-se, sobretudo, às exigências da legislação vigente, como as resoluções do Conama:

- Conama – Resolução nº 430/2011, que dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes;
- Conama – Resolução nº 420/2009, que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Durante o processo de armazenamento da digestão, é importante garantir que o material digerido tenha permanecido o tempo adequado no sistema de biometanização para a sua completa estabilização. Para garantir condições seguras de saneamento e possibilidade de uso agrônomico do digestato, é necessário identificar relação ST/SV, análises de DQO, DBO, identificação de teores de NPK, assim como análises da presença de culturas e patógenos para certificar que o tempo de retenção hidráulica no biodigestor e o tempo de estabilização na lagoa de polimento foram suficientes para a estabilidade do material biodigerido.

Para o condicionamento e o armazenamento do material digerido sólido, deve-se adotar procedimentos e recomendações aplicáveis ao armazenamento de substratos sólidos, considerando sempre a instalação de sistema de separação de sólidos e líquidos, para separação de lixiviados, bem como o acondicionamento em local protegido e isolado da chuva.

2.5. BENEFICIAMENTO DO BIOGÁS

2.5.1. Sistema de limpeza do biogás

O biogás *in natura* possui em sua composição elementos contaminantes que podem comprometer a viabilidade técnica e econômica do aproveitamento desse biocombustível. Para garantir segurança operacional do uso desse insumo energético, é necessário adotar sistemas de limpeza e purificação do biogás.

Esses estágios são requisitos essenciais para produção de biometano com especificações que atendam às resoluções estabelecidas pela ANP para uso do biometano como gás natural.

O biogás corresponde a uma mistura de todos os gases produzidos durante a digestão anaeróbia, seja no interior de um reator anaeróbio (biodigestor) ou em um aterro sanitário.

Durante a decomposição dos resíduos orgânicos, os micro-organismos emitem gases como gás metano (CH_4), gás carbônico (CO_2), vapor d'água (H_2O), sulfeto de hidrogênio (H_2S), amônia (NH_3), hidrogênio (H_2) e outros que aparecem em proporções menores que 1%. Além dos gases gerados no processo anaeróbico, também pode ocorrer o arraste de diversos elementos contaminantes, como BTX (benzeno, tolueno e xileno).

Um elemento contaminante, de alto impacto, que ocorre na formação do biogás em aterros sanitários ou em reatores que operam com efluentes domésticos, como o nosso esgoto sanitário, é o elemento siloxano.

O siloxano caracteriza-se por ser formado de diferentes compostos de sílica presentes no biogás devido à digestão anaeróbia de produtos encontrados no esgoto doméstico, nos lodos e em resíduos sólidos urbanos. É causado por elementos como cosméticos, desodorantes, aditivos de alimentos, alguns sabões, resíduos de tintas,

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

materiais impermeabilizantes, entre outros, comuns em efluentes e em resíduos destinados aos aterros sanitários.

Os siloxanos são elementos de baixa solubilidade e alta pressão de vapor que se volatilizam facilmente, misturando-se ao biogás.

Quando ocorre a combustão do biogás, os siloxanos são convertidos em dióxido de silício (SiO_2) ou silicatos (Si_xO_y), apresentando muitas vezes associação com outros elementos, como cálcio, enxofre, zinco e fósforo. Esses elementos causam incrustações, geram abrasão, corrosão e avarias, afetando a vida útil dos equipamentos e impactando diretamente na viabilidade técnica e econômica de projetos.

O siloxano não ocorre em processos de digestão anaeróbia de resíduos agropecuários ou resíduos da agroindústria. Nesses processos, os contaminantes que demandam atenção especial são umidade do biogás (vapor d'água – H_2O), sulfeto de hidrogênio (H_2S) e amônia (NH_3). A presença desses elementos pode causar condensação no interior de tubulações e equipamentos. A mistura desses H_2S , NH_3 e até mesmo o CO_2 com vapor d'água produzirão ácidos que, quando condensados, poderão causar corrosão e desgastes de tubulações e equipamentos em contato direto com esse material.

Como resultado do impacto negativo das ações desses elementos ácidos, podemos destacar a redução da vida útil dos equipamentos, o que causa prejuízos econômicos na unidade produtora de biogás.

Como forma de mitigar esses impactos, deve-se adotar processos que removam elementos contaminantes do biogás, como os citados anteriormente. Entre os principais processos, podemos destacar:

- a) Secagem de desumidificação do biogás para remoção de vapor d'água;
- b) Processos de dessulfurização para remoção do elemento enxofre;
- c) Remoção de nitrogênio;

2.5.2 Sistema de purificação do biogás

Diferentemente do sistema de limpeza do biogás, no sistema de purificação é possível obter índices mais elevados de remoção de contaminantes, oferecendo aumento da concentração do metano acima de 90%.

Na etapa de purificação, é possível a remoção do dióxido de carbono (CO_2), que poderá ser destinado a outros processos, uma vez que é um subproduto com valor comercial. Em virtude dos altos custos do processo de purificação, sua aplicação demandará uma vazão mínima de biogás que possa viabilizar esse processo técnica e economicamente.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Há diversos processos industriais que proporcionam a remoção do dióxido de carbono (CO₂):

- a) Adsorção com modulação de pressão (PSA);
- b) Lavagem com água sob pressão;
- c) Lavagem química (aminas);
- d) Lavagens físicas (Selexol, Genosorb);
- e) Processo de membrana;
- f) Separação criogênica.

O processo de purificação do biogás para obtenção do biometano, além de remover elementos indesejados da composição do gás, também pode contribuir para a elevação da qualidade do biocombustível gasoso.

Assim como no gás natural, a produção de biometano também demanda pontos de atenção, como adição de elemento de segurança que causará a odorização do biometano e a possibilidade de adição do elemento tetraidrotiofeno (THT), que permitirá a rápida identificação da presença de biometano em caso de vazamentos.

Os fatores importantes que podem ser obtidos no processo de purificação são o ajuste do poder calorífico superior e o ajuste da pressão correta para ser injetado na rede de gás natural ou para seu uso, como GNC e GNV.

2.6. CONVERSÃO ENERGÉTICA DO BIOGÁS

Após os processos de limpeza ou purificação, o biogás e o biometano, respectivamente, estarão em condições adequadas para o uso como biocombustível gasoso. A conversão energética do biogás pode atender a aplicações na geração de energia térmica, geração de energia elétrica e uso como combustível veicular. Entre as possibilidades de aplicação do uso do biogás e biometano, há todas as opções que correspondem ao uso de gás combustível como o gás liquefeito de petróleo (GLP) ou do gás natural (GN). Em muitas aplicações, o biogás pode substituir o uso de lenha, carvão, combustíveis derivados de petróleo, etanol, biodiesel, podendo ser queimado diretamente em caldeiras, motores, turbinas e grupos geradores para a produção de energia elétrica.

O uso do biogás possibilita a substituição direta de outras fontes de energia e contribui para a autossuficiência energética do investidor. É um biocombustível que apresenta grande versatilidade de uso final e que blindava o produtor de biogás, reduzindo sua exposição às variações cambiais do dólar, à variação do preço internacional do barril de petróleo, à inflação que incide sobre os insumos energéticos (combustíveis e energia elétrica), bem como restringe a exposição de custos adicionais na energia elétrica, como as bandeiras tarifárias. A geração de energia com biogás minimiza os riscos de exposição a mudanças climáticas, como estiagens que afetam níveis dos reservatórios das hidrelétricas. Não é afetado pela intermitência como são afetadas as fontes eólicas e de energia solar.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

2.6.1. Geração de energia térmica a partir do biogás

Na geração de energia térmica com biogás, em relação à viabilidade técnica, alguns equipamentos demandarão adaptação, principalmente na transição do uso de gás GLP para o biogás. Em muitos casos, essa adaptação consiste apenas no ajuste dos queimadores a partir do aumento do diâmetro dos injetores de gás, para balancear a relação ar/combustível, proporcionando um fluxo seguro da vazão de biogás para a queima.

O biogás para aquecimento tem uso diversificado: pode ser empregado na avicultura e suinocultura, para atender a demandas de chocadeiras ou de fornos e secadores de grãos. Também pode ser aplicado em vassoura térmica (vassoura de bruxa em granja – lança-chamas), para higienização e esterilização do piso de aviários, e em chamuscador, para a queima de cerdas remanescentes do processo de depilação dos animais no abate.

Graças à sua versatilidade, o biogás tem grande diversidade de usos: sistemas de iluminação através de lâmpões, aquecimento de residências, fogão, aquecimento de água, queima em caldeiras, acionamento de motores de bombeamento de água, compressores de ar e sistemas refrigeradores.

No processo de combustão do biogás para uso térmico, é importante conhecer as reações de combustão. Para uma queima segura e eficiente, é necessário o equilíbrio entre os elementos do triângulo da combustão: combustível, comburente e fonte de calor.

O gás metano atinge seu ponto de fulgor a uma temperatura de $-188\text{ }^{\circ}\text{C}$ – temperatura mínima para o combustível liberar vapores inflamáveis. Já o ponto de ignição – temperatura mínima para ocorrer combustão independentemente de uma fonte de ignição – para o metano corresponde à temperatura de $595\text{ }^{\circ}\text{C}$.

O poder calorífico inferior (PCI) do biogás estará diretamente relacionado ao percentual de metano na sua composição, podendo variar de 10 MJ/m^3 até 32 MJ/m^3 , respectivamente, para composições com 30% e 97% de metano no biogás.

2.6.2. Geração de energia elétrica a partir do biogás

Diferentemente de outras fontes de energia renovável, o biogás é uma fonte de geração firme, não intermitente, com escalabilidade e despachável. Ou seja, está pronto para atender à demanda de carga das unidades consumidoras de energia em qualquer horário do dia, sem quaisquer restrições.

Na geração elétrica, o biogás tem reduzido custo de armazenamento quando comparado a sistemas de armazenamento de energia com baterias de chumbo-ácido, níquel-cádmio ou íons de lítio. Considerando-se a Análise do Ciclo de Vida (ACV), as tecnologias de conversão energética com biogás mostram-se extremamente vantajosas e competitivas, destacando-se até com pagada negativa de emissão de carbono.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Como combustível, é possível gerar energia elétrica através da queima em turbinas, ou grupo-gerador. Esse processo abre um leque de opções de diferentes modalidades de geração a partir do biogás; entre elas, destacam-se:

a) **Geração isolada (*off grid*)**

b) **Ambiente de Contratação Regulada (ACR)**

- a. Leilões de Energia
- b. Chamada Pública
- c. Geração Distribuída (Sistemas de Compensação de créditos)
Com base nos dados das Unidades com Geração Distribuída disponibilizados pela ANEEL (<https://www.gov.br/aneel/pt-br/centrais-de-conteudos/relatorios-e-indicadores/geracao>), há **332 projetos de GD com a fonte biogás**, distribuídos em 173 municípios e fornecendo energia pelo sistema de compensação de créditos de kWh/mês para 5.397 unidades consumidoras de energia elétrica, totalizando uma potência instalada de **75,690 MW**. Quanto à modalidade de geração, estão distribuídas da seguinte forma:
 - i. Geração distribuída junto à carga – 266 projetos de GD com a fonte biogás, localizados em 144 municípios, atendendo 266 unidades consumidoras pelo sistema de compensação de créditos (kWh/mês), totalizando 53,936 MW de capacidade instalada.
 - ii. Autoconsumo remoto – 55 projetos de GD com a fonte biogás, localizados em 42 municípios, atendendo 4.738 unidades consumidoras pelo sistema de compensação de créditos (kWh/mês), totalizando 17,018 MW de capacidade instalada.
 - iii. Geração compartilhada – 11 projetos de GD com a fonte biogás, localizados em 8 municípios, atendendo 393 unidades consumidoras pelo sistema de compensação de créditos (kWh/mês), totalizando 4,736 MW de capacidade instalada.
 - iv. Empreendimento com múltiplas unidades consumidoras – não há registros de projetos de GD nessa modalidade de geração.

c) **Ambiente de Contratação Livre (ACL)**

- a. Produtor Independente (PIE)
- b. Autoprodutor (APE)

2.6.3. Uso como biocombustível veicular

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Entre as inúmeras possibilidades do biometano, destaca-se a possibilidade de uso como combustível veicular, podendo ser aplicado em veículos que possuem kit GNV para abastecimento com gás natural veicular. Atualmente no Brasil está ocorrendo a inserção de veículos pesados a GNV/biometano. Há novos caminhões que já vêm de fábrica prontos para rodarem com GNV/biometano, assim como tem avançado o número de empresas que desenvolveram processos de conversão de caminhões a diesel para GNV/biometano. O crescimento da frota GNV/biometano abre novas possibilidades de mercado para o biogás e o biometano.

A nova fronteira para o uso desse combustível está no abastecimento de tratores e maquinário agrícola. Recentemente, um fabricante de trator lançou no Brasil o primeiro modelo de trator que opera com biometano. A disponibilidade de frota adequada para abastecimento com biometano contribuirá para a autossuficiência energética do setor agropecuário.

Para que seja viável o uso do biometano como combustível, ele deverá atender às exigências estabelecidas pela Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP) a partir das Resoluções n° 8/2015 e n° 685/2017, sendo definido como “biocombustível gasoso constituído essencialmente de metano, derivado da purificação do biogás”. Para o produtor rural conseguir atender à sua demanda de combustível para mobilidade a partir do biogás, uma nova era de oportunidades surge para consolidar sua atividade comercial não apenas como produtor de alimento, mas também como produtor de energia.

Sobre a aplicação do biometano para uso como combustível veicular, em substituição ao GNV, dois exemplos destacam-se pelo pioneirismo, pela pesquisa e pela alta capacidade de replicação:

- a) Sabesp – município de Franca / SP: projeto inovador lançado em 2018 na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) com objetivo de produzir biometano para uso veicular para o abastecimento da frota da Sabesp a partir do biogás de esgoto. A unidade produz em torno de 2.500 Nm³ de biogás por dia (912.500 Nm³/ano), quantidade suficiente para substituir 1.500 litros de gasolina comum diariamente.
- b) Embrapa Suínos e Aves – município de Concórdia / SC: projeto BiogásFort, lançado em 2018 na sede da unidade Embrapa Suínos e Aves. A produção é feita a partir dos dejetos suínos gerados nas granjas da Unidade e passam pela Estação de Tratamento de Dejetos Suínos (ETDS). O projeto BiogásFort fornece combustível biometano para veículos da unidade.

2.6.4. Produção de biometano para injeção na rede de gás natural

De acordo com dados do BIOGÁSMAP (base de dados de 2003 a 2019), fornecido pelo CIBiogás (<https://mapbiogas.cibiogas.org/>), há o registro de 16 unidades

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

produtoras de biometano com aplicação para produção de GNV/Biometano, totalizando uma produção anual de 277,87 milhões de Nm³/ano (aproximadamente 761.305 Nm³/dia). No entanto, o CIBiogás possui uma segunda base dados BIOGASDATA (base de dados de 2003 a 2020) destacando a produção de 11 unidades produtoras de biometano com aplicação para produção de GNV/Biometano. Essas 11 plantas têm uma produção anual de 399,92 Milhões de Nm³/ano.

Sobre produtores de biometano no Brasil, a ANP disponibiliza dados de localização de todos os produtores de biometano autorizados a injetar biometano em redes de gás natural e capacidades autorizadas de produção, além de informações relativas à produção regional, matéria-prima e vendas. Os dados são disponibilizados por meio de um painel dinâmico na ANP (<https://www.gov.br/anp/pt-br/centrais-de-conteudo/paineis-dinamicos-da-anp/paineis-e-mapa-dinamicos-de-produtores-de-combustiveis-e-derivados/painel-dinamico-de-produtores-de-biometano>).

Segundo o painel da ANP, o Brasil tem uma produção acumulada de biometano de 90 milhões de m³ (dados de jan. de 2020 a jan. de 2022), obtidos a partir de resíduos sólidos urbanos depositados em quatro aterros sanitários, localizados nos estados de São Paulo (um projeto), Rio de Janeiro (dois projetos) e Ceará (um projeto):

- a) Projeto da ZEG Biogás e Energia S.A. Capacidade de produção sem dados disponíveis no painel, São Paulo (SP);
- b) Projeto Gás Verde S.A. Capacidade de produção de 204.000 Nm³/dia, Seropédica (RJ);
- c) Projeto GNR Dois Arcos Valorização de Biogás Ltda. Capacidade de produção de 16 mil Nm³/dia, São Pedro da Aldeia (RJ);
- d) Projeto GNR Fortaleza Valorização de Biogás Ltda. Capacidade de produção de 110 mil Nm³/dia, Caucaia (CE).

2.7. BENEFÍCIOS E VANTAGENS DE INVESTIMENTOS EM PROJETOS DE BIOGÁS

Na atualidade, existem muitas vantagens e benefícios de investimentos em projetos de biogás. Elas podem ser classificadas em:

- **Vantagens ambientais**
 - ✓ Redução da poluição do ar, do solo e dos recursos hídricos;
 - ✓ Redução de mau odor gerado durante a degradação dos resíduos;
 - ✓ Redução do patógenos;
 - ✓ Redução das emissões de gases de efeito estufa;
 - ✓ Redução da carga orgânica dos efluentes;
 - ✓ Aumento do rendimento agrícola, quando o digestato tem características para ser utilizado como biofertilizante;

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

- ✓ Em propriedades rurais, proporciona a redução da área necessária para expansão da produção.

- **Vantagens econômicas**
 - ✓ Geração de empregos na cadeia do biogás (temporário durante a construção plantas de biogás e permanente para processos de operação e manutenção, assim como ampliação de ofertas de vagas em todos os níveis da cadeia de fornecedores de produtos e serviços para o setor de biogás);
 - ✓ Conversão de passivos ambientais em ativos econômicos (redução de custos na gestão dos resíduos e geração de receita);
 - ✓ Integração com diversos arranjos econômicos (por exemplo, possibilidade de integração com processos de compostagem);
 - ✓ A produção de biogás no campo possibilita a melhoria da infraestrutura rural e diversifica a captação de novas fontes de renda para o produtor rural;
 - ✓ O digesto produzido pelo sistema pode reduzir ou até mesmo substituir as compras de fertilizantes químicos.

- **Vantagens no tratamento de resíduos**
 - ✓ Processo de tratamento de resíduos orgânicos (resíduos agropecuários, saneamento, industriais etc.);
 - ✓ A digestão anaeróbia é uma tecnologia madura e segura;
 - ✓ A análise do ciclo de vida destaca que a produção de biogás é competitiva quando comparada com outras fontes, apresentando uma pegada de emissões de carbono mínima (em muitos casos, a pegada é negativa);
 - ✓ A biodigestão enseja a redução do volume de resíduos para transporte, para aplicação no solo quando comparado com outros processos que não usam biodigestão;
 - ✓ Durante a produção de biogás, a decomposição da matéria orgânica é muito eficiente;
 - ✓ Faculta a captação completa de biogás;
 - ✓ Recuperação e reciclagem de nutrientes.

- **Vantagens na geração de energia**
 - ✓ Processo de produção de biogás para geração de energia renovável e limpa (sem emissão de carbono de origem fóssil);
 - ✓ Possibilita atender a múltiplas aplicações de uso final do biogás;
 - ✓ Biogás somente para aquecimento;

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

- ✓ Biogás somente para geração de energia elétrica;
 - ✓ Cogeração – produção de calor e energia combinados;
 - ✓ Produção de biometano com qualidade compatível ao gás natural;
 - ✓ Uso como combustível para transporte;
 - ✓ Fonte firme de energia, despachável e sem intermitência;
 - ✓ Possibilita geração distribuída de energia;
 - ✓ Possibilita a substituição direta de combustíveis fósseis não renováveis.
- **Vantagens sociais**
 - ✓ Em propriedades rurais, oferece condições sanitárias mais adequadas, evitando o risco da exposição de pessoas trabalhadoras e moradoras aos efluentes (excrementos animais) que causam contaminações e doenças;
 - ✓ Comunidades carentes, onde não há saneamento básico, podem ter acesso a condições sanitárias mínimas, reduzindo significativamente a causa de doenças associadas à contaminação por patógenos;
 - ✓ Redução de vetores como moscas e vermes, dando aos ambientes condições de trabalho melhores e reduzindo a insalubridade;
 - ✓ A produção de energia derivada da biodigestão confere autossuficiência energética, reduzindo os custos de produção e evitando a exposição à variação dos preços internacionais do petróleo ou à variação dos preços da energia elétrica.
 - ✓ Possibilidade do reaproveitamento do biofertilizante, reduzindo a dependência de fertilizantes químicos.

2.8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

De certo modo, é extremamente complexo transformar antigos processos produtivos que impactam o meio ambiente e demandam energia e água em um novo processo produtivo, mais eficiente, que racionaliza os recursos, recicla nutrientes e favorece a geração descentralizada de energia. Atualmente há novas metodologias que permitem estimar o potencial do biogás dos resíduos com margens de erro menores. Há novos processos de gestão que oferecem uma recuperação mais íntegra dos resíduos para a biodigestão.

O planejamento de processos logísticos, o levantamento de dados e a definição de indicadores de desempenho têm contribuído para evolução dos projetos, reduzindo os riscos de um projeto de produção de biogás. Novos desafios impostos pelas mudanças climáticas demandam a geração de energia de baixo carbono. O biogás é um vetor de impacto positivo que atenderá a novas exigências para transição energética numa nova economia de baixo carbono.

Projeto: Sistemas de Energia do Futuro III

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

O objetivo dessa análise foi apresentar um breve panorama da cadeia de aproveitamento dos resíduos, destacando os principais pontos relacionados às etapas de coleta de resíduos, transporte de resíduos, armazenamento de resíduos, biogás e digesto, exemplificando o processo de beneficiamento e as possibilidades de conversão energética do biogás para atender às principais demandas de consumo.

Capítulo III

DIGESTATO E BIOFERTILIZANTES: CONCEITOS E APLICAÇÕES

3.1. INTRODUÇÃO

De acordo com (KUNZ et al., 2009), a digestão anaeróbia é uma tecnologia ainda emergente no Brasil, apesar do grande potencial para aproveitamento energético dos resíduos agroindustriais disponíveis no país (ABILOGÁS, 2015). Na Europa, essa indústria já está desenvolvida. Relatório da Associação Europeia de Biogás aponta que, em 2015, já existiam 17.240 plantas de biogás em operação naquele continente, notadamente na Alemanha, onde estavam instaladas cerca de 60% destas usinas (EBA, 2015). No Brasil, o número de usinas de biogás operando no país era de aproximadamente 150 plantas em 2016, menos de 1% da capacidade instalada na Europa (CIBIOGÁS, 2016). Um dos maiores desafios para o desenvolvimento dessa indústria é a necessidade da correta destinação do efluente dos biodigestores (digestato). Se, por um lado, existem tecnologias para tratamento do digestato, visando a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e possibilitando o reuso da água residuária ou o seu lançamento em corpos hídricos receptores, por outro, o emprego dessas tecnologias agrega custos que impactam na viabilidade econômica desses empreendimentos (MIELE et al., 2015). A reciclagem do digestato como fertilizante na agricultura afasta parte do custo agregado com a implantação e a operação de sistemas de tratamento do digestato; porém, aspectos relacionados à oferta de nutrientes via digestato, à demanda de nutrientes nas áreas agrícolas disponíveis para sua reciclagem e à logística de distribuição do fertilizante devem ser considerados nos projetos desses empreendimentos, visto que também agregam custos e têm limitações de ordem técnica (MIELE et al., 2015; NICOLOSO, 2014).

Tratamos neste texto os critérios técnicos necessários para a correta destinação do digestato como fonte de nutrientes para a agricultura. Os conceitos que aqui serão expostos são válidos tanto para empreendimentos de grande escala (usinas de biogás) quanto para biodigestores de menor escala destinados ao tratamento, por exemplo, de dejetos animais e outros resíduos em propriedades rurais ou em condomínios de geração descentralizada de energia (OLIVI et al., 2015). Também serão abordados os impactos ambientais relacionados ao uso do digestato como fertilizante e estratégias para a sua mitigação.

Ainda segundo Kunz et al. (2009), quando se utiliza a digestão anaeróbia para tratamento de materiais orgânicos – que podem ser derivados da atividade agrícola, agropecuária ou agroindustrial –, é possível, ao final do processo, obter dois produtos: o biogás e o digestato.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

O digestato que apresente características fertilizantes, concentrações de macro e micronutrientes e que possa ser utilizado como insumo agrícola é denominado de biofertilizante.

A avaliação do manejo e das características do digestato, determinando sua composição, são importantes para o melhoramento de técnicas e estratégias de aplicação que resultarão em aplicação segura e eficaz.

Por fim, todos esses aspectos referentes a manejo, qualidade, concentração de nutrientes, do digestato e do biofertilizante mostram as diversas possibilidades de valorar esse importante produto e como ele pode auxiliar na implantação de plantas de biogás.

3.1.1. Características e Aplicações

Kunz et al. (2009) afirmam que a degradação da matéria orgânica em um processo de biogás também gera resíduos, mas de boa qualidade, que pode ser utilizado como biofertilizante. Os nutrientes minerais disponíveis no material orgânico (substrato) são concentrados no produto final já digerido. Se a digestão é realizada com substratos relativamente “limpos”, como dejetos, resíduos de alimentos e de material vegetal, o produto final pode ser usado como biofertilizante. Esse produto não deve ser confundido com o produto residual – chamado lodo –, que é obtido por meio da digestão de lodos de estações de tratamento de esgotos. O lodo digerido, devido a seu conteúdo de metais e poluentes orgânicos, nem sempre é apropriado para ser disposto em terras agrícolas.

A qualidade e o conteúdo nutritivo da digestão são influenciados por vários fatores, inclusive o tipo de substrato, o método de pré-tratamento e as condições do processo (temperatura, tempo de retenção etc.), após a digestão e o armazenamento. Nesta seção é apresentado um resumo do material digerido como fertilizante com enfoque nos micro-organismos presentes no substrato, no processo, nos biofertilizantes e no solo.

Na Suécia, cerca de 200 mil toneladas de fertilizantes são produzidas por ano, das quais cerca de 90% são destinadas para uso agrícola. Em comparação com o emprego de adubos químicos, o uso de biofertilizantes é relativamente novo e, por isso, ainda existe a necessidade de desenvolvimento de tecnologias e pesquisas. Mas é evidente que o biofertilizante proporciona rendimentos nas plantações na mesma magnitude que o adubo químico.

O lodo tem teor de sólidos entre 2% e 7%; ou seja, é similar ao teor de sólidos em suspensão. Em algumas plantas de biogás, tem-se divisão entre a parte líquida e a parte sólida; concentram-se na parte líquida os nutrientes, e na parte sólida a matéria orgânica.

Biofertilizantes líquidos contêm cerca de 7,2% de sólidos, o que é aproximadamente igual ao teor de sólidos em suspensão. Com o biofertilizante disposto em solo agrícola durante a semeadura, pode-se obter plantações com cerca de 20 cm

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

de altura. Uma das vantagens do bom crescimento das plantações pode ser explicada pelo fato de o solo ter a competência de transportar os nutrientes no período em que os vegetais têm as maiores necessidades nutricionais. Os agricultores que utilizam o biofertilizante acreditam que ele melhora o efeito do nitrogênio contido no dejetos líquido e que também melhora as propriedades em termos de odor, patógenos e dispersão. Durante a decomposição da matéria orgânica num processo de biogás, são liberados vários tipos de minerais. Nos biofertilizantes, os nutrientes – o nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K) e magnésio (Mg) – estão no solo e há disponibilidade destes para as plantas de maneira direta, além de conter diferentes tipos de oligoelementos, também essenciais para o crescimento.

O valor nutritivo do biofertilizante (ou seja, a concentração de diferentes produtos finais) depende do substrato utilizado no processo de biogás e de como este será executado. Uma vantagem disso é que, nesse biofertilizante, há grande quantidade de amônio, que é absorvido diretamente pelas plantas. Uma vez que todo o material orgânico é convertido em biogás durante a digestão anaeróbia, no biofertilizante também haverá certa quantidade de carbono orgânica e nitrogênio. Uma parte dessa fração se concentra no solo e, com o passar do tempo, por meio dele mais nutrientes serão liberados. A fração orgânica tem um efeito estimulador sobre a atividade biológica do solo, sendo favorável às plantas. No entanto, os biofertilizantes podem ter ausência de fósforo (P), que poderá ser adicionado como suplemento a fim de evitar sua deficiência. A grande quantidade de água contida nos resíduos (93%- 98%) faz com que o transporte se torne caro e, ainda, que haja um risco de compactação do solo. O biofertilizante deve conter pelo menos 2 kg/tonelada de nitrogênio de amônio e 3-4 Kg/tonelada de nitrogênio total. O conteúdo de nitrogênio pode ser aumentado com a adição de proteína ao substrato durante a geração de biogás.

É importante considerar que grandes quantidades de proteínas podem resultar em problemas relacionados à inibição do amoníaco pelos micro-organismos metanogênicos. O teor de nutrientes contido no biofertilizante depende da composição do material que entra no biodigestor. Uma maneira de reduzir o volume de biofertilizantes é a partir da desidratação do lodo, já que resulta em uma fase líquida rica em nitrogênio e em uma fase sólida com alto teor de fósforo. Um dos problemas na liberação de água é que podem ocorrer perdas de nitrogênio na forma de amoníaco (até 90%).

Nesse contexto – e utilizando-se de materiais orgânicos (residuais ou não) derivados de atividade agrícola, agropecuária ou agroindustrial e por meio de um tratamento e estabilização chamado digestão anaeróbia (DA) –, é possível obter, ao final do processo, um subproduto sólido, semissólido ou líquido denominado digestato. Existe a possibilidade de que esse substrato apresente características fertilizantes, exibindo elevadas concentrações de macro e micronutrientes e que possa ser aplicado na lavoura, caso atenda a normativas e legislações vigentes de saneamento, meio ambiente e insumos agrícolas. Por fim esse composto recebe o nome de biofertilizante (PENG et al., 2020).

O processo de tratamento e estabilização (DA) do material orgânico ocorre no interior de um biorreator. Essa estrutura é composta por um compartimento hermeticamente fechado, impedindo a entrada de ar ou demais contaminantes externos.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Outro subproduto produzido durante o tratamento é o biogás, que pode posteriormente ser queimado (gerando calor ou energia elétrica), refinado e injetado na rede de geração distribuída (GD) de gás (KUMAR; SAMADDER, 2020).

Entre as principais características de um digestato, destacam-se as físicas, químicas e biológicas. A característica física está relacionada à composição estrutural do material, à sua palpabilidade e ao seu aspecto visual.

Entende-se por característica química a composição do material com o qual estamos trabalhando, a capacidade que esse material tem em alterar e transformar-se em um substrato parecido ou então a capacidade que esse elemento tem em alterar outro tipo de material.

Por fim, a característica biológica geralmente está relacionada a seres vivos macro ou microscópicos que existem em determinado substrato. Analisam-se as condições para que esse organismo habite um substrato e as características dos microorganismos (benéficos ou indesejáveis) e sua influência na composição do material estudado.

Entre os principais parâmetros físico-químicos, temos o potencial hidrogeniônico (pH), teor de água/sólidos, condutividade elétrica (CE), alcalinidade, temperatura, ácidos orgânicos voláteis e relação C/N. Por outro lado, podemos monitorar a concentração de alguns parâmetros indicadores de inibição do sistema, como oxigênio, sulfeto de hidrogênio, nitrogênio amoniacal, metais pesados e antibióticos/desinfetantes agropecuários (LI et al., 2018).

O pH é um parâmetro de monitoramento do digestato durante o processo de DA de fácil determinação, por meio do qual o próprio produtor rural, sob as orientações de um especialista, pode determinar o valor com métodos simplificados. Os valores adequados de pH podem variar de 6,5 a 7,5 e dependerão do material orgânico de origem que está sendo tratado. Deve-se observar que valores extremos tanto abaixo ou acima desse intervalo podem levar à inibição parcial ou total do sistema (MAO et al. 2015; LI et al., 2019).

O teor de água (%H₂O) ou o teor de sólidos (sólidos totais – %ST) auxiliam a classificar o tipo de digestão anaeróbia que será realizada. Podemos submeter o digestato à DA seca ou de fase sólida (%ST ≥ 15), semissólida (10 ≤ %TS < 15) e a líquida (%ST < 10) (LI et al., 2011). Normalmente o que se vê nas propriedades rurais e agroindústrias em âmbito nacional são biodigestores operando a DA em fase líquida.

A condutividade elétrica (CE) representa o grau de mineralização do substrato, desde sua composição inicial até sua transformação em digestato estabilizado ao final da DA, já na saída do biorreator. O resultado é um líquido composto por grande concentração de minerais solúveis que podem ser prontamente absorvidos pelo cultivo (LI et al., 2019).

A alcalinidade é um parâmetro de indicação de acúmulo de ácidos no sistema e é considerada mais eficiente e imediata quando comparada ao pH. O aumento da concentração de ácidos consome primeiramente a alcalinidade para, posteriormente, alterar o potencial hidrogeniônico. Geralmente esse fator auxilia a agilidade de tomadas

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

de decisão durante a operação de biorreatores de escala plena, a fim de garantir seu bom funcionamento (KAINTHOLA et al., 2019).

A temperatura influencia diretamente o comportamento dos micro-organismos presentes no biorreator. Existem faixas de temperatura de operação, e em cada faixa há o favorecimento da atuação de uma comunidade microbiológica. A velocidade metabólica, o crescimento microbiano e atividades bioquímicas de transformação do composto orgânico em digestato dependem da variação da temperatura. Existe ainda a possibilidade de relacionar sua influência com a solubilização, ou não, de compostos no digestato, que podem auxiliar o monitoramento de processos inibitórios. Normalmente utilizam-se trocadores de calor para ajudar no controle de temperatura do digestato (LIN et al., 2016).

Os ácidos orgânicos voláteis são compostos por um grupo de alguns tipos de ácidos (acético, propiônico, butírico e valérico) produzidos durante o processo da DA. Nas etapas finais de estabilização, eles são convertidos em biogás, compostos e demais subprodutos. A entrada de material orgânico e a sua composição influenciam a quantidade de ácidos produzidos no sistema. Deve-se atentar que tanto a escassez quanto o excesso de ácidos orgânicos no digestato podem causar processos de inibição dentro do biorreator (RYUE et al., 2020).

A relação C/N indica a proporção de nitrogênio e carbono encontrada no digestato sob estudo. Por meio dessa relação, é possível controlar a entrada do tipo e a quantidade de material orgânico no reator, buscando sempre uma proporção adequada e estratégias de alimentação que favoreçam o equilíbrio. Uma relação ideal para o processo de DA está na faixa de 20 a 35 (MAO et al., 2015). O nitrogênio é considerado importante fonte de nutriente para o desenvolvimento fisiológico dos micro-organismos. Por outro lado, o carbono é convertido naturalmente em ácidos que são essenciais na digestão e posteriormente em biogás, considerado um subproduto da DA que pode apresentar valor econômico agregado. Assim como em outros parâmetros, o excesso ou a escassez tanto de nitrogênio quanto de carbono podem causar problemas inibitórios e conseqüentemente interferir na qualidade final do digestato (SIDDIQUE & AB. WAHID, 2018).

Entre os parâmetros que podem causar diferentes formas de inibição do sistema de digestão anaeróbia, lembraremos os mais habituais. Esses compostos, dependendo de sua concentração dissolvida no substrato, podem diminuir a eficiência ou então retardar o processo de DA. Conforme o nível de saturação ou toxicidade relacionada às variáveis inibitórias, existe a possibilidade de que a digestão anaeróbia seja interrompida ou então, em casos mais extremos, haja o colapso total do biorreator. Por fim, conclui-se que os problemas relacionados aos parâmetros inibitórios podem impactar diretamente na qualidade final do digestato (RYUE et al., 2020).

3.1.2. Tipos de Tratamento do Digestato e Biofertilizante

Para que o digestato produzido no biodigestor possa ser aplicado em lavoura ou então comercializado como biofertilizante, existem normativas e regulamentos que precisam ser seguidos em âmbito tanto nacional quanto internacional.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Devido à composição e à origem dos materiais orgânicos, pode haver alguns contaminantes não estabilizados ou tratados durante a digestão anaeróbia. A presença de doenças causadas por micro-organismos e macro-organismos como bactérias, vírus e fungos, a presença de medicação de atividades agropecuárias compostas por antibióticos e desinfetantes ou até mesmo a elevada concentração de macro e micronutrientes presentes no digestato podem estar em desacordo com as legislações vigentes.

Além dessas referências, é importante citar a Resolução Conama nº 430/2011, que dispõe sobre as condições e os padrões de lançamento de efluentes, pois o digestato pode ser caracterizado como efluente proveniente de atividade econômica.

Entre as tecnologias utilizadas no tratamento e higienização do digestato, temos a pressurização, a utilização de micro-ondas, sendo as mais utilizadas e conhecidas a pasteurização, a aplicação de produtos químicos em estações de tratamento, alguns tratamentos biológicos e a utilização de radiação UV. Logo, anteriormente à instalação da planta de digestão anaeróbia, deve-se realizar um planejamento visando a futura utilização ou destinação do biofertilizante.

Uma vez que se decida aplicar o digestato em lavoura, os processos de higienização devem ser aplicados no material orgânico antes mesmo que ele passe pela DA no biorreator. Dessa forma, evita-se que todo o sistema de tratamento seja contaminado, resultando, conseqüentemente, em digestato impróprio para uso agrícola.

Existem bactérias que podem ser consideradas infecciosas e deletérias, porém a maioria não é prejudicial ao ser humano. A presença de bactérias coliformes – mais especificamente da bactéria *Escherichia coli* (*E. coli*) – funciona como indicador de contaminação fecal, uma vez que esses micro-organismos estão em grande quantidade no sistema digestório de humanos e animais.

Logo, na cadeia produtiva agropecuária, a presença de dejeções animais sempre indicará coliformes, e isso deverá ser tratado com o objetivo de eliminar esses micro-organismos antes de seu descarte ou então de sua inserção dentro de um biodigestor (MAPA, 2016).

Por outro lado, quando o cenário é a agroindústria, regulamentos internos e legislações mais rigorosas são adotadas, pois a contaminação pode se espalhar e atingir diversos setores, impactando a sociedade, a saúde pública e o meio ambiente. A manipulação de matéria-prima e subprodutos animais residuais traz risco biológico elevado, pois os patógenos relacionados – Giardíase, *E. coli*, *Salmonella spp.*, *Staphylococcus aureus*, entre outros – são extremamente prejudiciais à saúde (COELHO et al., 2018).

Outro processo tecnológico empregado é a pasteurização, que é um tratamento térmico aplicado em diversas cadeias produtivas, embora seja mais difundido no setor alimentício. Em um primeiro momento, a temperatura é elevada, mantida durante determinado tempo; em seguida, a temperatura é reduzida abruptamente. Existem dois tipos de pasteurização aplicados a digestatos: a rápida consiste na aplicação de temperaturas de 70 °C durante 60 minutos; na lenta, a temperatura é relativamente menor, indo de 60 °C durante 210 minutos a 65 °C durante 90 minutos, de acordo com legislações da União Europeia (LIU et al., 2019).

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

3.1.3. Avaliação do potencial para uso agrônômico

Entre os ensaios realizados para mensurar o potencial fertilizante que o digestato apresenta, um dos mais utilizados é o teste de fitotoxicidade, que possibilita determinar o Índice de Germinação (IG) (COELHO et al., 2018).

A característica fitotóxica nos biofertilizantes pode ser relacionada à elevada concentração de nutrientes, sais, metais (valores expressivos de condutividade elétrica) e de N em sua forma amoniacal. Tais características influenciam diretamente as diversas etapas do crescimento e do desenvolvimento do vegetal. Aplicações realizadas diretamente na semente podem causar inibição parcial ou total da germinação (LENCIONI et al., 2016).

Recomendam-se testes preliminares, utilizando-se o biofertilizante com o objetivo de encontrar sua melhor proporção de diluição (COELHO et al., 2018). Geralmente a partir de diluições abaixo de 20% encontram-se resultados em que o digestato se mostra mais fitoestimulante. Uma metodologia de ensaio de fitotoxicidade amplamente conhecida é referente aos trabalhos de Zucconi et al. (1981), utilizando sementes de *Lepidium sativum* (agrião de jardim) para definição dos IGs (Índice de Germinação).

Em um trabalho realizado por Belo (2011), foram apresentadas as seguintes faixas de classificação do ensaio de fitotoxicidade:

- IGs abaixo de 30%: muito fitotóxicos;
- IGs entre 30 e 60%: fitotóxicos;
- IGs entre 60 e 80%: moderadamente fitotóxicos;
- IGs entre 80 e 100%: não fitotóxicos;
- IGs acima de 100%: fitoestimulantes.

Por outro lado, valores de IGs acima de 60% já podem ser considerados aceitáveis para biofertilizantes (não fitotóxicos), e valores abaixo desse percentual podem apresentar níveis tóxicos para determinados cultivares (ROS et al., 2018).

Com o objetivo de determinar o motivo de um digestato ou biofertilizante exibir comportamento fitoestimulante, Scaglia et al. (2015) realizaram um trabalho comparando frações de compostos orgânicos com digestatos produzidos na cadeia agropecuária. Observou-se que o digestato demonstrou comportamento fitoestimulante semelhante a fito-hormônios – como a auxina – que estimulam o desenvolvimento do sistema radicular e dos pelos radiculares responsáveis pela absorção de água, sais e demais nutrientes e podem ser encontrados na fração dissolvida da matéria orgânica de compostos estabilizados anteriormente em processos de compostagem.

3.1.4. Aplicações do Digestato como Fertilizante

O Brasil apresenta enorme potencial para o aproveitamento de resíduos orgânicos, principalmente os gerados na extensa cadeia agroindustrial do país (ABIOGÁS, 2015). Além disso, tem enorme potencial para a produção de biomassa devido ao seu posicionamento geográfico e às suas condições ambientais. O processo

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

DA permite o aproveitamento tanto dos resíduos orgânicos quanto da biomassa, possibilitando a extração de energia e a reinserção dos nutrientes, contidos nos materiais orgânicos e nas cadeias produtivas.

O uso do digestato como biofertilizante, quando aplicado de maneira adequada, traz vantagens tanto ambientais quanto econômicas. Isso se deve ao fato de o valor fertilizante do digestato proporcionar a viabilização econômica do tratamento necessário dos resíduos orgânicos, amortizando os custos intrínsecos do processo (NICOLOSO et al., 2019). Além disso, pode colaborar com a viabilização de usinas de biogás ou biodigestores de menor escala, absorvendo a expressiva geração de digestato nas plantas de biogás.

As características de um digestato estão diretamente relacionadas ao substrato de origem, à diluição empregada e aos tempos de retenção, entre outras variáveis do processo de DA, bem como, ao tipo e/ou tecnologia do biodigestor utilizado e ao armazenamento e tratamento do digestato. É justamente por isso que há enorme variabilidade nas características de inúmeros digestatos existentes.

Na prática, haverá maior ou menor valor fertilizante embutido nos variados digestatos. Isso se deve às quantidades de macronutrientes – Nitrogênio (N), Fósforo (P), Potássio (K) e micronutrientes (Ferro (Fe), Boro (B), Cloro (Cl), Cobre (Cu), Zinco (Zn), entre outros – de interesse agrícola, contidos no digestato.

Os macronutrientes são aqueles que os vegetais necessitam e absorvem em maiores quantidades; já os micronutrientes são aqueles requeridos e absorvidos em menores quantidades.

Além disso, está evidente a variabilidade tanto dos sólidos totais (ST) quanto dos macronutrientes (Nitrogênio – N; N-amoniaco – N-NH_4 ; Pentóxido de fósforo – P_2O_5 ; Óxido de Potássio – K_2O), mesmo sendo proveniente do mesmo tipo de substrato (dejeito suíno). Esse fato ocorre devido à influência da quantidade de água utilizada dentro da granja, durante o manejo dos animais, ou ainda com a variação do sistema de produção (Unidade Produtora de Leitões – UPL, Unidade de Crescimento e Terminação – UCT, Ciclo Completo – CC e Unidade de Creche – UC), e no caso do fósforo (P), pesquisadores atribuíram a variação, principalmente, pelo longo tempo de armazenamento do digestato, precipitando o P para o lodo das lagoas (NICOLOSO et al., 2019).

Apesar da extrema conveniência do uso do digestato como biofertilizante, problemas ambientais, devido a aplicações excessivas, podem ocorrer (KUNZ et al. 2009).

3.1.5. Impactos do Fertilizante no Solo

A qualidade de um solo é determinada por parâmetros físicos (porosidade, textura, teor de umidade), químicos (teor de umidade, pH) e biológicos (tipo, quantidade de micro-organismos e sua atividade). A qualidade do solo é afetada pela composição do biofertilizante, formado por poluentes químicos, que são tóxicos para os organismos presentes no solo. O material orgânico a partir de biofertilizante aumenta a capacidade

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

de tamponamento do solo, da água e do ar no perfil do solo, além de afetar positivamente os micro-organismos do solo.

A maioria dos micro-organismos presentes no solo é heterotrófica, o que significa que eles usam compostos orgânicos de carbono como fonte de carbono e energia durante crescimento. A adição de matéria orgânica ao biofertilizante conduz a uma estimulação generalizada do crescimento microbiano. Micro-organismos desempenham papel-chave na fertilidade do solo, à medida que a matéria orgânica mineraliza e libera vários nutrientes. Os micro-organismos facilitam a nutrição das plantas, formando polissacarídeos que estimulam a formação de agregados estáveis e os protege contra o ataque de doenças. Além disso, o teor de nitrogênio mineral (amônio) presente no biofertilizante faz com que as plantas se desenvolvam bem, conduzindo a um aumento da proporção de carbono no solo pela secreção de raiz. O uso de adubos orgânicos pode levar à emissão de amônia (NH₃) e gases de efeito estufa, como o óxido nitroso (N₂O) e o metano (CH₄). A amônia é liberada principalmente a partir do biofertilizante, enquanto o óxido nitroso e o metano são resultados do aumento da atividade microbiana no solo. A amônia pode fixar-se no biofertilizante tanto durante o armazenamento quanto durante a aplicação. O método de distribuição tem grande importância para essas emissões, pois a dispersão na superfície leva a maiores perdas de nitrogênio do que a injeção superficial.

Os micro-organismos transformam a amônia presente no solo em óxido nitroso. A degradação microbiana da matéria orgânica também pode levar a emissões de metano. A injeção superficial reduz essas emissões, pois, além da técnica de dispersão, o tipo de solo exerce grande influência no que se refere à magnitude das emissões. Por exemplo, solos arenosos conduzem a emissões de metano superiores às de solos argilosos.

3.1.6. Recomendações para aplicação do biofertilizante

Algumas recomendações são feitas para a adequada aplicação e uso do biofertilizante no solo. Entre elas podemos citar:



Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Portanto, deve-se ter atenção e conhecimento tanto das características do biofertilizante (teores de nutrientes, sais, metais pesados etc.), quanto dos atributos da área destinada para receber a aplicação (tipo de solo, relevo, cultura agrícola, escoamento etc.).

A utilização de biofertilizantes em solos muito rasos, declivosos (íngremes) e pedregosos deverá ser ainda mais criteriosa para garantir a infiltração no solo e evitar o escoamento superficial ou subsuperficial para os corpos hídricos (ZAMPARETTI E GAYA, 2004). Esses pesquisadores salientam que, para uma adequada aplicação de biofertilizante, com o mínimo risco de poluição, é preciso um levantamento técnico adequado das características do solo, como análises físico-químicas, determinação da classe de uso e aptidão do solo, declividade, profundidade, drenagem, entre outras.

Até agora podemos perceber que a aplicação do digestato, como biofertilizante líquido, em propriedades agrícolas requer conhecimento puramente técnico tanto de ordem agrônoma quanto ambiental.

A aplicação do digestato como biofertilizante líquido poderá ser realizada tanto em pequena escala – o que geralmente ocorre na própria propriedade, onde o digestato é gerado – quanto em grande escala (usinas de biogás). Neste último caso, é necessário haver um plano de manejo de distribuição do biofertilizante na região, geralmente em mais de uma propriedade agrícola e, de preferência, em áreas próximas à planta de biogás. Isto ocorre devido à logística de distribuição e aplicação do biofertilizante acarretar custos e ter limitações de ordem econômica e agrônoma (NICOLOSO et al., 2019).

Nesse sentido, cabe lembrarmos que a maioria dos digestatos caracteriza-se por conter de 1 a 10% de sólidos totais. Isso significa que entre 90 e 99% do digestato é composto por água. É justamente por isso que acarreta o empecilho relacionado a custos de transporte, distribuição e aplicação do material líquido, exigindo investimento em maquinários, combustíveis, operador de máquinas e manutenção.

Dessa maneira, em termos de criação de animais, suínos por exemplo, a disponibilidade de área agrícola nas proximidades das unidades de criação, para receber as aplicações do biofertilizante, poderá ser o fator limitante, inclusive, do número de animais alojados na propriedade (SUINOCULTURA INDUSTRIAL, 2016).

Em detrimento da aspersão em leque, métodos de aplicação que expõe, o mínimo possível, o biofertilizante na atmosfera é desejável, e, de preferência e se possível, a injeção e a incorporação no solo.

Nesse cenário, tecnologias mais eficientes, como a injeção do biofertilizante no solo, deverão, quando possível, ser adotadas. Esses métodos de aplicação já estão disponíveis no mercado, visando aumentar a eficiência agrônoma e reduzir o impacto ambiental do uso agrícola dos biofertilizantes (SUINOCULTURA INDUSTRIAL, 2016).

Aliado ao modo de aplicação, aconselha-se sempre a adoção de boas práticas para o uso de fertilizantes líquidos, como, por exemplo, adoção do sistema de plantio direto, cobertura do solo, rotação de culturas, construção de terraços e cultivo em nível, palhada e intensificação de culturas, respeito à capacidade do sistema solo-planta (demanda da cultura e oferta de nutrientes), entre outras.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Portanto, podemos resumir as vantagens da injeção de biofertilizantes no solo sobre a aplicação do tipo aspersão (aplicação em leque) aliada às boas práticas para uso de biofertilizantes líquidos.

O cultivo de milho, por exemplo, sob a aplicação de dejetos suínos, injetado no solo, apresentou maior acúmulo de N nos grãos e maior produtividade em relação a outros tratamentos, como dejetos aplicados em superfície e, inclusive, sobre a adubação mineral convencional (NPK).

3.1.7. Avaliação dos benefícios do biofertilizante no solo

Para que possamos atribuir valor ao nosso biofertilizante, deve-se definir os elementos principais para o desenvolvimento do vegetal. Esses elementos recebem o nome de macro e micronutrientes, e cada um deles tem papel específico em determinada etapa de crescimento da planta. Entre os macronutrientes primários, temos o nitrogênio (N), o fósforo (P) e o potássio (K); como macronutrientes secundários, temos o enxofre (S), o cálcio (Ca) e o magnésio (Mg). Inseridos no grupo de micronutrientes, temos o molibdênio (Mo), o zinco (Zn), o ferro (Fe), o cobre (Cu) e o manganês (Mn) (DHALIWAL et al., 2019).

O N promove o crescimento do vegetal, auxiliando na formação de seus tecidos. Esse macronutriente atua nos cloroplastos e influencia a produção de clorofila, que por sua vez tem papel importante no processo de fotossíntese das plantas em geral. Vegetais com deficiência de nitrogênio exibem folhas com coloração verde-pálida ou amarelada proveniente da escassez de clorofila. Porém, caso o N seja utilizado em excesso, pode haver uma vegetação elevada da planta, de forma a reduzir a produtividade da cultura (MENDES, 2007; HERNANI & KURIHARA, 2020).

O fósforo tem a função de estimular o crescimento e a formação do sistema radicular no início do desenvolvimento do vegetal, auxiliando ainda na formação das sementes. Devido à sua configuração molecular e às suas características físico-químicas, o fósforo é dependente da acidez e da umidade do solo, podendo ser facilmente fixado. A restrição e a escassez desse elemento podem causar problemas. Logo, deve-se estudar manejos e técnicas de aplicação do digestato, com o objetivo de que o vegetal absorva a maior quantidade possível de P (SANTOS et al., 2008).

O potássio está relacionado às funções metabólicas e às reações enzimáticas do vegetal. Durante a fotossíntese, promove a síntese de carboidratos para o desenvolvimento e consumo da planta. Ainda se atribui uma ligação ao controle do tamanho da folha da cultura, ou seja, de acordo com a variação de sua concentração, maior ou menor será o tamanho da área foliar, e, como resultado, tem-se o impacto positivo ou negativo na produção de carboidrato disponível ao cultivar (MENDES, 2007). Com o objetivo de valorizar o digestato em uma unidade produtiva, é estabelecido um cenário simplificado que leve em consideração apenas os macronutrientes primários presentes no biofertilizante.

Uma vez que esse critério foi estabelecido, são realizadas análises físico-químicas com o intuito de quantificar as concentrações de N, P e K. Em seguida

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

realizam-se as conversões de suas formas moleculares equivalentes aos fertilizantes comerciais disponíveis: sulfato de amônio ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$), superfosfato simples (P_2O_5) e cloreto de potássio (KCl). Realiza-se um levantamento dos custos atuais dos fertilizantes, relacionando-os às suas quantidades (ex: R\$ $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ / tonelada) (DAMACENO et al., 2019). Em seguida, visualiza-se o cenário de demanda de insumo agrícola atual da propriedade e da infraestrutura que possibilitará a sua aplicação na lavoura.

A partir desse momento, são utilizadas ferramentas de viabilidade econômica, como o período de recuperação do capital (Payback), Valor Presente Líquido (VPL), Taxa Interna de Retorno (TIR), Índice de Lucratividade (IL) e taxa mínima de atratividade (TMA), baseando-se ainda na situação financeira do produtor e avaliando-se a possibilidade de desenvolvimento e aplicação de um projeto visando a utilização do biofertilizante (MONTORO et al., 2019).

De uma forma ou de outra, deixa-se de comprar parte (ou todo) do insumo agrícola utilizado pelo agricultor, resultando em uma economia significativa de sua renda, acrescida da possibilidade de aplicar uma técnica sustentável em sua propriedade.

O volume de digestato e biofertilizante produzidos na digestão anaeróbia é alto e interrupto. E por isso é necessário que haja um destino que seja ambientalmente correto para esse material.

Diante desse fato, o uso e a aplicação de biofertilizante em áreas agricultáveis são considerados uma ótima forma de se destinar esse importante produto da digestão anaeróbia e também de se fazer uma economia significativa de renda na propriedade, uma vez que pode substituir ou ser aplicado em conjunto com fertilizantes comerciais.

Porém é importante sua avaliação com relação às concentrações de macro e micronutrientes e potencial de nutrição do solo, pois, quando aplicado fora de parâmetros de lançamento, pode ocasionar contaminação do solo, ar e água.

3.1.8. Transporte do biofertilizante

Durante o transporte do biofertilizante, é necessário que os veículos sejam mantidos limpos para evitar contaminação. A unidade de biogás é obrigada a assegurar que os veículos que transportarão o material estejam limpos interna e externamente e que sejam limpos após cada utilização. Sabe-se, por meio de estudos, que é difícil manter os veículos limpos para o transporte do dejetos e do biofertilizante, pois, independentemente do método de lavagem, sempre há lugares onde a limpeza é inacessível ou esquecida. Por isso, uma alternativa é a utilização de diferentes veículos ou de tanques separados no veículo. Um método de distribuição utilizado por uma usina de biogás na Suécia é o bombeamento dos biofertilizantes em tubulações enterradas para a dispersão nas áreas circundantes. Além de reduzir o número de viagens e de consumo de energia, impede que o biofertilizante esteja em contato com o transporte de entrada de substrato não higienizado pela empresa.

3.1.9. Avaliação da qualidade do biofertilizante

A qualidade do digestato e o seu potencial para uso agrônômico dependem de diversos fatores, a saber: (a) composição e variabilidade dos resíduos utilizados como substratos para a biodigestão (ex.: dejetos e carcaças de animais mortos, resíduos de agroindústrias, resíduos ou biomassa vegetal, entre outros); (b) tipo de biodigestor e tecnologia de biodigestão utilizada; (c) segregação e perdas de nutrientes nas estruturas de armazenamento dos substratos e do digestato; (d) eficiência dos sistemas pré-tratamento do substrato (ex.: separação de fases antes do biodigestor) e/ou do tratamento do digestato; e (e) diluição dos substratos e digestato com água.

Além das diferenças na composição química e variabilidade entre os substratos, as diferentes proporções das misturas de substratos a serem utilizadas na alimentação do biodigestor também terão impacto preponderante na composição de nutrientes do digestato. Portanto, cada projeto deverá contar com uma análise específica para determinar a oferta e o teor de nutrientes do digestato disponível para reciclagem como fertilizante na agricultura. Valores de nutrientes poderão ser usados para o dimensionamento da oferta destes via digestato, que deverá ser submetido a tratamento ou reciclagem em áreas agrícolas como fertilizante. No entanto, há que se levar em consideração os processos de perda e segregação de nutrientes que podem ocorrer no biodigestor, sistemas de tratamento ou armazenamento do efluente. Vivan et al. (2010) não observaram variação significativa na concentração de NTK (Nitrogênio Total Kjeldahl), N-NH₃ (N amoniacal) e P (fósforo) entre o afluente (dejeito líquido de suínos) e o digestato oriundo de um biodigestor de lagoa coberta com tempo de retenção hidráulica (TRH) de 45 dias. No entanto, após a passagem do digestato por uma lagoa anaeróbica, com TRH de 55 dias, observaram-se reduções nos teores desses nutrientes da ordem de 50, 30 e 77%, respectivamente.

Os autores atribuíram a redução dos teores de N às perdas por volatilização de amônia, que podem ser majoradas pela mineralização do N orgânico durante o processo de biodigestão. A redução dos teores de P no digestato foi, por sua vez, atribuída à precipitação físico-química do fósforo, majoritariamente na forma de fosfato de cálcio (STEINMETZ, 2007). O P, portanto, não é perdido, mas segregado, como se verifica pelo aumento das concentrações deste nutriente no lodo depositado nas lagoas de armazenamento do digestato (ZANOTELLI et al., 2005). De maneira geral, perdas de 50-60% do N são esperadas para dejetos de suínos tratados por biodigestão, considerando também o armazenamento do digestato antes da sua aplicação no solo (FATMA, 2014). Para os demais nutrientes, não há perdas consideráveis, embora a segregação dos nutrientes entre os diferentes tipos de efluentes de biodigestores (ex.: lodo, digestato líquido etc.) deva ser considerada.

Há que se considerar que o emprego de diferentes práticas ou processos de manejo e tratamento do digestato (ex.: separação de fases, compostagem, secagem) também afetará a disponibilidade de nutrientes no fertilizante.

Um estudo preliminar à construção de uma usina de biogás destinada ao tratamento de diferentes resíduos agropecuários (dejetos de suínos, carcaças de suínos, resíduos de incubatório de aves, lodos de sistema de tratamento de frigoríficos e cama de aviários) utilizando biodigestores de mistura completa determinou que seriam

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

produzidos dois tipos de efluentes naquela planta: o digestato líquido e o composto orgânico obtidos após um processo de separação de fases do efluente do biodigestor (BRASIL, 2015; NICOLOSO, 2014).

Observa-se que o digestato líquido e o composto orgânico previstos para serem gerados na usina de biogás apresentariam composição química e teor de matéria seca drasticamente distintos. Da mesma maneira, grande variabilidade se observa quanto à composição dos diferentes fertilizantes obtidos em uma estação de tratamento de dejetos de suínos (ETDS), onde estavam instalados diferentes sistemas de tratamento, inclusive peneira de escovas rotativas, flotodecantador, biodigestor de fluxo ascendente e um sistema de compostagem da fração sólida dos dejetos de suínos separados na peneira.

As diferenças na concentração e na forma em que os nutrientes estarão disponíveis nos fertilizantes (orgânica ou mineral) obtidos a partir de diferentes processos de tratamento afetarão consideravelmente a sua eficiência agrônômica, conforme será discutido posteriormente (NICOLOSO et al., 2016a). No entanto, também a logística, o custo e a viabilidade de transporte e distribuição dos fertilizantes são impactados (MIELE et al., 2015; NICOLOSO, 2014).

Os resultados aqui expostos demonstram que a grande variabilidade dos teores de nutrientes no digestato e demais fertilizantes orgânicos torna imprescindível a análise laboratorial para caracterização do fertilizante (NICOLOSO et al., 2016a). A partir da análise do fertilizante, este poderá ser aplicado em doses adequadas nas áreas agrícolas, suprimindo a demanda por nutrientes das culturas que serão adubadas e evitando a aplicação excessiva de nutrientes no solo e os impactos ambientais decorrentes deste excesso.

A aplicação de fertilizantes ao solo, independentemente de a fonte ter origem mineral ou orgânica, tem por objetivo suprir a demanda de nutrientes das culturas agrícolas a fim de que estas expressem o seu potencial produtivo. As plantas exploram o solo através do seu sistema radicular em busca por água e nutrientes que podem ter origem no próprio solo ou ser proveniente do fertilizante aplicado. Dessa maneira, solos mais férteis demandam a aplicação de menores doses de fertilizantes do que solos que apresentam teores mais baixos de nutrientes disponíveis, visto que aqueles são capazes de suprir maiores quantidades de macro (N, P, K, Ca, Mg e S) e micronutrientes (B, Cl, Cu, Fe, Mn, Mo, Co, Ni e Zn) às plantas.

De maneira geral, as recomendações de adubação têm por objetivo estabelecer as doses de maior eficiência técnica e econômica de N, P e K para as diferentes culturas agrícolas (GATIBONI et al., 2016). O foco nesses três nutrientes para a recomendação de fertilizantes explica-se porque o Ca e o Mg são normalmente supridos através da calagem, o S é recomendado de maneira preventiva para culturas mais exigentes e os micronutrientes são normalmente fornecidos em quantidades adequadas pelo solo, sem a necessidade de aporte via fertilizantes, salvo em situações específicas de solo, clima e culturas (GATIBONI et al., 2016).

As recomendações de N são baseadas nos teores de matéria orgânica do solo e na sua taxa de decomposição, na ciclagem de N do sistema solo-planta, nas perdas do N aplicado via fertilizantes (ex.: lixiviação, volatilização, imobilização) e na demanda

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

de N pelas culturas. Portanto, a construção da fertilidade do solo quanto ao suprimento de N às plantas está relacionada ao aumento dos estoques de matéria orgânica do solo no longo prazo, e não diretamente à aplicação de fertilizantes nitrogenados.

Já para o P e o K, as recomendações de adubação são baseadas na disponibilidade desses nutrientes no solo, nas perdas desses nutrientes aplicados via fertilizantes (ex.: adsorção, lixiviação) e na demanda de P e K das culturas. Nesse sentido, três conceitos de adubação são estabelecidos para a recomendação de P e K, a saber: adubação corretiva, de manutenção e de reposição (GATIBONI et al., 2016).

A adubação de correção tem por objetivo elevar os teores de P e K no solo até o “teor crítico” das culturas. O teor crítico representa a concentração de P e K disponível no solo necessária para um rendimento de, aproximadamente, 90% da produção máxima da cultura a ser adubada. Abaixo desse teor crítico, o rendimento das culturas agrícolas apresenta alta resposta à adubação e ao incremento dos teores de P e K no solo. Destaca-se que essas doses recomendadas como adubação de correção foram determinadas apenas para elevar os teores de nutrientes do solo, desconsiderando-se que parte desses nutrientes vai ser absorvida e exportada pelas plantas.

Portanto, a essa dose de correção, deve ser adicionada uma dose de manutenção visando também atender à demanda de P e K pelas culturas agrícolas. Acima do teor crítico, não se espera incremento significativo no rendimento das culturas devido ao aumento dos teores de P e K no solo. Assim, a adubação de manutenção tem por objetivo apenas adicionar as quantidades de P e K removidas pelas culturas e exportadas através dos grãos, forragem ou biomassa, e repor as perdas desses nutrientes no solo, mantendo os teores de P e K estáveis em uma faixa considerada adequada ao desenvolvimento das culturas (classe “alta” de disponibilidade de nutrientes).

Já a adubação de reposição visa apenas adicionar as quantidades de P e K exportadas pelas culturas agrícolas e é recomendada para solos com teores classificados como “muito altos” desses nutrientes. A aplicação apenas das doses prescritas como de reposição pode resultar ao longo do tempo na redução dos teores de P e K no solo devido às perdas de nutrientes que são prováveis de ocorrer (DE BONA, 2016).

Dados recentes permitem determinar as quantidades disponíveis (QD) de nutrientes a serem aplicadas às culturas agrícolas mencionadas, considerando-se a expectativa de rendimento projetada com a adubação. No entanto, ainda é importante observar que os fertilizantes orgânicos podem ter eficiência reduzida em relação aos fertilizantes minerais, pois parte dos nutrientes encontra-se em formas indisponíveis para as plantas (NICOLOSO et al., 2016a). De maneira geral, fertilizantes orgânicos com maior proporção de nutrientes na forma orgânica e com altos teores de lignina e fibras apresentam menor taxa de decomposição no solo e, portanto, menor liberação e disponibilidade de nutrientes para as plantas.

A dose de fertilizante orgânico a ser aplicada no solo deve então considerar as recomendações específicas para as diferentes classes de fertilidade do solo, a demanda das culturas agrícolas e a sua expectativa de rendimento, teor e índice de eficiência agrônômica do fertilizante a ser empregado.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

O dimensionamento da área agrícola necessária para destinação dos efluentes de um biodigestor agrega os conceitos discutidos anteriormente neste texto: oferta de nutrientes pelo digestato e demanda de nutrientes na área agrícola. Utilizando-se os mesmos princípios, pode-se também fazer o cálculo reverso para dimensionar a oferta de substrato e tamanho do biodigestor em função da área agrícola disponível para a reciclagem do digestato. Essa análise é válida tanto para pequenos biodigestores operando em propriedades rurais ou para uma usina de biogás de grande escala. No entanto, é importante destacar que esse dimensionamento deve ser realizado considerando-se ambos os fatores (demanda e oferta de nutrientes) no longo prazo.

A adubação corretiva visa elevar os teores de nutrientes do solo (P e K) de modo que este seja capaz de suprir adequadamente a demanda das culturas, reduzindo o consumo de fertilizantes. Quando o teor crítico de nutrientes no solo é atingido, passa-se a utilizar apenas a adubação de manutenção, com o objetivo de manter a produtividade das culturas próxima ao seu potencial produtivo e repor as perdas de nutrientes no solo. Nesse sentido, a recomendação de adubação de manutenção é a dose a ser utilizada para dimensionamento da demanda de nutrientes a fim de manter os teores de nutrientes no solo estáveis e o empreendimento sustentável no longo prazo (NICOLOSO; OLIVEIRA, 2016).

A opção pelo dimensionamento considerando as recomendações de correção da fertilidade do solo ocasionaria o acúmulo gradual e excessivo de nutrientes no solo, com reflexos negativos ao ambiente ao longo do tempo. Da mesma forma, o dimensionamento da oferta de digestato de acordo com as recomendações de reposição promoveria a redução da fertilidade do solo e a necessidade do aporte de fertilizantes minerais de maneira complementar, visto que essas recomendações não preveem as perdas de nutrientes que ocorrem no solo.

Para a determinação da demanda média anual de nutrientes nas áreas agrícolas receptoras do digestato e demais efluentes líquidos e resíduos sólidos gerados pelo biodigestor, usina ou empreendimento em análise, é necessário considerar o sistema de cultura empregado nestas áreas que normalmente apresenta variação ao longo dos anos. Assim, o ideal é que se realize um planejamento de longo prazo (> 4 anos) para uso dos fertilizantes (FATMA, 2014). Outro fator importante é determinar qual dos nutrientes (N, P_2O_5 ou K_2O) será utilizado como limitante para o dimensionamento. Normalmente, utiliza-se como nutriente limitante o P ou o N, visto que o K apresenta pouca relevância do ponto de vista ambiental para a maioria dos resíduos. A exceção é a vinhaça da cana-de-açúcar devido à elevada concentração de K em relação aos demais nutrientes neste resíduo (SOARES et al., 2014). Para resíduos de origem animal (ex.: dejetos de suínos), utiliza-se o P como nutriente limitante, pois a sua oferta nesse tipo de resíduo atende à demanda desse nutriente, para a maioria das culturas, sem promover aporte excessivo de N ou K ao solo (FATMA, 2014; NICOLOSO, OLIVEIRA, 2016).

Existem várias vantagens em usar o lodo da biodigestão como biofertilizante. A principal delas é a redução do uso de combustíveis fósseis e a dispersão dos nutrientes ao solo. A produção e o transporte de biofertilizantes resultam em um processo intensivo de energia que também leva a emissões de óxido nitroso, um gás de efeito estufa muito potente. A reciclagem dos nutrientes da cidade para o campo é necessária para, em

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

longo prazo, não haver a lixiviação do solo. As plantas absorvem nutrientes do solo e os perdem na colheita, o que diminui a produtividade do solo, a menos que esses nutrientes sejam substituídos.

Além disso, não se torna vantajosa a dispersão do dejetos não tratado nos solos, devendo-se dispersá-lo como biofertilizante. A disponibilidade de nutrientes do dejetos tratado para as plantas varia, dependendo das espécies das plantas; mas, em geral, é relativamente inacessível e não pode ser diretamente absorvido pelas raízes das plantas. O resultado é um maior risco de lixiviação dos nutrientes do solo e das águas subterrâneas, que polui os recursos hídricos, podendo resultar na fertilização. Quando o dejetos passa por um tratamento anaeróbico, uma grande parte do nitrogênio ligado organicamente ao nitrogênio amoniacal é absorvido pelas plantas mais facilmente. A utilização do produto final (biofertilizante) após a digestão do dejetos reduz o risco de lixiviação do nitrogênio em terra agrícola.

3.1.10. Impactos ambientais

A aplicação excessiva de fertilizantes, independentemente da origem mineral ou orgânica, pode causar impactos ambientais significativos, especialmente devido ao aumento das perdas de nutrientes do solo e à sua transferência para o ambiente (AITA et al., 2014; ESCOSTEGUY et al., 2016; SOARES et al., 2014). Nesse sentido, inúmeras iniciativas de pesquisa vêm procurando estabelecer indicadores e limites críticos ambientais (LCAs) de disponibilidade de nutrientes no solo a fim de minorar os riscos de poluição ambiental. Os LCAs podem ser considerados valores indicadores de qualidade do solo que impõem limites à aplicação de fertilizantes ao solo. Dessa maneira, os LCAs podem ser utilizados pelos órgãos reguladores e fiscalizadores a fim de estabelecerem doses máximas aceitáveis ou mesmo proibir a aplicação de qualquer fonte de nutrientes ao solo, incluindo digestato, resíduos agroindustriais ou fertilizantes minerais. Ressalta-se, no entanto, que os LCAs não podem ser confundidos com as classes de disponibilidade de nutrientes do solo determinadas para fins de adubação (GATIBONI et al., 2016), visto que nem sempre teores de nutrientes no solo classificados como “muito altos” do ponto de vista agrônômico indicam potencial efeito deletério ao ambiente (ESCOSTEGUY et al., 2016).

Apesar de o N ser um dos nutrientes mais estudados devido ao seu elevado potencial de impacto ambiental derivado de suas rápidas transformações e perdas no solo, não existe atualmente no Brasil indicadores de LCA que relacionem as concentrações desse elemento no solo com risco de poluição do ambiente. É importante considerar que mais de 90% do N do solo está associado a MOS, e, portanto, os teores de N total não constituem bons indicadores de risco ambiental. As iniciativas de estabelecimento de LCA para o N são, portanto, baseadas nas formas reativas mais abundantes desse nutriente, como o N na forma de nitrato. No Brasil, a Resolução Conama nº 420/2009, com base na Portaria nº 518/2004, do Ministério da Saúde, estabelece em 10 mg L^{-1} o teor limite de nitrato em águas subterrâneas (BRASIL, 2009). Ressalta-se que esse valor não deve ser confundido como um limite para a concentração de nitrato na solução do solo.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Quanto ao P, uma primeira aproximação foi feita por Gatiboni et al. (2015) para estabelecer os limites críticos ambientais (LCA-P) em solos que recebem aplicações frequentes resíduos orgânicos. O método desenvolvido permite calcular o teor máximo de P disponível que pode existir no solo sem que haja grandes riscos de sua transferência para o ambiente, considerando-se para isso o teor de argila do solo.

Pelo método proposto, os solos arenosos são mais sensíveis, ao passo que os solos mais argilosos podem suportar quantidades maiores de P sem disponibilizá-los em grandes quantidades para o ambiente. Resumidamente, quando os teores de P no solo estão abaixo do LCA-P, o solo é considerado um reservatório seguro desse nutriente, mesmo que esses teores sejam enquadrados como “muito altos” em relação à disponibilidade de P para as culturas agrícolas (GATIBONI et al., 2016). No entanto, quando os teores de P no solo superam esse valor-limite, o solo pode se tornar uma fonte de P para o ambiente, que, quando desprendido das áreas agrícolas, principalmente por escoamento superficial, promove a eutrofização dos reservatórios superficiais de água. Essa metodologia é atualmente utilizada pela Fundação de Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina (FATMA, 2014) para a classificação de risco ambiental dos solos com aplicação de dejetos de suínos. Os autores ressaltam, porém, que o método é uma proposta incipiente e que carece de calibração de campo mais intensa e da inclusão no modelo de outros fatores além da textura do solo, tais como a declividade do terreno e práticas de conservação do solo, visto que estas também afetam as perdas de P do solo.

Apesar de o K não ser considerado um nutriente com alto potencial de impacto ambiental na maioria das situações, a aplicação de doses elevadas de vinhaça de cana-de-açúcar, ou de outros efluentes contendo elevadas concentrações de K, pode promover o acúmulo excessivo de K, afetando a qualidade do solo e das águas. Em áreas de reciclagem da vinhaça como fertilizante, o acúmulo excessivo de K no solo pode prejudicar a absorção de Ca, promovendo deficiência desse nutriente na planta (VITTI; MAZZA, 2002) e, em situações extremas, a salinização do solo pelo concomitante aporte de Na e Cl por esse efluente (SOARES et al., 2014). O aumento dos teores de K no solo também ocasiona maior mobilidade desse nutriente no perfil de solo e maior risco de contaminação do lençol freático. O consumo de água com teores elevados de K pode promover doenças metabólicas em indivíduos portadores de disfunção renal (ROCHA, 2009). A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo estabeleceu limites para a aplicação de vinhaça com base na saturação de K na CTC (capacidade de troca de cátions) do solo e na capacidade de extração e exportação desse nutriente pelas culturas agrícolas (CETESB, 2006). De acordo com a *Norma Técnica P4.231 – Vinhaça: critérios e procedimentos para a aplicação no solo agrícola*, no máximo 5% da CTC pode estar ocupada por K, considerando-se a camada de 0-80 cm de profundidade do solo.

O estabelecimento de indicadores ambientais de qualidade do solo, tais como o LCA-P e outros, tem por objetivo definir limites e orientar o uso racional dos fertilizantes de maneira tecnicamente correta e ambientalmente segura. O descarte indiscriminado do digestato ou qualquer outro resíduo agroindustrial em “áreas de sacrifício”, embora aceito no passado (Decreto-Lei nº 303/1967; BRASIL, 1967) é hoje prática inadmissível devido aos impactos ambientais imediatos e cumulativos que decorrem dessa prática. A modernização das legislações ambientais no Brasil e em outros países tem avançado

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

nesse sentido, exigindo o licenciamento ambiental das áreas de aplicação de resíduos agroindustriais de acordo com o porte do empreendimento (CETESB, 2006; FATMA, 2014). O processo de licenciamento ambiental inclui a elaboração de estudo e relatório de impacto ambiental, planejamento para a reciclagem do resíduo nas áreas agrícolas disponíveis e o monitoramento da qualidade do solo baseado nos LCAs e padrões de qualidade específicos para cada tipo de atividade agroindustrial.

3.1.11. Redução dos Gases de Efeito Estufa (GEE)

No setor agropecuário, as estratégias de mitigação de gases de efeito estufa (GEE) podem ser resumidas em: (a) redução das emissões de dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O); (b) substituição das emissões de GEE de combustíveis fósseis por fontes de energia renováveis; e (c) sequestro de CO_2 atmosférico pela fotossíntese e o seu armazenamento em compartimentos estáveis ou de lenta ciclagem no ciclo global do C (SMITH et al., 2007). Destaca-se que o CH_4 e o N_2O têm potencial de aquecimento global (PAG) 28 e 265 vezes superior ao CO_2 , respectivamente (MYHRE et al., 2014). A amônia não é considerada um GEE; no entanto, ao retornar ao solo, também poderá afetar indiretamente a emissão de N_2O durante e após a sua nitrificação (SINGH et al., 2008).

Mundialmente, estima-se que o setor agropecuário tem potencial para compensar aproximadamente 10% das emissões antrópicas de GEE nos seus níveis atuais, enquanto no Brasil pode alcançar de 20 a 30% das emissões de GEE do país (BAYER, 2007). Desse potencial técnico de mitigação de GEE nesse setor, estima-se que 89% se relacionam ao sequestro de C no solo, 9% estão associados à redução das emissões de CH_4 (arroz inundado, manejo de ruminantes, tratamento dos dejetos e resíduos agroindustriais) e 2% dependem da minoração das emissões de N_2O do solo através do manejo da adubação nitrogenada (SMITH et al., 2007).

Os biodigestores e a compostagem são, atualmente, as tecnologias mais difundidas de tratamento dos dejetos de suínos no Brasil (KUNZ et al., 2009). Os biodigestores têm bom potencial para mitigação de GEE, visto que o CH_4 produzido pela decomposição anaeróbia dos dejetos e outros resíduos orgânicos pode ser convertido em CO_2 pela queima controlada do biogás (KUNZ et al., 2009). Nesse sentido, o Plano ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono) do governo brasileiro prevê o tratamento de 4,4 milhões de toneladas de dejetos através de biodigestão ou compostagem até o ano de 2020 (BARROS et al., 2015) como uma das estratégias para que o país atenda aos compromissos de mitigação das emissões de GEE (Pretendidas Contribuições Nacionalmente Determinadas) assumidos no Acordo de Paris (BRASIL, 2016).

No entanto, as estratégias de mitigação de GEE empregadas no setor agropecuário podem afetar mais de um GEE, por mais de um mecanismo, em processos que podem inclusive ser opostos. Assim, o benefício líquido da adoção dessas estratégias deve ser avaliado pelo efeito combinado sobre todos os GEE (ROBERTSON, GRACE, 2004; SCHILS et al., 2005; KOGA et al., 2006). Ainda, o efeito de uma estratégia de mitigação pode variar no tempo de maneira distinta entre os GEE:

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

alguns podem ser mitigados indefinidamente, enquanto outros são afetados temporariamente (SIX et al., 2004; MARLAND et al., 2003). Dessa maneira, no que diz respeito ao tratamento dos dejetos e outros resíduos agroindustriais, é necessário considerar também as emissões de GEE que ocorrem após o processo de biodigestão ou compostagem quando o composto orgânico, digestato, lodo e demais efluentes de biodigestores são aplicados ao solo como fertilizantes.

Grave et al. (2015a) observaram um aumento das emissões de CO₂ do solo adubado com dejetos líquidos de suínos apenas nos primeiros 30 dias após a aplicação do fertilizante. Já para o solo adubado com dejetos de suínos tratados por biodigestão, não se observou o mesmo incremento. Esse efeito foi, portanto, atribuído à decomposição do C aportado ao solo pelo dejetos, e não pela decomposição dos resíduos culturais (palha de trigo) presentes no solo. Quanto ao CH₄, também se tem observado em experimentos de campo, em algumas situações, apenas um pico inicial na emissão de CH₄ nas primeiras horas após a aplicação dos dejetos, o qual tem sido atribuído ao CH₄ que está dissolvido no efluente (SHERLOCK et al., 2002). Pelo exposto, verifica-se que a aplicação de fertilizantes orgânicos, especialmente aqueles tratados por biodigestão, tem efeito limitado quanto ao incremento das emissões de CO₂ e CH₄ do solo. No entanto, esses fertilizantes podem contribuir significativamente para o sequestro de CO₂ atmosférico e a sua estabilização como matéria orgânica do solo.

O impacto dos fertilizantes orgânicos sobre as taxas de sequestro de C no solo depende da quantidade e da qualidade do resíduo a ser aplicado. Apesar de uma grande proporção desse incremento nas taxas de sequestro de C estar relacionada ao aporte de nutrientes ao solo e à maior produção de biomassa pelo milho e aveia, outra fração pode ser atribuída diretamente ao aporte de C pelos dejetos de suínos. No entanto, resíduos caracterizados por maior proporção de C recalcitrante e de lenta decomposição no solo, como os resíduos que passam por processo de compostagem (GRAVE et al., 2015a), podem ter maior impacto no acúmulo de C no solo. De maneira oposta, o tratamento dos dejetos e resíduos agroindustriais por biodigestão pode reduzir o conteúdo de C no digestato e limitar as taxas de sequestro de C no solo.

Quanto às emissões de N₂O do solo, diversos processos bióticos e abióticos estão envolvidos na produção e na emissão desse gás em solos agrícolas. Os principais processos biológicos que controlam as emissões de N₂O em solos aerados (ainda que sob disponibilidade parcial de O₂) são a nitrificação heterotrófica e autotrófica, a nitrificação acoplada à desnitrificação (micro-organismos distintos), a nitrificação-desnitrificante (mesmo micro-organismo) e a desnitrificação (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013). Esses processos são controlados principalmente por pH, temperatura, umidade, difusão de oxigênio e pela disponibilidade de C e N no solo (GILES et al., 2012). Portanto, o manejo do solo e a aplicação de fertilizantes têm papel preponderante, regulando a disponibilidade de substrato para esses processos e, conseqüentemente, as emissões de N₂O do solo. O aumento da umidade do solo promove a redução da difusão de oxigênio (ex.: 65-70% da porosidade preenchida por água) e o aumento das concentrações de nitrato (NO₃) no solo impedem a sua desnitrificação completa até N₂, contribuindo para o acúmulo do N₂O como um metabólito intermediário (PANEK et al., 2000; GILES et al., 2012).

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Nesse sentido, os dejetos de animais, principalmente aqueles manejados na forma líquida e com alta disponibilidade de N amoniacal e C lábil, podem favorecer as emissões de N_2O do solo em relação aos fertilizantes minerais, conforme constatado em diferentes situações de solo e clima (ROCHETTE et al., 2004; PERÄLÄ et al., 2006; CHANTIGNY et al., 2010; DAMASCENO, 2010; SCHIRMANN, 2012). Esse efeito dos dejetos no aumento das emissões de N_2O é atribuído a diversas causas, com destaque para as seguintes:

- a) Os dejetos adicionam ao solo o C lábil, utilizado para a produção de biomassa e energia tanto pelas bactérias desnitrificadoras como pelos demais microorganismos heterotróficos do solo, os quais reduzem a disponibilidade do O_2 através da sua atividade respiratória;
- b) A fração líquida aplicada ao solo com os dejetos, constituída pela mistura de água + urina também, contribui para reduzir a disponibilidade de O_2 , condição essencial para que ocorra emissão de N_2O tanto pela nitrificação quanto pela desnitrificação;
- c) O N amoniacal dos dejetos é rapidamente nitrificado no solo, o que, combinado com a disponibilidade reduzida de O_2 , pode resultar na emissão de N_2O durante a nitrificação e a desnitrificação, quando o NO_3 produzido pode ser usado, alternativamente ao O_2 , na cadeia respiratória das bactérias desnitrificadoras.

Além desses efeitos atribuídos aos dejetos sobre o favorecimento nas emissões de N_2O , quando estes são utilizados como fertilizantes em lavouras com plantio direto, outros fatores adicionais – inerentes a esse sistema de preparo do solo – podem contribuir para o incremento de tais emissões. A redução da macroporosidade, o adensamento do solo pelo trânsito de máquinas e a preservação de umidade são características do plantio direto, as quais, isoladamente ou em conjunto, podem reduzir a disponibilidade de O_2 no solo, favorecendo a desnitrificação. Aliado a isso, o acúmulo de matéria orgânica do solo (MOS) e a presença de resíduos culturais no plantio direto aumentam a disponibilidade de C às bactérias heterotróficas, responsáveis pela desnitrificação. Nesse sentido, o tratamento dos dejetos de animais por biodigestão tem demonstrado ser uma tecnologia eficiente para reduzir as emissões de N_2O do solo manejado sob sistema plantio direto.

A emissão acumulada de N_2O em 64 dias após a aplicação de diferentes fontes de fertilizantes foi maior no solo manejado sob sistema plantio direto do que no solo submetido a preparo convencional, especialmente nas áreas adubadas com o dejetos líquido de suínos (DLS) sem tratamento ou submetido à compostagem (COMP) (GRAVE et al., 2015b).

O tratamento dos dejetos de suínos por biodigestão ou compostagem e a sua reciclagem como fontes de nutrientes para a agricultura contribuem para o potencial de mitigação de GEE no setor agropecuário brasileiro, tanto pelo incremento das taxas de sequestro de C como pela mitigação das emissões de N_2O do solo. No entanto, para que o potencial dessas tecnologias seja avaliado em sua plenitude, é imprescindível que mitigação de GEE verificada durante o tratamento dos dejetos e demais resíduos orgânicos (e que hoje é contabilizada no Plano ABC) também sejam agregadas àquelas observadas nas áreas agrícolas utilizadas para reciclagem dos fertilizantes orgânicos oriundos dos diferentes sistemas de tratamento.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

As tecnologias para manejo dos resíduos agropecuários e agroindustriais evoluíram significativamente nas últimas décadas. Essa evolução acompanhou o aumento de tamanho e escala de produção das propriedades rurais e das agroindústrias, provendo alternativas para uma destinação ambientalmente adequada aos resíduos gerados por essas atividades em resposta a legislações ambientais cada vez mais restritivas. Nesse sentido, a reciclagem dos resíduos orgânicos como fonte de nutrientes para a agricultura tem se mostrado uma alternativa técnica e economicamente viável. No entanto, essa prática deve seguir os princípios fundamentais de manejo de fertilizantes e de fertilidade do solo já estabelecidos e constantemente refinados pela pesquisa. A inobservância desses princípios e o descarte inadvertido desses resíduos em “áreas de sacrifício” são um desperdício de nutrientes tanto do ponto de vista agrônomo como econômico e podem promover impactos ambientais severos.

Portanto, o estabelecimento de limites ambientais e a sua adoção pelos órgãos reguladores como referenciais para os processos de licenciamento e monitoramento ambiental têm caráter complementar às recomendações agrônomicas de aplicação de fertilizantes a fim de assegurar a conservação da qualidade do solo e do ambiente. Quando corretamente manejados, os resíduos orgânicos constituem fonte segura de nutrientes para a agricultura e podem substituir de maneira eficiente os fertilizantes minerais, com impactos positivos para o ambiente e contribuindo para a viabilidade econômica dos empreendimentos agropecuários e agroindustriais.

3.2. TRATAMENTOS DO DIGESTATO E BIOFERTILIZANTE

3.2.1. Eliminação do Nitrogênio

O digestato muitas vezes é pobre em matéria orgânica biodegradável, mas acaba por ser um efluente rico em nitrogênio e fósforo, uma vez que a maior parte da matéria orgânica biodegradável já foi consumida na digestão anaeróbia. Com isso, quando o uso agrícola for limitado ou inadequado, esse efluente rico em nutrientes apresenta grande potencial de impacto negativo ao meio ambiente.

Os problemas associados ao excesso de nutrientes no meio aquático são preocupantes. Elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal podem ter graves implicações ecológicas, como, por exemplo, influenciar fortemente a dinâmica do oxigênio dissolvido no meio, uma vez que, para oxidar 1 mg de NH_3 , são necessários 4,6 mg de O_2 .

Sob o ponto de vista de saúde pública, os compostos de nitrogênio nos seus diferentes estados de oxidação podem trazer graves riscos para a saúde humana.

O nitrito ainda pode se combinar com aminas secundárias, provenientes da dieta alimentar, formando nitrosaminas, que apresentam conhecido poder carcinogênico e mutagênico (HU et al., 2012; SADEQ et al., 2008).

Diante desse cenário e dos riscos ambientais, os digestatos necessitam atender a rigorosos padrões de concentração de nitrogênio e fósforo para serem descartados

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

ao final do tratamento. Atualmente, poucos são os sistemas de tratamento que contemplam a remoção de nutrientes e, quando contemplam, são associados a sistemas de lodos ativados em que, no melhor cenário, o nitrogênio é somente convertido a nitrato, sem preocupação com possíveis impactos ambientais.

As exigências quanto aos critérios de manejo de efluentes de biodigestores são crescentes, tornando estes significativamente mais restritivos e acarretando a necessidade da evolução nos processos de tratamentos de efluentes que conduzam a uma redução satisfatória na concentração de nutrientes (BRASIL, 2011; FATMA, 2014).

O nitrogênio é um nutriente presente no digestato sob duas principais formas e estados de oxidação, sendo o nitrogênio orgânico dissolvido e particulado e o nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$). O ciclo do nitrogênio é realizado por complexa combinação entre vários micro-organismos e reações químicas.

Durante o seu ciclo, o nitrogênio atravessa diversas transformações, alterando seu estado de oxidação, da forma mais reduzida à mais oxidada. A amônia formada pode ser oxidada anaerobiamente (junto com o nitrito) pelas bactérias com atividade Anammox ou oxidada a nitrito por processos aeróbios, o que ocorre com certa frequência em efluentes na presença de oxigênio. O nitrito ainda pode ser oxidado a nitrato ou diretamente convertido a nitrogênio gasoso via óxido nítrico e nitroso.

O nitrogênio na forma amoniacal ainda pode ser assimilado pelas bactérias ou oxidada a nitrito, o que ocorre com certa frequência em efluentes na presença de oxigênio. Outras reações do ciclo microbiológico do nitrogênio, e que ocorrem comumente em efluentes com concentrações elevadas de nitrogênio amoniacal são a oxidação do nitrito a nitrato e redução desassimilatória do nitrato a nitrito (BAILEY et al., 2002; GERARDI, 2003; YE; THOMAS, 2001).

O pH e a temperatura influenciam a forma em que encontramos o nitrogênio no digestato. A relação entre a concentração das duas formas de nitrogênio amoniacal, amônia e amônio e a relação entre a concentração de nitrito e ácido nitroso variam com o pH e a temperatura do meio.

Esse equilíbrio entre as concentrações das formas de nitrogênio amoniacal em meio aquoso a 25 °C ocorre em pH de 9,25, em que se observa 50% de ambas as formas. Em pH abaixo do ponto de equilíbrio, há a predominância do íon amônio. Já em valores de pH acima de 9,25, o equilíbrio é deslocado para formação de amônia.

Da mesma forma, a formação do ácido nitroso é função da temperatura e pH do meio. Observa-se que as concentrações de NO_2^- e HNO_2 variam com o pH e a temperatura.

Saber as concentrações reais de NH_3 e HNO_2 são de extrema importância para o controle dos processos biológicos. Primeiramente, acredita-se que tanto amônia como ácido nítrico são os reais doadores de elétrons, ou seja, são efetivamente os substratos envolvidos nos processos de oxidação do nitrogênio por micro-organismos em meio aquoso, pois demandam menos energia para serem transportados para dentro da célula quando comparadas com formas ionizadas (WIESMANN et al., 2007).

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Além de substrato, a importância de conhecer as concentrações de NH_3 e HNO_2 é relacionada ao potencial tóxico dessas duas espécies de nitrogênio aos microorganismos oxidadores de amônia e nitrito (DE PRÁ et al., 2016).

Dados demonstraram que, mesmo em pH próximo da neutralidade, dependendo da concentração de nitrogênio amoniacal e nitrito do meio, pode existir inibição de microorganismos pela presença de amônia ou ácido nitroso em excesso (ANTHONISEN et al., 1976).

Atualmente existem inúmeras alternativas na remoção de compostos nitrogenados tanto biológicas como físico-químicas. Sabe-se que os processos biológicos normalmente são de baixo custo e demandam menos mão de obra do que os demais, motivo pelo qual têm sido amplamente utilizados para o tratamento de digestatos.

Dentre os principais processos biotecnológicos para remoção de nitrogênio, citam-se: a nitrificação-desnitrificação, conhecida como processo convencional, cujos primeiros estudos datam de 1890 (KHIN; ANNACHHATRE, 2004); processo de nitrificação parcial, uma das alternativas da nitrificação propostas mais recentemente (HELLINGA et al., 1998); processo Anammox, oxidação anaeróbia do íon amônio (MULDER et al., 1995); e processos combinados de desamonificação, que visam combinar os dois últimos processos em um único reator (THIRD et al., 2001).

Muitas das equações que definem a cinética de crescimento das bactérias nitrificantes não levam em consideração que o dióxido de carbono é a única fonte de carbono necessária. Ainda, a taxa máxima de crescimento das nitrificantes é muito menor quando comparada à taxa de crescimento das heterotróficas (GRADY et al., 2011).

Apesar de o processo de nitrificação ser autotrófico, também pode ocorrer pela ação de bactérias heterotróficas, que utilizam o carbono orgânico e oxidam a amônia ao nitrato, como *Arlhrobacer* e *Thiosfera pantotropha* (BITTON, 2005). A taxa de crescimento da biomassa nitrificante é baixa e vai depender das condições de crescimento. Vários são os parâmetros que influenciam a performance de nitrificação de populações de bactérias nitrificantes, tais como oxigênio dissolvido (OD), pH, temperatura (T), tempo de retenção hidráulico (TRH) e tempo de retenção celular (TRC). Destes, o OD e pH são os mais importantes (WIESMANN et al., 2007).

O OD deve ser monitorado em um reator onde se objetiva a nitrificação completa, principalmente por poder apresentar uma forma de seleção das diferentes populações. Isso ocorre naturalmente, independentemente do objetivo.

Para o cálculo de requisito de oxigênio em projetos de reatores aeróbios objetivando a nitrificação a nitrato, é necessário conhecer a concentração e a carga de nitrogênio na forma de amônio na entrada do reator aeróbio.

3.2.2. Desnitrificação

A desnitrificação faz parte do ciclo do nitrogênio. É a transformação do NO_3 a N_2 em condições de ausência de O_2 . Trata-se de um processo redutivo e, dessa maneira, é uma forma de respiração. Os micro-organismos oxidam um substrato orgânico como fonte de energia, produzindo inúmeros equivalentes de redução.

Em geral, as enzimas necessárias para a desnitrificação são produzidas somente sob ou próximo às condições anaeróbias, e, se as células em crescimento anaeróbio forem expostas ao O_2 , essas enzimas são prontamente inibidas. Ainda, as reações são catabólicas, ou seja, regidas por micro-organismos heterótrofos, necessitando de matéria orgânica como fonte de carbono para sua síntese celular (RICHARDSON et al., 2007; MENDONÇA, 2002; TCHOBANOGLIOUS et al., 2013).

O óxido nítrico é gerado pelo nitrito redutase, mas em baixas concentrações em razão de sua toxicidade; de qualquer forma, não deixa de ser um intermediário livre da desnitrificação. A óxido nítrico redutase é uma enzima presente na membrana celular que participa da redução do óxido nítrico a óxido nitroso. Segundo Wrage et al. (2001), os micro-organismos responsáveis pela desnitrificação são anaeróbios facultativos, ou seja, são capazes de utilizar tanto o oxigênio como o NO_3^- e NO_2^- . Portanto, o processo de desnitrificação é inibido mesmo em baixas concentrações de oxigênio dissolvido. Quanto aos intermediários do processo de desnitrificação, o NO e N_2O são gasosos e se acumulam no meio quando suas enzimas são inibidas principalmente em pH ácido.

Por ser um processo heterotrófico, a desnitrificação necessita de fonte de carbono orgânico para que seja possível ser realizada. Existem duas formas principais pelas quais os micro-organismos desnitrificantes obtêm o carbono orgânico necessário para as reações. Quando a fonte é proveniente do próprio material celular, é chamada de endógena. A outra forma é através de fonte exógena, ou seja, um substrato orgânico, efluente orgânico, acetato, metanol, entre outros.

Nos efluentes *in natura* em cuja composição apresenta carbono orgânico, este é oriundo basicamente de proteínas, carboidratos e gorduras (GERARDI, 2002). Em geral, em efluentes pós-tratamento anaeróbio, observa-se a prevalência de ácidos carboxílicos de cadeia curta, como ácido acético, propiônico e butírico (MILLER; VAREL, 2003; ZIEMER et al., 2009).

Quando não existe quantidade suficiente de carbono orgânico no efluente, é necessária a adição de uma fonte extra de carbono. Nos processos industriais de tratamento de efluentes, comumente utiliza-se metanol nessa função (TCHOBANOGLIOUS et al., 2013).

A disponibilidade de carbono orgânico em determinado efluente é medida pela relação entre a massa de carbono orgânico disponível e a massa de nitrogênio a ser reduzida na desnitrificação. Essa relação é usualmente chamada de relação C/N (carbono/nitrogênio).

É importante ressaltar que a grandeza carbono orgânico muitas vezes na literatura é expressa como demanda química de oxigênio (DQO), que expressa a

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

quantidade de matéria orgânica presente na amostra de forma indireta, contabilizando a necessidade de oxigênio para oxidação do carbono orgânico presente.

As diferenças observadas quanto à eficiência de desnitrificação, quando comparados diferentes substratos, deve-se a biodisponibilidade do carbono presente em cada substrato. Estudos apontam a preferência dos micro-organismos desnitrificantes pela utilização dos ácidos carboxílicos de cadeia curta como fonte de carbono na desnitrificação (ELEFSINIOTIS; WAREHAM, 2007; ADOUANI et al., 2010; AHN et al., 2010).

Além da preferência pelos ácidos carboxílicos de cadeia curta, e a grande afinidade dos micro-organismos desnitrificantes principalmente pelo ácido acético, observa-se que a velocidade de desnitrificação utilizando esse ácido como principal fonte de carbono é mais de duas vezes acima da velocidade de desnitrificação utilizando ácido propiônico (ELEFSINIOTIS; WAREHAM, 2007). Isso sugere que a utilização de ácidos carboxílicos de cadeias maiores por parte dos micro-organismos desnitrificantes é complexa e difícil.

Existem processos bastante versáteis, e resultados demonstram eficiência acima de 90% de remoção de nitrogênio em efluentes da suinocultura. No entanto, esses efluentes apresentam alta concentração de sólidos suspensos totais, o que pode ocasionar transtornos na operação dos reatores, o que exige cuidado com esse fator a fim de evitar acúmulo de sólidos fixos nos tanques reacionais. Por se basear no processo de remoção de nitrogênio via nitrificação e desnitrificação, existe a necessidade de equilíbrio entre a quantidade de carbono orgânico e nitrogênio, como já foi visto anteriormente, sendo a relação C/N fundamental nesse processo.

Na maioria dos dejetos animais, existe carbono suficiente para a desnitrificação por haver grande quantidade de carbono orgânico disponível, ou seja, relação C/N elevada. No entanto, no digestato, a quantidade de carbono orgânico disponível é menor que nos dejetos brutos.

Após efluentes e/ou dejetos animais passarem pela digestão anaeróbia, a relação C/N pode diminuir 20 vezes (RICO et al., 2011), podendo inviabilizar a remoção de nitrogênio do digesto.

Para o dimensionamento do reator desnitrificante, normalmente se utiliza o mesmo volume do reator nitrificante, podendo este ser dimensionado com volume até 20% menor que o reator nitrificante, sem ocorrer perda de eficiência (PARK et al., 2004; CHUNG et al., 2004).

Por fim, o cálculo do decantador de lodo é realizado através da taxa de escoamento superficial (TES), que é baseada na vazão aplicada pela área do decantador. Convencionalmente, adotam-se valores entre 1,5 e 4,33 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Recomenda-se que, como parâmetro de segurança, após o dimensionamento do decantador de lodo, o seu volume esteja entre 5 e 10% do volume do reator nitrificante.

Levando em consideração que o lodo do sistema é em grande parte biomassa, e sua sedimentação é rápida, pode-se estabelecer que o decantador de lodo não exceda 3 horas de TRH, quando possível, a fim de evitar flotação de lodo e perda de biomassa (WIESMANN et al., 2007).

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

$$S_{\text{decantador}} = Q_{\text{alimentação}}$$

Diferentemente do processo convencional de nitrificação/desnitrificação via nitrato, no processo de nitrificação/desnitrificação via nitrito, a nitrificação e a desnitrificação são mediadas pela presença de NO_2^- . Esse processo é baseado no fato de que o nitrito é o produto intermediário, tanto do processo de nitrificação quanto do processo de desnitrificação; por isso, pode ser produzido durante a nitrificação e, subsequentemente, reduzido a N_2 na desnitrificação seguinte (CIUDAD et al., 2005; RUIZ et al., 2006).

É possível visualizar os caminhos da nitrificação/desnitrificação via nitrato e desnitrificação via nitrito. Pode-se observar que, na desnitrificação via nitrito, tem-se redução no caminho de oxidação da amônia, não sendo necessária a oxidação do NO_2^- para NO_3^- . Como vantagem, tem-se 25% de redução no consumo de oxigênio na fase aeróbia, o que implica 60% de economia de energia em todo o processo.

Além disso, a demanda de doadores de elétrons – ou seja, de carbono orgânico para a desnitrificação – é 40% menor, e a velocidade de desnitrificação via nitrito é de 1,5 a 2 vezes maior do que a velocidade de desnitrificação via nitrato, o que é tecnicamente viável e economicamente favorável, especialmente quando se trata de efluentes com alta concentração de amônia ou baixa relação C/N (YANG, 2011). Portanto, a relação C/N ideal passa de 2 para desnitrificação convencional, para relação C/N de 1,2 para desnitrificação via nitrito.

3.2.3. Tecnologias para remoção biológica do nitrogênio

Digestatos oriundos de sistemas eficientes de digestão anaeróbia estão cada vez mais apresentando baixas concentrações de carbono, resultando em efluente com baixa relação carbono/nitrogênio (C/N).

A tendência na ausência de carbono dificulta a remoção do nitrogênio solúvel pelo processo convencional de nitrificação/desnitrificação detalhado nos tópicos anteriores. Isso porque efluentes com baixa relação C/N podem não ter carbono orgânico biodisponível suficiente (e necessário) para realizar a desnitrificação. Nesses casos, muitas vezes é necessária a adição de fonte externa de carbono orgânico, o que implica aumento do custo operacional do processo convencional de nitrificação/desnitrificação.

Quando se tem efluentes muito concentrados em nitrogênio e pouco concentrados em carbono, há dificuldade no dimensionamento e na operação do sistema convencional, conforme visto nos tópicos anteriores. Por esse motivo, novas propostas têm surgido para realizar essa tarefa. As pesquisas recentes em remoção de nitrogênio estão voltadas para melhorar a eficiência e reduzir custos, otimizando as estratégias de tratamento disponíveis ou buscando implementar novos processos e, possivelmente, novos micro-organismos capazes de converter nitrogênio amoniacal em nitrogênio gasoso, sua forma inerte.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Todos esses novos processos buscam realizar a eliminação do nitrogênio utilizando nitrito como aceptor de elétrons e não o nitrato, pois há economia clara de oxigênio para oxidação do amônio. (DE PRÁ et al., 2013).

Devido ao controle requerido, são encontradas algumas dificuldades quanto ao estabelecimento desses processos, principalmente em se tratando de longos períodos de operação. Além disso, a fase estacionária normalmente é difícil de ser atingida. Por isso, alguns cuidados devem ser tomados com a maioria desses processos quanto à possível eliminação de nitrito remanescente para o meio ambiente, em virtude da considerável toxicidade dele.

As novas propostas de processos para remoção de nitrogênio via nitrito presentes na literatura serão mencionadas detalhadamente na sequência.

O processo de nitrificação parcial é uma tecnologia baseada na seleção e no favorecimento de bactérias oxidadoras de amônia (BOA) que funciona como pré-tratamento capaz de produzir efluente com características ideais para alimentação de reatores com atividade Anammox (que veremos na sequência).

A estratégia para eficácia desse processo consiste em interromper a oxidação da amônia em nitrito (impedindo a oxidação a nitrato) e, paralelamente, em controlar a proporção de amônia oxidada, de forma que se mantenha uma parcela de amônia residual. Em termos microbiológicos, isso significa desfavorecer a atividade das BON, das quais se destacam as do gênero *Nitrobacter*, permitindo apenas a atividade das BOA, das quais se destacam as bactérias do gênero *Nitrosomonas* (DE PRÁ et al., 2013; YAMAMOTO et al., 2006).

No entanto, em virtude da seletividade, algumas dificuldades quanto ao estabelecimento desse processo são encontradas, sobretudo em relação à longa duração de operação. Devido a essa condição, as diferenças fisiológicas entre as BOA e BON se tornam extremamente importantes na estabilidade do processo. Isso porque, graças à maior sensibilidade das BON a determinadas condições do meio, algumas estratégias operacionais podem ser utilizadas para influenciar a geração de nitrito pelo favorecimento das BOA (DE PRÁ et al., 2013; VOLCKE et al., 2005).

Entre as alternativas para favorecer o acúmulo de nitrito nos sistemas biológicos, as principais se baseiam na regulação apropriada de parâmetros de controle como oxigênio dissolvido (OD), tempo de aeração, temperatura, tempo de retenção hidráulica (TRH), tempo de retenção de sólidos (TRS), pH, amônia livre (AL), ácido nitroso livre (ANL) e inibidores químicos (CUI, 2012; DE PRÁ, 2013). Contudo, é necessário avaliar, além de vantagens e limitações, a viabilidade econômica do processo na ocasião da utilização dessas estratégias.

Nesse sentido, para a conversão de nitrogênio utilizando digestatos, não é possível generalizar uma única estratégia para a seletividade das BOA. Isso porque as características físico-químicas do efluente variam de acordo com o processo produtivo e são dependentes de sua origem.

Por isso, dependendo do tipo de produção, o processo pode se apresentar mais ou menos eficiente.

3.2.4. Processo Anammox

Com base nas metodologias de identificação de micro-organismos e no tipo de metabolismo desenvolvido por populações específicas, foi descoberta, na década de 1990, a existência de um novo segmento do ciclo do nitrogênio, conhecido como oxidação anaeróbia do íon amônio (Anammox) (MULDER et al., 1995). Durante os anos seguintes, o processo Anammox evoluiu de uma parte bastante inexplorada do ciclo biológico do nitrogênio, tornando-se uma peça-chave em seu ciclo global. Atualmente, é vista como uma tecnologia revolucionária para o tratamento de águas residuais (SCHEEREN et al., 2011).

Este processo envolve uma rota alternativa que consiste na oxidação anaeróbia do íon amônio, via micro-organismos específicos, diretamente a N_2 , utilizando nitrito comoceptor de elétrons, com uma pequena produção de nitrato. A energia livre para esta reação está na mesma ordem de grandeza que a energia livre do processo de nitrificação aeróbia, demonstrando que o processo de oxidação anaeróbia do amônio é tão favorável quanto o processo de nitrificação aeróbia.

A cultura de micro-organismos Anammox apresenta excelentes propriedades de granulação, o que permite o uso das tecnologias dos reatores de fluxo ascendente, a fim de trabalhar com intenso reciclo de células proporcionando menores tempos de partida de reatores (KARTAL et al., 2011; LOTTI et al., 2015).

Combinando a máxima atividade das bactérias e o fator de conversão de substrato em biomassa, Strous et al. (1998) estimaram o tempo de duplicação das bactérias com atividade Anammox entre 9 e 11 dias.

Devido a essa baixa velocidade de crescimento, o processo produz pouco volume de lodo, além de preservar aproximadamente 60% do oxigênio utilizado no processo, reduzindo os custos com tratamento em comparação ao método convencional de nitrificação/desnitrificação (ALI et al., 2015; JETTEN et al., 2001; WANG et al., 2016).

Desde a descoberta da oxidação anaeróbia de amônia, vários processos utilizando bactérias com atividade Anammox têm sido implementados para otimizar a remoção autotrófica de nitrogênio em águas residuárias.

Casagrande et al. (2013) atingiram elevadas cargas de remoção de nitrogênio (até $20 \text{ kgN.m}^{-3}\text{d}^{-1}$) trabalhando com reatores com atividade Anammox, chegando a valores 66 vezes maiores quando comparado ao processo convencional. Esses resultados demonstram a potencial eficiência que esses processos são capazes de atingir e justifica a tendência mundial de utilização desses micro-organismos no tratamento de efluentes concentrados em nitrogênio.

Como qualquer processo biológico, bactérias com atividade Anammox podem ser inibidas em determinadas condições operacionais ou sob a presença/ausência de algum composto específico. Além do oxigênio, o processo pode ser afetado pelos efeitos do pH, temperatura, tensão de cisalhamento e concentração de substratos e produtos. Por isso, o controle e a otimização do processo quando aplicado é extremamente importante para eficiência global do sistema de remoção de nutrientes.

3.2.5. Processos de remoção de amônia

As discussões apresentadas nos itens anteriores permitem a reflexão a respeito da combinação dos processos de nitrificação parcial e Anammox, em termos de uma nova proposta de tecnologia para remoção de nitrogênio. Dá-se o nome de desamonificação a toda tecnologia que opere simultaneamente com ambos os processos: nitrificação parcial e Anammox (DE PRÁ et al., 2012; DOSTA et al., 2015; GILBERT et al., 2015; MAGRÍ et al., 2012).

Essa tecnologia surge como alternativa promissora para eliminação de altas cargas de nitrogênio em digestatos e pode ser realizada utilizando dois ou até mesmo um único reator. Como já mencionado anteriormente, as bactérias responsáveis pelo processo de nitrificação parcial são aeróbias e, portanto, necessitam de oxigênio durante sua atividade metabólica.

Por outro lado, as bactérias responsáveis pelo processo Anammox são anaeróbias, tendo sua atividade estagnada quando submetidas a determinadas concentrações de oxigênio dissolvido. Devido a essa condição, esses dois processos costumam ser operados separadamente, objetivando maior controle operacional e eficiência na remoção de nitrogênio. No entanto, com a evolução e o desenvolvimento de novas tecnologias, os últimos estudos têm proposto que ambas as bactérias possam coexistir em um único reator, desde que o sistema seja mantido em condições limitadas de oxigênio dissolvido (WETT et al., 2007).

Caso algum desequilíbrio ocorra e uma concentração maior de oxigênio entre no reator Anammox, a eficiência global de remoção de nitrogênio será comprometida. Isso demonstra a importância no controle operacional do processo, de modo a manter a estabilidade da atividade das bactérias oxidadoras de amônia para não diminuir a eficiência de remoção de nitrogênio no processo Anammox.

Apesar de parecer contraditório, a demanda pelo controle operacional e exigência técnica diminui quando operamos, em vez de dois, em um único reator. Nessa tecnologia, as bactérias aeróbias oxidadoras de amônia estão em simbiose com as bactérias anaeróbias Anammox, de forma a perfazerem um consórcio único para eliminação do nitrogênio.

O processo de desamonificação foi originalmente proposto em reatores do tipo batelada sequencial (SBR, do inglês *sequence batch reactor*), mas atualmente as tecnologias evoluíram, e a proposta também é válida para sistemas contínuos, com biofilme e reatores *airlift* (EGLI et al., 2003; LEIX et al., 2017; REINO et al., 2016).

Nos sistemas com biofilme, os reatores eliminam o nitrogênio pela formação de uma película, em cuja parte externa estão concentradas as BOA, e no interior do biofilme as bactérias com atividade Anammox.

Essa configuração de reator, devido à maior área superficial para transferência de massa, vem tomando destaque e preferência de utilização pela capacidade em alcançar cargas maiores de remoção de N. Essa condição abre possibilidade para aplicação da desamonificação a baixas temperaturas, sem perder significativamente a

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

eficiência na remoção de nitrogênio quando comparado aos sistemas com biofilme a 30 – 35°C.

É importante salientar que reatores que trabalham com biomassa em suspensão podem ser limitados pela resistência na transferência de massa. O controle do processo de desamonificação obedece quase totalmente aos parâmetros referentes ao processo de nitrificação parcial e ao processo Anammox. A diferença residirá na escolha do parâmetro utilizado para inibição seletiva das BON e nos efeitos que este pode causar para as bactérias Anammox.

O oxigênio dissolvido, por ser o aceptor de elétrons no processo de nitrificação parcial, acaba sendo o principal fator para controle da estequiometria global do processo, além de estar diretamente relacionado à transferência de massa e à conversão da amônia para nitrito.

Elevadas concentrações de oxigênio dissolvido podem causar a inibição do processo de desamonificação tanto para as bactérias Anammox (que são anaeróbias) como por supressão das BOA, com a produção excessiva de nitrito, que, por sua vez, dependendo da concentração, também se apresenta tóxico para a atividade Anammox (DE PRÁ et al., 2016).

A concentração de amônia está diretamente relacionada à disponibilidade de oxigênio, mas pode ser crítica para o processo, pois serve como substrato tanto para as BOA como para as Anammox. Assim, caso haja acúmulo de amônia no reator, ou toda a amônia seja oxidada a nitrito, o processo terá sua eficiência reduzida substancialmente devido ao desequilíbrio no sistema. Existem muitos estudos do processo de desamonificação em escala laboratorial nos quais, devido às condições operacionais, a carga volumétrica aplicada é mais baixa do que a aplicada ao Anammox. Contudo, como somente um reator é requerido, há economia significativa que pode ser vantajosa dependendo do efluente a ser tratado.

Quanto às populações microbianas, a interação entre as bactérias aeróbias e anaeróbias presentes no sistema desempenham papel fundamental para o desenvolvimento da desamonificação. Enquanto as BOA demandam amônia e oxigênio como fonte de substrato e elétrons, as Anammox exigem amônia e nitrito. Sabendo-se que as BON exigem nitrito e oxigênio, caso estejam presentes no meio, elas podem interromper o processo de desamonificação devido à competição por oxigênio com as BOA e por nitrito com as Anammox. Por isso, manter a seletividade e inter-relação das populações microbianas é fundamental no processo de desamonificação.

Segundo Veys et al. (2010), a temperatura ideal para operação do processo de desamonificação é 30°C – 35°C; no entanto, devido à dificuldade e aos custos energéticos, estudos recentes vêm mostrando maiores vantagens em operar reatores com menores cargas aplicadas, mas à temperatura ambiente (20-25°C) (CHANG et al., 2013; CUI, 2012; WETT et al., 2015).

Esse processo tem se mostrado uma tecnologia revolucionária para a remoção de nitrogênio. No entanto, ainda é necessária a realização de maiores investigações e trabalhos de pesquisa que possam contribuir para que esse processo ganhe ampla difusão e se consolide totalmente.

3.2.6. Processos de remoção em desenvolvimento

Conforme já mencionado, o processo de desamonificação tem se mostrado uma das mais inovadoras alternativas para o tratamento biológico de águas residuárias nos últimos anos. Com a sua descoberta na década de 2000, uma forma completamente nova de remoção de nitrogênio se tornou disponível. Ao longo dos últimos anos, muitas tecnologias foram desenvolvidas e estudadas para a sua aplicabilidade em efluentes reais e várias já conseguiram transferir essa tecnologia para a escala real de operação.

Desde o primeiro reator Anammox implantado em escala real (para o tratamento de águas residuárias em Dokhaven, Rotterdam, Holanda) e estabilizado em 2002, existem 114 (incluindo dez em construção e oito na fase de projeto) relatadas unidades de desamonificação ao redor do mundo (LACKNER et al., 2014), e esse número está aumentando rapidamente. A maioria das plantas (88 de 114) foi construída na Europa, seguido da China e da América do Norte, segundo dados de 2014.

Embora o primeiro reator Anammox implantado tenha apenas 70 m³ de volume (LACKNER et al., 2014; VAN DER STAR et al., 2007), a capacidade para reatores de desamonificação tem aumentado rapidamente.

Plantas em escala real com mais de 142.000 m³ de capacidade de volume estão atualmente em operação, que pode tratar 134 toneladas por dia de carga de nitrogênio. A maioria dessas estações de tratamento em escala real foi implantada para tratar águas residuárias municipais. Até agora, ainda não foram aplicadas em escala real para o tratamento de efluentes agroindustriais ou agropecuários.

Inicialmente, visando melhor controle operacional, as plantas utilizaram o processo de desamonificação em duas etapas e em dois reatores, fazendo uso de sistemas já consolidados de nitrificação parcial. Com a experiência de implantação, o foco mudou principalmente para a desamonificação em etapa única e, desde então, a tendência de implantação de um único reator vem aumentando ano após ano. Segundo Lackner et al. (2014), aproximadamente 88% das plantas operando em escala real atualmente são operadas em uma configuração e etapa única de desamonificação. Várias plantas têm implementado suas próprias estratégias de desamonificação, e as diferenças residem principalmente no ciclo de alimentação (intermitente vs. contínuo), na disposição da biomassa (suspensa vs. fixa) e no controle da aeração (intermitente vs. contínua).

Outro fato a ser salientado é que tecnologias tradicionais também têm sido modificadas e utilizadas eficientemente para aplicação do processo de desamonificação em etapa única.

Devido às reduções de custos que foram alcançadas, à estabilidade das instalações e à facilidade de seu controle, em combinação com requisitos de remoção mais rigorosas de nitrogênio a ser implementado, o processo de desamonificação é susceptível de ser realizado em maior escala nos próximos anos. Além da aplicação em águas residuárias municipais, efluentes industriais têm uma força potencial de utilização.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Dentro de um pacote tecnológico e visando cumprir com a legislação ambiental vigente, tecnologias de desamonificação serão certamente enquadradas para digestatos. Sua aplicação e demanda de operações unitárias estão diretamente relacionadas com o tipo de efluente e são caminhos a serem explorados cientificamente para em breve transformar essa tecnologia em realidade e grande escala de operação no Brasil.

3.2.7. Remoção do Fósforo

Apesar dos problemas ambientais decorrentes da presença de elevadas concentrações de fósforo, esse elemento é um dos principais constituintes dos fertilizantes usados na agricultura. A maior parte do fósforo utilizado é proveniente de depósitos naturais em minas de rochas fosfáticas. Porém, esses depósitos estão localizados apenas em algumas regiões do planeta. No caso do Brasil, devido ao grande aumento de áreas agrícolas nas últimas décadas, a demanda por fertilizantes fosforados aumentou bastante, e atualmente cerca de 60% do P inorgânico utilizado é importado (Associação Nacional para Difusão de Adubos, 2018).

A aplicação direta de digestato no solo pode ser feita para aproveitar o potencial fertilizante dessa fração, rica em nitrogênio, fósforo e potássio. Em relação ao fósforo, Bachmann e colaboradores (2016) compararam o uso de digestato com efluente não tratado e fertilizante comercial e observaram que houve maior absorção de P pelas plantas avaliadas (milho, amaranto e sorgo) a partir do digestato do que dos demais fertilizantes. Entretanto, o custo envolvido com o transporte do digestato até a lavoura dificulta o seu uso direto. Por isso, a conversão desse nutriente em forma sólida seguida da separação do digestato pode ser vantajosa, pois reduz significativamente o volume a ser transportado.

Sendo assim, a remoção de fósforo do digestato para posterior utilização como fertilizante, chamado de fertilizante de segunda geração, apresenta-se como solução sustentável (WITHERS et al., 2018).

Os processos para remoção de fósforo podem ser classificados em químicos, físicos e biológicos. Em quase todos os processos, o fósforo removido é convertido em uma fração sólida, cuja pureza em teor de P depende do processo utilizado e, também, da composição do efluente que é tratado.

Os processos químicos são os mais adequados para a remoção e recuperação de fósforo a partir do digestato devido a baixo custo, facilidade de instalação e operação e alta eficiência (PENG et al., 2018). Os mais utilizados são os processos de precipitação na forma de fosfato de cálcio e estruvita. Alguns processos de precipitação utilizam sais de ferro e alumínio (RAPTOPOULOU et al., 2016). Processos biológicos, também conhecidos como EBPR (do inglês *Enhanced Biological Phosphorus Removal*), são os mais adequados para a recuperação de fósforo do ponto de vista da sustentabilidade do processo, embora a maior complexidade e dificuldades operacionais dificultem a sua utilização (ENHANCED *biological phosphorus removal*, 2005).

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Os processos físicos, em geral, apresentam boa eficiência de remoção de fósforo, embora os custos dos processos normalmente sejam elevados.

3.2.8. Processos químicos

A maior parte do fósforo presente no digestato se encontra na forma química de ortofosfato solúvel. Os ortofosfatos formam compostos insolúveis com metais como cálcio, magnésio, ferro e alumínio, permitindo a ocorrência de reações de cristalização em água. Essas reações de cristalização são dependentes do pH (STUMM; MORGAN, 1996). Assim, o ajuste do pH do processo é fundamental para obtenção de maiores eficiências de remoção de P.

Os principais processos de cristalização utilizados para remoção de fósforo de digestato são a reação com cálcio em pH alcalino e a formação de estruvita.

A remoção de fósforo com compostos de cálcio é um processo de custo relativamente baixo e pode ser implantado sem muitas dificuldades, utilizando cal hidratada como suprimento de cálcio. Além disso, o lodo gerado tem potencial utilização como fertilizante (MELIA et al., 2017). Além da remoção de P, o uso da cal hidratada também atua na clarificação do efluente se este possuir material particulado passível de coagulação/floculação.

O tratamento com cal hidratada consiste na adição de um volume solução de Ca(OH)_2 necessária para a precipitação do P (ortofosfatos).

De acordo com o trabalho de Fernandes et al. (2012), a eficiência de remoção de fósforo é superior a 90% com a adição de solução de Ca(OH)_2 até pH 8,5 e superior a 96% em pH 9. Nesse trabalho, o tratamento com cal hidratada foi aplicado ao efluente que sofreu digestão anaeróbia em reator UASB, seguido de tratamento em reator de nitrificação. O tratamento com adição de cal hidratada é vantajoso, pois permite remoção satisfatória de fósforo, não sendo necessário o ajuste de pH do efluente final. Cabe destacar que esse efluente apresenta características que permitem o seu uso para, por exemplo, limpeza de instalações e irrigação (água de reuso).

Outra vantagem do uso da precipitação com cal hidratada para remoção de fósforo é a inativação de patógenos, que ocorre devido à elevação do pH.

Em tratamentos que utilizam cal hidratada para remoção de P é necessária a adição de cal até pH superior a 9, ocorre concomitantemente a precipitação dos íons carbonato e bicarbonato. A presença de amônia, que também ocorre no digestato, é outro fator que causa um aumento no consumo de Ca(OH)_2 . Os íons NH_4^+ reagem com Ca(OH)_2 .

Com isso, quantidade maior de cal é necessária para elevar o pH até a completa reação de precipitação dos ortofosfatos (SZOGI; VANOTTI, 2009). Além disso, elevada concentração de carbono no digestato causa a coprecipitação de parte da matéria orgânica, diminuindo a pureza do lodo e, conseqüentemente, o seu valor agregado para reuso como fertilizante ou outros.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Tendo em vista as interferências de alcalinidade, amônia e matéria orgânica, recomenda-se que a remoção de fósforo do digestato utilizando precipitação com cal hidratada seja implantada após a remoção de nitrogênio amoniacal, especialmente se nesse processo também ocorrer o consumo de alcalinidade (VANOTTI et al., 2003).

Compostos de ferro e alumínio são amplamente utilizados no tratamento de efluentes, por suas propriedades como floculantes para a remoção de material particulado por coagulação/floculação. No caso dos fosfatos, após a reação de precipitação, a separação das fases é feita depois da floculação e da sedimentação. A eficiência de remoção de fósforo obtida com o uso de Fe ou Al é considerada alta. Normalmente, são empregados sulfato ou cloreto de ferro ou alumínio. O Fe^{3+} tem sido mais utilizado devido ao menor custo. O pH ideal para o uso de íons Fe^{3+} é acima de 7.

No caso do uso de Al^{3+} , embora o pH ideal para a reação de formação do AlPO_4 seja em torno de 6,3, resultados satisfatórios são reportados até pH 7,5, o que em muitos casos evita a necessidade de fazer a adequação do pH do digestato previamente ao tratamento.

A principal desvantagem da precipitação de fósforo com Fe ou Al está relacionada com a possibilidade de reuso do fósforo. Os compostos formados não são adequados para uso como fertilizante, pois impedem a solubilização do fósforo no solo, tornando-o indisponível para as plantas.

O uso de tanino, um polímero natural, como auxiliar de coagulação, pode aumentar a velocidade de sedimentação dos precipitados e ainda possibilitar o reuso do lodo gerado como fertilizante (ZHOU et al., 2008).

A separação das fases (lodo e sobrenadante) pode ser feita em uma unidade de mistura lenta ou, ainda, em um decantador, que pode ser instalado após a unidade de mistura rápida. Estudos apontam que três horas de tempo de retenção hidráulica nessa etapa são suficientes para a precipitação do fósforo e a eliminação de diversos patógenos que porventura possam estar presentes no efluente (VIANCELLIET al., 2015; SUZIN, 2016).

3.2.9. Processos Físicos

Alguns processos físicos têm sido estudados para a remoção de fósforo. Os principais são uso de membranas (BOLZONELLA et al., 2018), eletrodialise e processos de adsorção (KUNASCHK et al., 2015). Entretanto, apesar da boa eficiência na remoção de fósforo, o custo elevado desses processos ainda limita uma aplicação em escala real.

Captura e recuperação de fósforo com biochar também tem sido estudado (SHEPHERD et al., 2017). Nesse caso, a adsorção de fósforo se dá pela interação com Fe ou Mg. Embora a possibilidade de reuso do material adsorvido seja sugerida, não há informação sobre a biodisponibilidade do fósforo. Bolzonella e colaboradores (2018) comparam diferentes sistemas de recuperação de nutrientes (P e N) utilizados em escala comercial no norte da Itália, os quais combinam processos físicos e químicos: secagem seguida de recuperação ácida, *stripping* seguido de recuperação ácida e

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

separação por membrana. Nesse estudo, observaram que o uso de membranas permite a obtenção de um efluente líquido de alta pureza (água de reuso), embora seja o tratamento de maior custo entre os estudados. Tanto no tratamento com membranas como no *stripping*, o digestato passa inicialmente por um processo de centrifugação e a maior parte do fósforo permanece na fração sólida nesta etapa. Nos processos de secagem e *stripping*, o resíduo sólido passa por um tratamento ácido para recuperação de nitrogênio na forma de sulfato de amônio. Na secagem, o digestato é submetido a um processo de evaporação de água.

3.2.10. Processos Biológicos

A remoção biológica de fósforo é feita por micro-organismos ou alguns tipos de plantas aquáticas. Esse processo vem sendo utilizado para a recuperação de fósforo, principalmente em efluentes de esgoto sanitário, e consiste na bioacumulação intracelular de polifosfatos por organismos acumuladores de fosfato (processos de assimilação e desassimilação) em condições aeróbias e anaeróbias. Na fase anaeróbia, as bactérias assimilam ácidos graxos voláteis, que são armazenados como poli-hidroxicanoatos e, em seguida, metabolizados na fase aeróbia para fornecer a energia necessária para o processo de acumulação de fosfato. Além de bactérias, microalgas também têm sido investigadas pela capacidade de assimilação de fosfato (MELIA et al., 2017). O processo EBPR também tem sido utilizado para concentrar o fósforo no lodo para posterior tratamento químico para cristalização de estruvita, no caso de efluentes com concentrações mais baixas de fósforo.

Os micro-organismos acumuladores de fosfato são heterotróficos; por isso, para o sucesso operacional de um sistema de tratamento que utiliza o processo EBPR, é necessária uma quantidade suficiente de carbono biodisponível. A disponibilidade de um aceptor de elétrons, que pode ser nitrato ou oxigênio, é outro fator determinante para o processo.

Além disso, também é importante a presença de cátions como magnésio e potássio para facilitar a assimilação e desassimilação do fosfato pelos micro-organismos. Na fase anaeróbia ocorre a liberação de fósforo, juntamente com cátions magnésio e potássio, enquanto na fase aeróbia ocorre a assimilação dessas espécies químicas.

3.3. LEGISLAÇÃO PERTINENTE

Embora a regulamentação abaixo não se refira especificamente ao uso de digestato oriundo da produção de biogás, ela traz orientações importantes no uso desse tipo de digestato no solo agrícola.

É importante e recomendável ter conhecimento dessa legislação para certificar-se de que o uso desse tipo de digestato preenche os requisitos constantes nessa

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

resolução para se evitar problemas com a contaminação do solo e de saúde pública por meio de conteúdo de metais pesados, patógenos indesejáveis e atratividade de vetores.

3.3.1. Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006

Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências.

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama), no uso das competências que lhe são conferidas pelos arts. 6º, inciso II e 8º, inciso VII, da Lei nº 6.938/1981, regulamentada pelo Decreto nº 99.274/1990, e suas alterações, tendo em vista o disposto em seu Regimento Interno, e considerando que a produção de lodos de esgoto é uma característica intrínseca dos processos de tratamento de esgotos e tende a um crescimento no mínimo proporcional ao crescimento da população humana e a solução para sua disposição é medida que se impõe com urgência;

Considerando que os lodos de esgoto correspondem a uma fonte potencial de riscos à saúde pública e ao ambiente e potencializam a proliferação de vetores de moléstias e organismos nocivos;

Considerando que devido a fatores naturais e acidentais os lodos de esgotos são resíduos que podem conter metais pesados, compostos orgânicos persistentes e patógenos em concentrações nocivas à saúde e ao meio ambiente;

Considerando a necessidade de dispor os lodos de esgoto provenientes das estações de tratamento de esgoto sanitário de forma adequada à proteção do meio ambiente e da saúde da população;

Considerando que o lodo de esgoto sanitário constitui fonte de matéria orgânica e de nutrientes para as plantas e que sua aplicação no solo pode trazer benefícios à agricultura;

Considerando que o lodo de esgoto é um resíduo que pode conter elementos químicos e patógenos danosos à saúde e ao meio ambiente;

Considerando que o uso agrícola do lodo de esgoto é uma alternativa que apresenta vantagens ambientais quando comparado a outras práticas de destinação final; e

Considerando que a aplicação do lodo de esgoto na agricultura se enquadra nos princípios de reutilização de resíduos de forma ambientalmente adequada, resolve:

Art. 1º Esta Resolução estabelece critérios e procedimentos para o uso, em áreas agrícolas, de lodo de esgoto gerado em estação de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, visando benefícios à agricultura e evitando riscos à saúde pública e ao ambiente.

Parágrafo único. Para a produção, compra, venda, cessão, empréstimo ou permuta do lodo de esgoto e seus produtos derivados, além do previsto nesta

Projeto: Sistemas de Energia do Futuro III

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Resolução, deverá ser observado o disposto no Decreto no 4.954/2004, que regulamenta a Lei no 6.894/1980, que dispõe sobre a inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes ou biofertilizantes destinados à agricultura.

Art. 3º Os lodos gerados em sistemas de tratamento de esgoto, para terem aplicação agrícola, deverão ser submetidos a processo de redução de patógenos e da atratividade de vetores, de acordo com o Anexo I desta Resolução.

3.3.2. Resolução nº 498, de 19 de agosto de 2020

Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biofertilizante em solos, e dá outras providências.

O Conselho Nacional do Meio Ambiente - Conama, no uso das competências que lhe são conferidas pelos arts. 6º, inciso II e 8º, inciso VII, da Lei nº 6.938/1981, regulamentada pelo Decreto nº 99.274/ 1990 e suas alterações, tendo em vista o disposto em seu Regimento Interno, e

Considerando que o uso do lodo de esgoto em solos é uma alternativa de destinação ambientalmente adequada e se enquadra nos princípios de reciclagem de resíduos em consonância com a Lei nº 12.305, de 2010, resolve:

Seção I

Das Disposições Preliminares

Art. 1º Estabelecer critérios e procedimentos para produção e aplicação de biofertilizante em solos.

§ 1º O uso em solo de lodo de estação de tratamento de efluentes de processos industriais poderá excepcionalmente ser autorizado pelo órgão ambiental competente, mediante decisão fundamentada, desde que sejam atendidos, no mínimo, os critérios e parâmetros estabelecidos nesta resolução.

§ 2º Para a produção, compra, venda, cessão, empréstimo ou permuta do biofertilizante, além do previsto nesta Resolução, deverá ser observada a legislação pertinente.

§ 3º Esta Resolução não se aplica a produto derivado de lodo de esgoto sanitário registrado no Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

3.4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Se analisarmos tecnicamente, existem soluções que permitirão conduzir o planeta a uma condição sustentável em relação à utilização de biofertilizantes obtidos de fontes renováveis; no entanto, é fundamental que com esse desenvolvimento sejam adotadas tecnologias mais limpas e eficientes além da adoção de energias renováveis para que então realmente seja encontrado o caminho para a sustentabilidade.

Nesse contexto, o setor agropecuário e agroindustrial, com seu potencial produtivo e sendo um setor essencial para atender às atividades humanas, tem papel fundamental na produção de biogás e biofertilizantes, bem como na promoção do consumo consciente de energia e estímulo no uso de fontes renováveis de energia em suas operações.

É de extrema importância que esse segmento do agronegócio desenvolva programas de racionalização no consumo de energias de fontes fósseis e incentive a utilização de biofertilizantes nas suas cadeias produtivas como um todo, por meio da produção de biogás oriundo de resíduos orgânicos animais e vegetais, fazendo com que o ciclo de vida de seus insumos e produtos causem cada vez menos impactos ambientais no sentido de se tornarem mais sustentáveis. O biogás serve como importante fonte de matéria-prima para sua transformação em energia elétrica e térmica, além de produzir digestato e biofertilizantes que podem ser utilizados na agropecuária e na agroindústria.

Na condição de setor de total relevância, e estando inteiramente ligado a todas as atividades humanas no mundo moderno, os segmentos agropecuário e agroindustrial têm muito a contribuir para essas questões voltadas para a sustentabilidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIOGÁS. ABiogás divulga novo potencial do biogás para o mercado brasileiro durante fórum em São Paulo. Disponível em: <<https://abiogas.org.br/abiogas-divulga-novo-potencial-do-biogas-para-o-mercado-brasileiro-durante-forum-em-sao-paulo/>>.

ABIOGÁS. Proposta de programa nacional do biogás e do biometano – PNBB. São Paulo, 2015. Disponível em: <http://www.abiogas.org.br/>. Acesso em 22 fev. 2020.

ABNT. NBR 13896- Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, construção e operação. ABNT, p. 12, 1997.

ADOUANI, N. et al. Effect of the carbon source on N₂O emissions during biological denitrification. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 54, n. 5, p. 299–302, 2010.

AHN, J. H. et al. N₂O Emissions from Activated Sludge Processes, 2008–2009: Results of a National Monitoring Survey in the United States. *Environmental Science and Technology*, v. 44, n. 12, p. 4505–4511, junho 2010.

AITA, C.; CHIAPINOTTO, I. C.; GIACOMINI, S. J.; HÜBNER, A. P.; MARQUES, M. G. Decomposição de palha de aveia preta e dejetos de suínos em solo sob plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 30, p. 149-161, 2006.

AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; PUJOL, S. B.; NICOLOSO, R. da S.; CORRÊA, J. C. Aproveitamento dos dejetos de suínos e bovinos como fertilizantes: impactos ambientais e estratégias de mitigação. In: PALHARES, J. C. P.; GLEBER, L. (Ed.). *Gestão ambiental na agropecuária*. Brasília, DF: EMBRAPA, v. 2, p. 199-282.

ALI, M. et al. Physiological characterization of anaerobic ammonium oxidizing bacterium 'Candidatus Jettenia caeni'. *Environmental Microbiology*, v. 17, p. n/a-n/a, 2015.

ANDRADE, Rubenildo Vieira. Gaseificação de Biomassa: Uma Análise Teórica e Experimental. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica da Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2007. Disponível em:

Projeto: Sistemas de Energia do Futuro III

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

<<https://repositorio.unifei.edu.br/jspui/handle/123456789/1720>>. Acesso em: 15 mar. 2022.

ANP (AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, G. N. e B. RESOLUÇÃO ANP No 685, DE 29.6.2017 - DOU 30.6.2017.

ANTHONISEN, A. C. et al. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Journal Water Pollution Control Federation*, v. 48, p. 835-852, 1976.

APHA; AWWA; WEF – Water Environmental Federation; AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association (APHA): Washington, DC, USA, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 8419 - Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. ABNT., p. 1–7, 1992.

ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA DIFUSÃO DE ADUBOS. Estatísticas. Macro indicadores. São Paulo, SP, 2018. Disponível em: http://anda.org.br/wp-content/uploads/2018/10/Principais_Indicadores_2018.pdf. Acesso em: 20 fev. 2019. Capítulo VII - Tratamento do digestato - remoção de fósforo 207 p.

BACHMANN, S.; UPTMOOR, R.; EICHLER-LÖBERMANN, B. Phosphorus distribution and availability in untreated and mechanically separated biogas digestates. *Scientia Agricola*, v. 73, n. 1, p. 9–17, 2016. DOI: 10.1590/0103-9016-2015-0069.

BAILEY, R. A. et al. Solid waste disposal and recycling. In: *Chemistry of the Environment*. 2.nd ed. Scienc Direct, 2002. p. 769–792.

BAYER, C. Desafios no manejo da matéria orgânica e sequestro de C no solo na agricultura conservacionista. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 31., 2007, Gramado. Conquistas e desafios da ciência do solo brasileira: livro de resumos... Gramado: UFRGS: SBCS, 2007. 1 CD-ROM. Palestra. Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato.

BELO, S. R. S. Avaliação de fitotoxicidade através de *Lepidium sativum* no âmbito de processos de compostagem. 2011. 68 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Coimbra, 2011. BARROS, E. C.; NICOLOSO, R. da

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

S.; HIGARASHI, M. M.; KUNZ, A. Tratamento de dejetos no âmbito do programa do ABC. Porto Alegre: Secretaria da Agricultura, Pecuária/RS, 2015. 13 p.

BENZANO, M. I. A. F.; EMMER, I. Q. V.; GONZÁLEZ, I. M. J. Cuantificación de residuos generados en sectores agroindustriales uruguayos. p. 1–27, 2016. Disponível em: <<http://biovalor.gub.uy/documents/20182/22680/Cuantificación+de+residuos+sólidos/646a751a-4cab-49c2-9901-9cc309dce637>>.

BERG, J. (2000). Lagring och hantering av rötresten från storskaliga biogasanläggningar. JTI rapport 22

BITTON, G. Wastewater Microbiology. Hoboken: John Wiley and Sons, 2005.

BOCK, E.; WAGNER, M. Oxidation of inorganic nitrogen compounds as an energy source. In: The prokaryotes. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2013. p. 83–118. Capítulo VI - Tratamento do digestato - remoção de nitrogênio 183 p.

BOLZONELLA, D., FATONE, F., GOTTARDO, M., FRISON, N., 2017. Nutrients recovery from anaerobic digestate of agro-waste: Techno-economic assessment of full scale applications. Journal of Environmental Management, v. 216, p. 111–119, jun. 2018. DOI: 10.1016/j.jenvman.2017.08.026.

BRASIL. Decreto-lei nº 303, de 28 de fevereiro de 1967. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto-lei/1965-1988/De10303.htm. Acesso em: 26 fev. 2019.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras do Meio Ambiente, Brasília – DF, 2010. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: fevereiro de 2022.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o Marco Legal do Saneamento; altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000; Presidência da República - Secretaria-Geral, Brasília – DF, 2020. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/l14026.htm >. Acesso em: fevereiro de 2022.

BRASIL. Lei nº 14.134, de 8 de abril de 2021. Dispõe sobre as atividades relativas ao transporte de gás natural, de que trata o art. 177 da Constituição

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Federal, e sobre as atividades de escoamento, tratamento, processamento, estocagem subterrânea, acondicionamento, liquefação, regaseificação e comercialização de gás natural. Presidência da República, Brasília – DF, 2021. Disponível em: < <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/lei-n-14.134-de-8-de-abril-de-2021-312904769>>. Acesso em: fevereiro de 2022.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. PRO-BIOGÁS. Avaliação de opções para o tratamento de efluentes da produção de biogás/Probiogás. Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2015. 91 p. (Coletânea de publicações do PROBIOGÁS. Série Aproveitamento Energético de Biogás de Resíduos Sólidos Urbanos).

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Clima. Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Clima. Acordo de Paris. Brasília, DF, 2016. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/clima/convencao-das-nacoes-unidas/acordo-de-paris>>. Acesso em: 29 nov. 2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conama. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?co-dlegi=620>. Acesso em: 26 fevereiro 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conama. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>. Acesso em: fevereiro de 2022.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conama. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-Conama. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res11/res43011.pdf>>. Acesso em: fevereiro de 2022.

BRAZIL. LEI No 13.576, DE 26.12.2017 - DOU 27.12.2017. Dispõe sobre a Política Nacional de Biocombustíveis (RenovaBio) e dá outras providências. 2017.

Projeto: Sistemas de Energia do Futuro III

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

BUTTERBACH-BAHL, K.; BAGGS, E. M.; DANNENMANN, M.; KIESE, R.; ZE-CHMEISTER-BOLTENSTERN, S. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, v. 368, n. 1621, 2013.

CANZIANI, R. et al. Effect of oxygen concentration on biological nitrification and microbial kinetics in a cross-flow membrane bioreactor (MBR) and moving-bed biofilm reactor (MBBR) treating old landfill leachate. *Journal of Membrane Science*, v. 286, n. 1–2, p. 202–212, 2006.

CASAGRANDE, C. G.; KUNZ, A.; DE PRÁ, M. C.; BRESSAN, C. R.; SOARES, H. M. High nitrogen removal rate using ANAMMOX process at short hydraulic retention time. *Water Science and Technology*, v. 67, p. 968-975, 2013.

CETESB. Norma técnica P 4.231. Vinhaça: critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola. São Paulo: CETESB, 2006. 12 p.

CHANG, X. et al. Performance of a completely autotrophic nitrogen removal over nitrite process for treating wastewater with different substrates at ambient temperature. *Journal of Environmental Sciences*, v. 25, n. 4, p. 688–697, 2013.

CHANTIGNY, M. H.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; BITTMAN, S.; BUCKLEY, K.; MASSÉ, D.; BÉLANGER, G.; ERIKSEN-HAMEL, N., GASSER, M. O. Soil nitrous oxide emissions following band-incorporation of fertilizer nitrogen and swine manure. *Journal of Environmental Quality*, v. 39, p. 1545-1553, 2010.

CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores Anaeróbios – Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*, v.5, 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1997.

CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores Anaeróbios-Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*, 2da Ed., vol. 5. Belo Horizonte, Brasil: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

CHO, S. et al. Development of a simultaneous partial nitrification and anaerobic ammonia oxidation process in a single reactor. *Bioresource Technology*, v. 102, n. 2, p. 652–659, 2011.

CHUNG, Y.-J. et al. Treatment of swine wastewater using MLE process and membrane bioreactor. *Water Science and Technology*, v. 49, n. 5–6, 2004.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

CIBIOGAS. BiogasMap. Foz do Iguaçu, 2016. Disponível em: <https://cibioogas.org/biogasmap>. Acesso em: 22 nov. 2016. Capítulo V - Uso do digestato como fertilizante.

CIBIOGÁS. Panorama do Biogás no Brasil em 2019. [s.l: s.n.].

CIUDAD, G. et al. Partial nitrification of high ammonia concentration wastewater as a part of a shortcut biological nitrogen removal process. *Process Biochemistry*, v. 40, n. 5, p. 1715–1719, 2005.

COELHO J. J.; PRIETO M. L.; DOWLING S.; HENNESSY A.; CASEY I.; WOODCOCK T.; KENNEDY N. Physical-chemical traits, phytotoxicity and pathogen detection in liquid anaerobic digestates. *Waste Management*, v. 78, p. 8–15, 2018.

CUI, F. Cold CANON: Anammox at low temperatures. 2012. 118 f. (Master of Science in Civil Engineering) - Sanitary Engineering Section, Department of Water Management, Faculty of Civil Engineering and Geosciences, Delft University of Technology, Delft.

CURSO DE BIOGÁS, CIBIOGÁS, Aplicações do Biogás, Biometano e Biofertilizante, Aplicações do Digestato- Manejo do Digestato e Biofertilizante, Biogás Brasil, 2020.

DAMACENO, F. M.; CHIARELOTTO, M.; RESTREPO, J. C. P. S.; BULIGON, E. L.; MENDONÇA COSTA, L. A.; LUCAS JUNIOR, J.; COSTA, M. S. S. M. Anaerobic co-digestion of sludge cake from poultry slaughtering wastewater treatment and sweet potato: Energy and nutrient recovery. *Renewable Energy*, v. 133, p. 489-499, 2019.

DAMASCENO, F. Injeção de dejetos líquidos de suínos no solo e inibidor de nitrificação como estratégias para reduzir as emissões de amônia e óxido nitroso. 121 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

DE BONA, F. D. Grãos. In: *MANUAL de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina*. 11. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul, Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC, 2016. Cap. 6.1. p. 101-134.

DE PRÁ, M. C. et al. Kinetic models for nitrogen inhibition in ANAMMOX and nitrification process on deammonification system at room temperature. *Bioresource Technology*, v. 202, p. 33–41, fevereiro 2016.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

DE PRÁ, M. C. et al. Partial nitritation + ANAMMOX process for nitrogen removal from swine wastewater. In: ASABE ANNUAL INTERNATIONAL MEETING, 2012, Dallas. Proceedings... St. Joseph: ASABE, 2012. 184 Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato.

DE PRÁ, M. C. et al. Simultaneous removal of TOC and TSS in swine wastewater using the partial nitritation process. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, v. 88, n. 9, 2013. DOI:10.1002/jctb.3803.

DHALIWAL, S. S.; NARESH, R. K.; MANDAL, A.; SINGH, R.; DHALIWAL, M. K. Dynamics and transformations of micronutrients in agricultural soils as influenced by organic matter build-up: A review. *Environmental and Sustainability Indicators*, v. 1-2, 2019.

DOS SANTOS, Kássia Graciele. Aspectos fundamentais da pirólise de biomassa em leito de jorro: fluidodinâmica e cinética do processo. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2011. Disponível em: <https://repositorio.ufu.br/handle/123456789/15058>>. Acesso em: 15 mar. 2022.

DOSTA, J. et al. Two-step partial nitritation/anammox process in granulation reactors: start-up operation and microbial characterization. *Journal of Environmental Management*, v. 164, p. 196–205, 2015.

DROSG, B., AL SAEDI, T., BRAUN, R., AND BOCHMANN, G. (2013). Analysis and Characterisation of Biogas Feedstocks. In: *The Biogas Handbook: Science, production and applications*, Wellinger, A., Murphy, J.D. and Baxter, D. (eds), Woodhead Publishing Limited, Cambridge, UK, 2013. pp. 52–84. DOI:10.1533/9780857097415.1.52.

EBA – European Biogas Association. Annual Report 2015. Bruxelas, 2015. Disponível em: <http://european-biogas.eu/wp-content/uploads/2016/02/EBA-Annual-Report-2015-Web.pdf>. Acesso em: 22 nov. 2016.

EGLI, K. et al. Microbial composition and structure of a rotating biological contactor biofilm treating ammonium-rich wastewater without organic carbon. *Microbial Ecology*, v. 45, n. 4, p. 419–432, 2003.

EKYALL, A. (2005). Effektivitet av fordonsdesinfektion för transport av rötrest. SP Rapport 2005:1 Flessa och Beese 2000.

Projeto: Sistemas de Energia do Futuro III

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

ELEFSINIOTIS, P.; WAREHAM, D. G. Utilization patterns of volatile fatty acids in the denitrification reaction. *Enzyme and Microbial Technology*, v. 41, n. 1–2, p. 92–97, 2007.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Potencial agrônômico dos dejetos suínos. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2019. 52 p. Cartilha. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1117243/1/final9052.pdf>>. Acesso em: 07 mar. 2020.

EMBRAPA – Geração e Utilização de Biogás em Unidades de Produção de Suínos, ISSN 0101-6245, Concórdia, SC, 2006.

ENHANCED biological phosphorus removal. In: WATER ENVIRONMENT FEDERATION. Biological nutrient removal (bnr) operation in wastewater treatment plants. New York: Mc Graw Hill, 2005. (Manual of Practice, 30) p. 105–157.

ENSYN. Aracruz Project. N.d. Disponível em: <http://www.ensyn.com/brazil.html>>. Acesso em: 15 mar. 2022.

ESCOSTEGUY, P. A. V.; GATIBONI, L. C.; NICOLOSO, R. da S.; BRUNETTO, G.; SILVA, L. S. da; BLEY, H. Calagem e adubação e a qualidade ambiental. In: MANUAL de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 11. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul, Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC, 2016. p. 331-342.

FAN, Q. H. et al. DESIGN AND ANALYSIS OF A SMALL-SCALE BIOGAS LIQUEFACTION CYCLE. In: AIP Conference Proceedings, Anais...AIP, 2008. Disponível em: <http://aip.scitation.org/doi/abs/10.1063/1.2908468>>.

FATMA – FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE. Instrução Normativa n. 11, Suinocultura. Florianópolis, 2014. 37 p. Disponível em: <http://www.fatma.sc.gov.br/ckfinder/userfiles/arquivos/ins/11/IN%2011%20Suinocultura.pdf>. Acesso em: 24 de novembro de 2016.

FATMA – FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE. Instrução Normativa nº 11, Suinocultura. Florianópolis, 2014. 37 p. Disponível em: <http://www.fatma.sc.gov.br/ckfinder/userfiles/arquivos/ins/11/IN%2011%20Suinocultura.pdf>. Acesso em: 24 nov. 2016.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

FEBRAPDP – Federação Brasileira de Plantio Direto na Palha. Área total sob plantio direto em diversos países (hectares). Foz do Iguaçu, 2016. Disponível em: http://febra-pdp.org.br/download/AREA_PD_MUNDO.pdf. Acesso em: 29 de novembro de 2016.

FEPAM. Portaria nº 85, de 5 de setembro de 2014. Dispõe sobre o estabelecimento de Valores de Referência de Qualidade (VRQ) dos solos para 09 (nove) elementos químicos naturalmente presentes nas diferentes províncias geomorfológicas/geológicas do Estado do Rio Grande do Sul. Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br/legislacao/arq/Portaria085-2014.pdf>. Acesso em: 29 nov. 2016. Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato.

FERNANDES, G. W.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; SZOGI, A.; VANOTTI, M.;

FERRAZ JÚNIOR, A. D. N. Digestão anaeróbia da vinhaça da cana de açúcar em reator acidogênico de leito fixo seguido de reator metanogênico de manta de lodo. 2013. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-27082014-092345/>>.

FIGUEROA, M. et al. Is the CANON reactor an alternative for nitrogen removal from pre-treated swine slurry? *Biochemical Engineering Journal*, v. 65, 2012.

FLORES, E. A. de; DRESSLER, V. L. Chemical phosphorus removal: a clean strategy for piggery wastewater management in Brazil. *Environmental Technology*, v. 33, n. 14, p. 1-7, 2012. DOI: 10.1080/09593330.2011.642896.

GALÍ, A. et al. Two ways to achieve an anammox influent from real reject water treatment at lab-scale: Partial SBR nitrification and SHARON process. *Process Biochemistry*, v. 42, n. 4, p. 715–720, 2007.

GALLOWAY, J. N. et al. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, v. 320, n. 5878, p. 889–892, maio 2008.

GARCÍA-HORSMAN, J. A. et al. The superfamily of heme-copper respiratory oxidases. *Journal of bacteriology*, v. 176, n. 18, p. 5587–600, set. 1994. Capítulo VI - Tratamento do digestato - remoção de nitrogênio 185

GATIBONI, L. C.; SILVA, L. S.; ANGHINONI, I. Diagnóstico da fertilidade do solo e recomendação da adubação. In: *MANUAL de calagem e adubação para*

os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 11. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul, Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/ SC, 2016. p. 89-99.

GATIBONI, L. C.; SMYTH, T. J.; SCHMITT, D. E.; CASSOL, P. C.; OLIVEIRA, C. M.B. Soil phosphorus thresholds in evaluating risk of environmental transfer to surface waters in Santa Catarina, Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 39, p. 1225-1234, 2015.

GERARDI, M. H. Nitrification and denitrification in the activated sludge process. [s.l.]: John Wiley & Sons, 2002.

GILBERT, E. M. et al. Comparing different reactor configurations for Partial Nitritation/ Anammox at low temperatures. *Water Research*, v. 81, p. 92–100, set. 2015.

GILES, M.; MORLEY, N.; BAGGS, E. M.; DANIELL.; T. J. Soil nitrate reducing processes – drivers, mechanisms for spatial variation, and significance for nitrous oxide production. *Frontiers in Microbiology*, v. 3, artigo 407, 18 dec. 2012. DOI: 10.3389/ fmicb.2012.00407.

GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, A.; GONZALEZ-LOPEZ, J. New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal : effect of protein and amino acids degradation. *Amino Acids*, v. 48, n. 5, p. 1123-1130, maio de 2016.

GRADY, C. P. L. et al. *Biological wastewater treatment*. 3rd ed. [s.l.]: CRC Press,

GRAVE, R. A.; NICOLOSO, R. da S.; CASSOL, P. C.; AITA, C.; CORREA, J. C.; DALLA COSTA, M.; FRITZ, D. D. Short-term carbon dioxide emission under contrasting soil disturbance levels and organic amendments. *Soil & Tillage Research*, v. 146, p.184-192, 2014.

GRAVE, R. A.; NICOLOSO, R. S.; MEZZARI, M. P.; DA SILVA, M. L. B.; DALLA COSTA, M.; SORDI, C. Contributions of nitrification and denitrification to N₂O emissions according to soil tillage and organic fertilization. In: *Annals EMILI 2015*, Florianópolis. [Anais]. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2015b.

HAUCK, M. et al. Removing nitrogen from wastewater with side stream anammox: What are the trade-offs between environmental impacts?

Projeto: Sistemas de Energia do Futuro III

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Resources, Conservation and Recycling, v. 107, p. 212–219, fevereiro de 2016.

HELLINGA, C. et al. The sharon process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich wastewater. *Water Science and Technology*, v. 37, n. 9, p. 135–142, 1998.

HENGEVELD, Evert Jan et al. Biogas infrastructures from farm to regional scale, prospects of biogas transport grids. *Biomass and Bioenergy*, v. 86, p. 43-52, 2016. DOI: 10.1016/j.biombioe.2016.01.005.

HENZE, M. *Wastewater treatment: biological and chemical processes*. [s.l.]: Springer, 2010.

HER, J. J.; HUANG, J. S. Influences of carbon source and C/N ratio on nitrate/nitrite denitrification and carbon breakthrough. *Bioresource Technology*, v. 54, n. 1, p. 45–51, 1995.

HERNANI, L. C.; KURIHARA, C. H. Macronutrientes – Agência EMBRAPA de Informação Tecnológica: Sistema de Plantio Direto. Disponível em: www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/sistema_plantio_direto/arvore/CONT000fwuzxobr02wyiv807fiqu98g1dq4x.html>. Acesso em: 21 fev. 2020.

HOCKING, M. B. Ammonia, nitric acid and their derivatives. In: HOCKING, M. B. *Modern chemical technology and emission control*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 1985. p. 205–233.

HOOPER, A. B. et al. Enzymology of the oxidation of ammonia to nitrate by bacteria. *Antonie van Leeuwenhoek*, v. 71, p. 59–67, 1997.

HORSTKOTTE, G. A. et al. Full-Scale testing of a water reclamation system. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, v. 46, n. 1 p. 181-197, 1974. 186 Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato.

HOWES, J.; GERMAN, L.; ROBSON, P.; TAYLOR, R.; TOOP, G.; CRITCHLEY, S.; ALBERICI, S. Innovation Needs Assessment for Biomass Heat. Londres, Reino Unido: Ecofys/E4Tech, Relatório Final do Projeto SISUK17619 (UK BEIS), 2018. Disponível em: https://www.e4tech.com/uploads/files/NNFCC_final_report_E4tech_090609.pdf>. Acessado em 15 de março de 2022.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

HU, Z. et al. Metagenome analysis of a complex community reveals the metabolic blueprint of anammox bacterium “*candidatus jettenia asiatica*”. *Frontiers in Microbiology*, v. 3, p. 366, 2012.

IEA BIOENERGY. Facilities: Global database of biomass conversion facilities, including advanced biofuels, combustion, gasification and pyrolysis plants. IEA Bioenergy, 2022. Disponível em: <https://www.ieabioenergy.com/installations/#>>. Acesso em: 15 mar. 2022.

INFIESTA, L.; ESCOBAR, J.; SIMÕES-MOREIRA, J. Thermochemical Treatment: Gasification. In: Coelho, S.T. et al. (eds.) *Municipal Solid Waste Energy Conversion in Developing Countries: Technologies, Best Practices, Challenges and Policy*. Elsevier, 2020. DOI: 10.1016/C2015-0-04596-8.

IPCC. Waste. IPCC Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories, p. 419–439, 2006. Disponível em: http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/bgp/5_1_CH4_Solid_Waste.pdf.

ISAKA, K. et al. Growth characteristic of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria in an anaerobic biological filtrated reactor. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 70, n. 1, p. 47–52, 2006.

ITÁLIA. DECRETO LEGISLATIVO 29 April 2010, n. 75. Riordino e revisione della disciplina in matéria di fertilizzanti, a norma dell'articolo 13 della legge 7 luglio 2009, n. 88. *Gazzetta Ufficiale, Italy*, n. 121 26 maggio 2010.

JARECKI, M.K., Parkin, T.B., Chan, A.S.K., Hatfield, J.L. och Jones, R. (2008). Greenhouse Gas Emissions from Two Soils Receiving Nitrogen Fertilizer and Swine Manure Slurry. *Journal of Environmental Quality*. 37: 1432-1438.

JERIS, J. S.; OWENS, R. W. Pilot-scale, high-rate biological denitrification. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, v. 47, n. 8, p. 2043-2047, August 1975.

JETTEN, M. S. M. et al. Biochemistry and molecular biology of anammox bacteria. *Critical Reviews in Biochemistry and Molecular Biology*, v. 44, n. 2–3, p. 65–84, 2009.

JETTEN, M. S. M. et al. Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation (‘anammox’) process. *Current Opinion in Biotechnology*, v. 12, n. 3, p. 283–288, 2001.

Projeto: Sistemas de Energia do Futuro III

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

JOANSSON KAISA (2008). Biogas residues as fertilizers effects on plant growth and soil microbiolog. Examensarbete Institutionen för Mikrobiologi, SLU.

KAINTHOLA, J.; KALAMDHAD, A. S.; GOUD, V. V. A review on enhanced biogas production from anaerobic digestion of lignocellulosic biomass by different enhancement techniques. *Process Biochemistry*, v. 84, p. 81-90, 2019.

KAN, T.; STREZOV, V.; EVANS, T. Lignocellulosic biomass pyrolysis: A review of product properties and effects of pyrolysis parameters. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 57, 1126-1140, 2016. DOI: 10.1016/j.rser.2015.12.185.

KARTAL, B. et al. Molecular mechanism of anaerobic ammonium oxidation. *Nature*, v. 479, n. 7371, p. 127–130, 2011.

KHIN, T.; ANNACHHATRE, A. P. Novel microbial nitrogen removal processes. *Biotechnology Advances*, v. 22, n. 7, p. 519–532, set. 2004.

KISHIDA, N. et al. Effect of C/N ratio on nitrous oxide emission from swine wastewater treatment process. *Water Science and Technology*, v. 49, n. 5–6, 2004.

KLOTZ, M. G.; STEIN, L. Y. Nitrifier genomics and evolution of the nitrogen cycle. *FEMS microbiology letters*, v. 278, n. 2, p. 146–56, January 2008.

KNOBELOCH, L. et al. Blue babies and nitrate-contaminated well water. *Environmental health perspectives*, v. 108, n. 7, p. 675–8, July 2000.

KOGA, N.; SAWAMOTO, T.; TSURUTA, H. Life cycle inventory-based analysis of greenhouse gas emissions from arable land farming systems in Hokkaido, northern Japan. *Soil Science and Plant Nutrition*, v. 52, p. 564-574, 2006.

KOYAMA, M. H. et al. Kinetics of thermophilic acidogenesis of typical Brazilian sugarcane vinasse. *Energy*, v. 116, p. 1097–1103, 2016.

KUMAR, A.; JONES, D.; HANNA, M. Thermochemical Biomass Gasification: A Review of the Current Status of the Technology. *Energies*, 2, 556-581, 2009. DOI: 10.3390/en20300556.

Projeto: Sistemas de Energia do Futuro III

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

KUMAR, A.; SAMADDER, S. R. Performance evaluation of anaerobic digestion technology for energy recovery from organic fraction of municipal solid waste: A review. *Energy*, v. 197, 2020.

KUNASCHK, M., SCHMALZ, V., DIETRICH, N., DITTMAR, T., WORCH, E., 2015. Novel regeneration method for phosphate loaded granular ferric (hydr)oxide - A contribution to phosphorus recycling. *Water Research*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.01.001>.

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. L. R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. *Bioresource Technology*, v. 100, n. 22, p. 5485–5489, 2009.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. do (Ed.). Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato. Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2019. 209 p.

KUNZ, Airton; STEINMETZ, Ricardo Luis Radis; DO AMARAL, André Cestonaro. Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato. Embrapa Suínos e Aves-Livro científico (ALICE), 2019.

LACKNER, S. et al. Full-scale partial nitritation/anammox experiences – An application survey. *Water Research*, v. 55, p. 292–303, maio 2014. Capítulo VI - Tratamento do digestato - remoção de nitrogênio 187.

LAURENI, M. et al. Mainstream partial nitritation and anammox: long-term process stability and effluent quality at low temperatures. *Water Research*, v. 101, p. 628– 639, 2016.

LEIX, C. et al. Strategies for enhanced deammonification performance and reduced nitrous oxide emissions of experiment (DoE) nitrogen removal Nitrous oxide (N₂O) emissions N₂O mitigation strategies Single-stage deammonification. *Bioresource Technology*, v. 236, p. 174–185, 2017.

LEME, R. M.; SEABRA, J. E. A. Technical-economic assessment of different biogas upgrading routes from vinasse anaerobic digestion in the Brazilian bioethanol industry. *Energy*, v. 119, p. 754–766, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2016.11.029>.

LENCIONI, G.; IMPERIALE, D.; CAVIRANI, N.; MARMIROLI, N.; MARMIROLI, M. Environmental application and phytotoxicity of anaerobic

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

digestate from pig farming by in vitro and in vivo trials. *International journal of Environmental Science and Technology*, v. 13, p. 2549–2560, 2016.

LI, L.; PENG, X.; WANG, X.; WU, D. Anaerobic digestion of food waste: A review focusing on process stability. *Bioresource Technology*, v. 248, p. 20-28, 2018.

LI, Y.; CHEN, Y.; WU, J. Enhancement of methane production in anaerobic digestion process: A review. *Applied Energy*, v. 240, p. 120-137, 2019.

LI, Y.; PARK, S. Y.; ZHU, J. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 15, p. 821-826, 2011.

LIN, Q.; DE VRIEZE, J.; HE, G.; LI, X.; LI, J. Temperature regulates methane production through the function centralization of microbial community in anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, v. 216, p. 150-158, 2016.

LOEHR, R. C.; PRAKASAM, T. B. S.; SRINATH, E. G.; YOO, Y. D. 1973. Development and demonstration nutrient removal from animal wastes. Washington, DC: Environmental Protection Agency, 1973.

LOTTI, T. et al. Pilot-scale evaluation of anammox-based mainstream nitrogen removal from municipal wastewater. *Environmental Technology*, v. 36, n. 9, p. 1167– 1177, 3 maio 2015.

LOYON, L.; BURTON, C. H.; MISSELBROOK, T.; WEBB, J.; PHILIPPE, F. X.; AGUILAR; M. DOREAU; M. HASSOUNA; T. VELDKAMP; J.Y. DOURMAD; A. BONMATI, M.; GRIMM, M.; SOMMER, S. G. Best available technology for European livestock farms: Availability, effectiveness and uptake. *Journal of Environmental Management*, v. 166, p.1–11, 2016. Capítulo V - Uso do digestato como fertilizante.

LUCAS JÚNIOR, J. (Org.); SOUZA, C. F.; LOPES, J. D. S. Manual de construção e operação de biodigestores. Viçosa: Centro de Produções Técnicas, 2003. 40 p.

MAFRA, M. S. H.; CASSOL, P. C.; ALBUQUERQUE, J. A.; CORREA, J. C.; GROHSKOPF, M. A.; PANISSON, J. Acúmulo de carbono em latossolo adubado com dejetos líquidos de suínos e cultivado em plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, DF, v. 49, n. 8, p. 630-638, 2014.

Projeto: Sistemas de Energia do Futuro III

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

MAGRÍ, A. et al. Partial nitrification of swine wastewater in view of its coupling with the anammox process. *Journal of Environment Quality*, v. 41, n. 6, p. 1989-2000, 2012.

MAO, C.; FENG, Y.; WANG, X.; REN, G. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 45, p. 540–555, 2015.

MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. INSTRUÇÃO NORMATIVA Nº 7, DE 12-04-2016.

MARLAND, G.; PIELKE JUNIOR, R. A.; APPS, M.; AVISSAR, R.; BETTS, R. A.; DAVIS, K. J.; FRUMHOFF, P. C.; JACKSON, S. T.; JOYCE, L. A.; KAUPPI, P.; KAT-ZENBERGER, J.; MACDICKEN, K. G.; NEILSON, R. P.; NILES, J. O.; NIYOGI, D. S.; NORBY, R. J.; PENA, N.; SAMPSON, N.; XUE, Y. The climatic impacts of land surface change and carbon management, and the implications for climate-change mitigation policy. *Climate Policy*, v. 3, p. 149-157, 2003.

MELIA, P. M.; CUNDY, A. B.; SOHI, S. P.; HOODA, P. S.; BUSQUETS, R. Trends in the recovery of phosphorus in bioavailable forms from wastewater. *Chemosphere*, v. 186, p. 381–395, 2017. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.07.089

MENDES, A. M. S. Introdução a fertilidade do solo. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA – Semiárido), p. 64, 2007.

MENDONÇA, L. C. Microbiologia e cinética de sistemas de lodos ativados como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbico de leito expandido. 2002. 240 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

METCALF, W. W.; EDDY, A. *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. 5th edition, Ed. New York: McGraw-Hill, 2014.

MIELE, M.; SILVA, M. L. B. da; NICOLOSO, R. da S.; CORREA, J. C.; HIGARASHI, M. M.; KUNZ, A.; SANDI, A. J. Tratamento dos efluentes de usinas de biogás. *Revista de Política Agrícola*, Brasília, DF, Ano 24, n. 1, p. 31-45, 2015.

MILLER, D. N.; VAREL, V. H. Swine manure composition affects the biochemical origins, composition, and accumulation of odorous compounds. *Journal of Animal Science*, v. 81, n. 9, p. 2131–2138, 2003.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

MOIR, J. W. B.; WOOD, N. J. Nitrate and nitrite transport in bacteria. *Cellular and Molecular Life Sciences*, v. 58, n. 2, p. 215–224, fev. 2001.

MOLINO, A.; CHAINESE, S.; MUSMARRA, D. Biomass gasification technology: The state of the art overview. *Journal of Energy Chemistry*, 25, 10-25, 2016. DOI: 10.1016/j.jechem.2015.11.005.

MONTORO, S. B.; JR, J. L.; SANTOS, D. F. L.; COSTA, M. S. S. M. Anaerobic co-digestion of sweet potato and dairy cattle manure: A technical and economic evaluation for energy and biofertilizer production. *Journal of Cleaner Production*, v. 226, p. 1082-1091, 2019.

MOTHER EARTH NEWS. Biogas in Winter: Heating a DIY Biogas Digester. Disponível em: < <https://www.motherearthnews.com/renewable-energy/heating-a-diy-biogas-digester-zbcz1411>> Acesso em: 03/09/2020.

MULDER, A. et al. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor *Fems Microbiology Ecology*, 1995. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1574-6941.1995.tb00281.x>. Acessado em 20 de fevereiro de 2019.

MYHRE, G.; D. SHINDELL; BRÉON, F. M.; COLLINS, W.; FUGLESTVEDT, J.; HUANG, J.; KOCH, D.; LAMARQUE, J. F.; LEE, D.; MENDOZA, B.; NAKAJIMA, T.; ROBOCK, A.; STEPHENS, G.; TAKEMURA, T.; ZHANG, H. Anthropogenic and natural radiative forcing. In: *CLIMATE change 2013: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press, 2014. p. 659-740.

NADALETTI, W. C. et al. Potential use of landfill biogas in urban bus fleet in the Brazilian states: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 41, p. 277–283, Janeiro 2015. Disponível em <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S136403211400728X>.

NICOLOSO, R. da S.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; CERETTA, C. A.; SPAGNOLO, E.; CASSOL, P. C.; COMIN, J. J.; BRUNETTO, G. Adubos e adubação orgânica. In: *MANUAL de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina*. 11. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul, Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC, 2016a. p. 317-328.

NICOLOSO, R. da S.; BARROS, E. C.; WUANDEN, C. R.; PIGOSSO, A. Uso do digestato como fertilizante. Capítulo V In: *Fundamentos da digestão*

anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato. Concórdia: SBERA, Embrapa Suínos e Aves, 2019. p. 94-128. DOI: https://dx.doi.org/10.21452/978-85-93823-01-5.2019.01_5.

NICOLOSO, R. da S.; LIMA, G. J. M. M. de; KRABBE, E. L.; MORÉS, N.; OLIVEIRA, P. A. V. de; KUNZ, A.; DALLA COSTA, O. A.; CARON, L.; ÁVILA, V. S. de; BARROS, E. C.; OLIVEIRA, M. M. de. Tecnologias para destinação de animais mortos na granja. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, Cartilha, 34 p. 2017. Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato.

NICOLOSO, R. da S.; OLIVEIRA, P. A. V. de. Modelo de gestão e de licenciamento ambiental para a suinocultura brasileira. In: PALHARES, J. C. P. (Org.). Produção animal e recursos hídricos. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudoeste, 2016. v. 1. p. 97-104. Destinação do fertilizante orgânico sólido produzido em uma usina de biogás no município de Concórdia-SC. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2014. 54 p. (Embrapa Suínos e Aves. Documentos, 170).

NICOLOSO, R. S. Estudo técnico da d NICOLOSO, R. S. Estudo técnico da destinação do fertilizante orgânico sólido produzido em uma usina de biogás no município de Concórdia-SC. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2014. 54 p. (Embrapa Suínos e Aves. Documentos, 170).

NICOLOSO, R. S.; RICE, C. W.; AMADO, T. J. C. Kinetic to saturation model for simulation of soil organic carbon increase to steady state. Soil Science Society of America Journal, v. 80, p. 147-156, 2016b. Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato.

NUNES FERRAZ JUNIOR, A. D. 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, v. 157, p. 112045, abr. 2022. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364032121013071>.

NUNES FERRAZ JÚNIOR, A. D. et al. Liquefied biomethane from sugarcane vinasse and municipal solid waste: Sustainable fuel for a green-gas heavy duty road freight transport corridor in Sao Paulo state. Journal of Cleaner Production, v. 335, p. 130281, fev. 2022. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0959652621044462>.

NUNES, Maria Urbana Corrêa. Compostagem de resíduos para produção de adubo orgânico na pequena propriedade. Embrapa Tabuleiros Costeiros.

Projeto: Sistemas de Energia do Futuro III

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Circular Técnica, 2009. Disponível em: http://www.cpatc.embrapa.br/publicacoes_2010/ct_59.pdf. Acesso em: março de 2022.

NUNES, R. D. S.; ROSOLEM, C. A.; ANDREOTE, F. D.; OLIVEIRA, A. DE; COUTINHO, E. L. M.; PAVINATO, P. S. Transitions to sustainable management of phosphorus in brazilian agriculture. *Scientific Reports*, v. 8, p. 1–13, 2018. DOI: 10.1038/ s41598-018-20887-z.

ODLARE, M. (2005). Organic Residues – A Resource for Arable Soils. Anhandling, Inst för Mikrobiologi, Sveriges Lantbruks Universitet. No. 2005:71Baky m fl 2006.

OLIVEIRA, L. B.; PIRES, A. J. V.; VIANA, A. E. S.; MATSUMOTO, S. N.; CARVA-LHO, G. G. P.; RIBEIRO, L. S. O. Produtividade, composição química e características agronômicas de diferentes forrageiras. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 39, p. 2604-2610, 2010.

OLIVI, M. C.; DIAS, R. S.; NICOLOSO, R. S. Análise técnica-econômica sobre o uso agronômico do biofertilizante dos dejetos de suínos na microbacia Santa Fé no município de Itapiranga-SC. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AGRONOMIA, 29., 2015, Foz do Iguaçu. Desafios e oportunidades profissionais: anais. Curitiba: CONFEA -PR, 2015. 1 CD-ROM.

PANEK, J. A.; MATSON, P. A.; ORTÍZ-MONASTERIO, I.; BROOKS, P. Distinguishing nitrification and denitrification sources of N₂O in a Mexican wheat system using ¹⁵N. *Ecological Applications*, v. 10, p. 506-514, 2000.

PARK, S.-M. et al. Biological nitrogen removal using bio-sorbed internal organic carbon from piggery wastewater in a post-denitrification MLE process. *Water Science and Technology*, v. 49, n. 5–6, 2004. 188 Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato.

PENG, L.; DAI, H.; WU, Y.; PENG, Y.; LU, X. A comprehensive review of phosphorus recovery from wastewater by crystallization processes. *Chemosphere*, v. 197, p. 768–781, 2018. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.01.098. 208 Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato.

PENG, W.; LU, F.; HAO, L.; ZHANG, H.; SHAO, L.; HE, P. Digestate management for high-solid anaerobic digestion of organic wastes: A review. *Bioresource Technology*, v. 297, 2020.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

RAPTOPOULOU, C.; KALAITZIDOU, K.; TOLKOU, A.; PALASANTZA, P. A.; MITRAKAS, M.; ZOUBOULIS, A. Phosphate removal from effluent of secondary wastewater treatment: characterization of recovered precipitates and potential re-use as fertilizer. *Waste and Biomass Valorization*, v. 7, n. 4, p. 851,860, 2016. DOI: 10.1007/s12649-016-9516-2.

REINO, C. et al. Kinetic and microbiological characterization of aerobic granules performing partial nitrification of a low-strength wastewater at 10°C. *Water Research*, v. 101, p. 147–156, 2016.

RICE, E. W.; BAIRD, R. B.; EATON, A. D.; CLESCERI, L. S. (Ed.). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22nd. ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2012.

RICHARDSON, D. J.; VAN SPANNING, R. J. M.; FERGUSON, S. J. The prokaryotic nitrate reductases. In: BOTHE, H.; FERGUSON, S. J.; NEWTON, W. E. (Ed.). *Biology of the nitrogen cycle*. [s.l.]: Elsevier, 2007. p. 21–35.

RICO, C. et al. Anaerobic digestion of the liquid fraction of dairy manure in pilot plant for biogas production: Residual methane yield of digestate. *Waste Management*, v. 31, n. 9–10, p. 2167–2173, set. 2011.

RIVARD, , C.J., Rodriguez, J.B, Nagel, N.J., Self, J.R., Kay, B.D., Soltanpour, P.N. och Nieves, R.A. (1995). Anaerobic digestion of municipal solid waste. Utility of process residue as a soil amendment. *Applied Biochemistry and Biotechnology*. 51-52: 125-135.

ROBERTSON, G. P.; GRACE, P. R. Greenhouse gas fluxes in tropical and temperate agriculture: The need for a full-cost accounting of global warming potentials. *Environment, Development and Sustainability*, v. 6, p. 51-63, 2004.

ROCHA, P.N. Hipercalemia. *Jornal Brasileiro de Nefrologia*, v. 31, p. 5, 2009.

ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; CHANTIGNY, M. H.; BERTRAND, N.; COTE, D. Carbon dioxide and nitrous oxide emissions following fall and spring applications of pig slurry to an agricultural soil. *Soil Science Society of America Journal*, v. 68, p. 1410-1420, 2004.

RODHE, L, Pell, Moch Yamulki, S. (2006). Nitrous oxide, methane and ammonia emissions following slurry spreading on grassland. *Soil Use and Management*. 22: 229-237.

Projeto: Sistemas de Energia do Futuro III

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

ROS C.; LIBRALATO G.; GHIRARDINI A. V.; RADAELLI M.; CAVINATO C. Assessing the potential phytotoxicity of digestate from winery wastes. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, n. 150, p. 26–33, 2018.

RUIZ, G. et al. Nitrification-denitrification via nitrite accumulation for nitrogen removal from wastewaters. *Bioresource Technology*, v. 97, n. 2, p. 330–335, 2006.

RYUE, J.; LIN, L.; KAKAR, F. L.; ELBESHBISHY, E.; Al-Mamun, A.; DHAR, B. R. A critical review of conventional and emerging methods for improving process stability in thermophilic anaerobic digestion. *Energy for Sustainable Development*, v. 54, p. 72-84, 2020.

S. J.; NEWTON, W. E. (Ed.). *Biology of the nitrogen cycle*. [s.l.]: Elsevier, 2007. p. 3–20.

SADEQ, M. et al. Drinking water nitrate and prevalence of methemoglobinemia among infants and children aged 1-7 years in Moroccan areas. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, v. 211, n. 5–6, p. 546–554, 2008.

SCAGLIA, B.; POGNANI, M.; ADANI, F. Evaluation of hormone-like activity of the dissolved organic matter fraction (DOM) of compost and digestate. *Science of the Total Environment*, 514 (2015) 314–321.

SCHEEREN, M. B.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; DRESSLER, VALDERI L. O processo ANAMMOX como alternativa para tratamento de águas residuárias, contendo alta concentração de nitrogênio. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 15, p. 1289-1297, 2011.

SCHEIBLE, O. K. et al. *Manual: Nitrogen Control*. [s.l.] Environmental Protection Agency, 1993.

SCHIRMANN, J. Estratégias para melhorar o fornecimento de nitrogênio ao milho e ao trigo por dejetos de suínos e reduzir a emissão de óxido nitroso do solo. 63 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2012.

SCHIRMANN, J.; AITA, C.; GIACOMINI, S. P.; STEFEN B.; GIACOMINI, D. A.; GONZATTO, R.; OLIVO, J. Inibidor de nitrificação e aplicação parcelada de dejetos de suínos nas culturas do milho e trigo. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, Viçosa, v. 37, n. 1, p. 271-280, Feb. 2013. SCHILS, R. L. M.; VERHAGEN, A.; AARTS, H. F. M.; SEBEK, L. J. B. A farm level approach to define successful

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

mitigation strategies for GHG emissions from ruminant livestock systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v. 71, p.163-175, 2005. Capítulo V - Uso do digestato como fertilizante

SHEPHERD, J. G.; JOSEPH, S.; SOHI, S. P.; HEAL, K. V. Biochar and enhanced phosphate capture: mapping mechanisms to functional properties. *Chemosphere*, v. 179, p. 57–74, 2017. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.02.123.

SHERLOCK, R. R.; SOMMER, S. G.; KHAN, R. Z.; WOOD, C. W.; GUERTAL, E. A.; FRENEY, J. R.; DAWSON, C. O.; CAMERON, K. C. Ammonia, methane, and nitrous oxide emission from pig slurry applied to a pasture in New Zealand. *Journal of Environment Quality*, v. 31, p. 1494-1501, 2002.

SIDDIQUE, MD. N. I.; AB. WAHID, Z. Achievements and perspectives of anaerobic co-digestion: A review. *Journal of Cleaner Production*, v. 194, p. 359-371, 2018.

SINGH, J.; SAGGAR, S.; BOLAN, N. S.; ZAMAN, M. The role of inhibitors in the bioavailability and mitigation of nitrogen losses in grassland ecosystems. *Developments in Soil Science*, v. 32, p. 329-362, 2008.

SIX, J.; OFLE, S. M.; BREIDT, F. J.; CONANT, R. T.; MOSIER, A. R.; PAUSTIAN, K. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practiced in the long term. *Global Change Biology*, v. 10, p. 155-160, 2004.

SMITH, P.; MARTINO, D.; CAI, Z.; GWARY, D.; JANZEN, H.; KUMAR, P.; MC-CARL, B.; OGLE, S.; O'MARA, F.; RICE, C.; SCHOLLES, B.; SIROTENKO, O. Agriculture. In *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2007.

SOARES, M. R., CASAGRANDE, J. C., NICOLOSO, R. S. Uso da vinhaça da cana-de-açúcar como fertilizante: eficiência agrônômica e impactos ambientais. In: Palhares, J.C.P.; Gebler, L. (Org.). *Gestão Ambiental na Agropecuária*. 1ed. Brasília: Embrapa, 2014, v. 2, p. 145-198.

SORUNMU, Y.; BILLEN, P.; SPATARI, S. A review of thermochemical upgrading of pyrolysis bio-oil: Techno-economic analysis, life cycle

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

assessment, and technology readiness. *GCB Bioenergy*, 12, 4-18, 2020. DOI: 10.1111/gcbb.12658.

SOUZA, J; SCHAEFFER, L. Estudo para fabricação de cilindros especiais para biometano. *REVISTA LIBERATO: Educação, Ciência e Tecnologia* v. 11, n. 15, jan./jun. 2010 ISSN: 1518-8043, Novo Hamburgo, 2010.

SPANNING, R. J. M. VAN; RICHARDSON, D. J.; FERGUSON, S. J. Introduction to the Biochemistry and Molecular Biology of Denitrification. In: BOTHE, H.; FERGUSON,

SPEECE, R. E. Anaerobic biotechnology for industrial wastewater treatment. *Environmental Science & Technology*, v. 17, n. 9, p. 416A-427A, set. 1983. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es00115a001>.

STAHEL, W. R. The circular economy. *Nature*, v. 531, n. 7595, p. 435–438, 23 mar. 2016.

STEINMETZ, R. L. R. Aplicação de polieletrólitos para a separação de metais em efluentes da suinocultura. 2007. 55 p. Dissertação (Mestrado em Química) - Centro de Ciências Naturais e Exatas, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS.

STROUS, M. et al. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 50, p. 589–596, 1998.

STUMM, W.; MORGAN, J. J. Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters, 3rd ed. [s.l.]: Wiley Interscience, 1996.

SU, G.; ONG, H.; ZULKIFLI, N.; IBRAHIM, S.; CHEN, W.; CHONG, C. OK, Y. Valorization of animal manure via pyrolysis for bioenergy: A review. *Journal of Cleaner Production*, 343, 130965, 2022. DOI: 10.1016/j.jclepro.2022.130965.

SUINOCULTURA INDUSTRIAL. Estratégias para o manejo dos dejetos líquidos de suínos. Por Rodrigo da Silveira Nicoloso, Martha Mayumi Higarashi, Marcio Luis Busi da Silva e Paulo Armando Victória de Oliveira. Disponível em: <https://www.suinoculturaindustrial.com.br/imprensa/estrategias-para-o-manejo-dos-dejetos-liquidos-de-suinos/20160805-084539-t803>. Acesso em: 12 fev. 2020.

SUZIN, L. Remoção química de fósforo de efluente suinícola: implicações da qualidade do efluente sobre a eficiência do processo. 2016. 51 f. Dissertação

Projeto: Sistemas de Energia do Futuro III

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

(Mestrado - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2016.

SVENSSON, K, Odlare, M och Pell, M. (2004). The fertilizing effect of compost and biogas residues from source separated household waste. *Journal of Agricultural Science*. 142: 461-467.

SZOZI, A. A.; VANOTTI, M. B. Removal of phosphorus from livestock effluents. *Journal of Environmental Quality*, v. 38, p. 576–586, 2009. DOI: 10.2134/jeq2007.0641.

TANG, C. J. et al. Performance of high-loaded ANAMMOX UASB reactors containing granular sludge. *Water Research*, v. 45, n. 1, p. 135–144, 2011. Capítulo VI - Tratamento do digestato - remoção de nitrogênio 189.

TCHOBANOGLIOUS, G. et al. *Wastewater engineering: treatment and reuse*. 4th ed. New York: Ed. McGraw Hill USA, 2003. 1819 p.

THE WATER PROTECTION ACT (C.C.S.M. c. W65). Nutrient Management Regulation. Manitoba, 2008. Disponível em: https://web2.gov.mb.ca/laws/regs/current/_pdf-regis.php?reg=62/2008. Acesso em: 27 de fevereiro de 2019.

THIRD, K. A et al. The CANON system (completely autotrophic nitrogen-removal over nitrite) under ammonium limitation: interaction and competition between three groups of bacteria. *Systematic and applied microbiology*, v. 24, n. 4, p. 588–596, 2001.

TRIOLO, J. M. et al. A new algorithm to characterize biodegradability of biomass during anaerobic digestion: Influence of lignin concentration on methane production potential. *Bioresource Technology*, v. 102, n. 20, p. 9395–9402, out. 2011. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852411009527>.

UNECE. ECE/EB.AIR/120: guidance document on preventing and abating ammonia emissions from agriculture. Geneva, 7 de fevereiro de 2014. 100 p.

USEPA. Determination of Landfill Gas Composition and Pollutant Emission Rates at Fresh Kills Landfill Volume 1, 1995. Disponível em: <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/9100HG9U.PDF?Dockey=9100HG9U.PDF>.

Projeto: **Sistemas de Energia do Futuro III**

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

VAN DER STAR, W. R. L. et al. Startup of reactors for anoxic ammonium oxidation: experiences from the first full-scale anammox reactor in Rotterdam. *Water Research*, v. 41, n. 18, p. 4149–4163, 2007.

VAN GRINSVEN, H. J. M.; TEN BERGE, H. F. M.; DALGAARD, T.; FRATERS, B.; DURAND, P.; HART, A.; HOFMAN, G.; JACOBSEN, B. H.; LALOR, S. T. J.; LESS-CHEN, J. P.; OSTERBURG, B.; RICHARDS, K. G.; TECHEN, A. K.; VERT, F.; WEBB, J.; WILLEMS, W. J. Management, regulation and environmental impacts of nitrogen fertilization in northwestern Europe under the nitrates directive: a benchmark study. *Biogeosciences*, v. 9, p. 5143-5160, 2012.

VAN RIJN, J.; TAL, Y.; SCHREIER, H. J. Denitrification in recirculating systems: Theory and applications. *Aquacultural Engineering*, v. 34, n. 3, p. 364–376, May 2006.

VANOTTI, M. B.; SZOGI, A. A.; HUNT, P. G. Extraction of soluble phosphorus from swine wastewater. *Transactions of ASAE*, v. 46, p. 1665–1674, 2003.

VANOTTI, M. B.; SZOGI, A. A.; MILLNER, P. D.; LOUGHRIN, J. H. Development of a second-generation environmentally superior technology for treatment of swine manure in the USA. *Bioresource Technology*. v. 100, p. 5406–5416, 2009. DOI: 10.1016/j.biortech.2009.02.019.

VELHO, V. F. et al. Effect of COD/N ratio on N₂O production during nitrogen removal by aerobic granular sludge. *Water Science and Technology*, v. 76, n. 12, p. 3452–3460, dez. 2017.

VEYS, P. et al. Performance analysis and optimization of autotrophic nitrogen removal in different reactor configurations: a modelling study. *Environmental technology*, v. 31, n. 12, p. 1311–1324, 2010.

VIANCELLI, A.; KUNZ, A.; FONGARO, G.; KICH, J. D.; BARARDI, C. R. M.; SUZIN, L. Pathogen inactivation and the chemical removal of phosphorus from swine wastewater. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 226, p. 263-271, 2015. DOI: 10.1007/ s11270-015-2476-5. Capítulo VII - Tratamento do digestato - remoção de fósforo 209.

VITTI, G. C.; MAZZA, J. A. Planejamento, estratégias de manejo e nutrição da cultura de cana-de-açúcar. Piracicaba: POTAFOS, 2002. 16 p. (Encarte técnico/Informações Agrônômicas, 97).

Projeto: Sistemas de Energia do Futuro III

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

VIVAN, M.; KUNZ, A.; STOLBER, J.; PERDOMO, C.; TECHIO, V. H. Efficiency of biodigester and stabilization pond interaction in removal of swine manure pollutants. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, p. 320–325, 2010.

VOLCKE, E. I. P. et al. Coupling the SHARON process with anammox: model-based scenario analysis with focus on operating costs. *Water Science and Technology*, v.

VOLPI, M. P. C. et al. Operational and biochemical aspects of co-digestion (co-AD) from sugarcane vinasse, filter cake and deacetylation liquor. *bioRxiv*, p. 2021.02.24.432031, 1 jan. 2021. Disponível em: <http://biorxiv.org/content/early/2021/02/25/2021.02.24.432031.abstract>.

WANG, Z. et al. Gene expression and biomarker discovery of anammox bacteria in different reactors. *Biochemical Engineering Journal*, v. 115, p. 108–114, 2016.

WETT, B. et al. Expanding DEMON sidestream deammonification technology towards mainstream application. *Water Environment Research*, v. 87, n. 12, p. 2084–2089, 2015. 190 Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato.

WETT, B. et al. Key parameters for control of DEMON deammonification process. *Water Practice*, v. 1, n. 5, p. 1–12, 2007.

WIESMANN, U.; CHOI, I.; DOMBROWSKI, E. *Fundamentals of biological wastewater treatment*. Weinheim: Wiley-VCH, 2007.

WITHERS, P. J. A.; RODRIGUES, M.; SOLTANGHEISI, A.; CARVALHO, T. S. de; GUILHERME, L. R. G.; BENITES, V. D. M.; GATIBONI, L. C.; DE SOUSA, D. M. G..

WRAGE, N. et al. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 33, n. 12–13, p. 1723–1732, out. 2001.

YAMAMOTO, T. et al. Novel partial nitritation treatment for anaerobic digestion liquor of swine wastewater using swim-bed technology. *Journal of bioscience and bioengineering*, v. 102, n. 6, p. 497–503, 2006.

YAMAMOTO, T. et al. Partial nitritation and anammox of a livestock manure digester liquor and analysis of its microbial community. *Bioresource Technology*, v. 102, n. 3, p. 2342–2347, 2011.

Projeto: Sistemas de Energia do Futuro III

Modelos de negócios para aproveitamento energético de resíduos agropecuários e agroindustriais.

YANG, S.; YANG, F. Nitrogen removal via short-cut simultaneous nitrification and denitrification in an intermittently aerated moving bed membrane bioreactor. *Journal of Hazardous Materials*, v. 195, p. 318–323, 2011.

YE, R. W.; THOMAS, S. M. Microbial nitrogen cycles: physiology, genomics and applications. *Current Opinion in Microbiology*, v. 4, n. 3, p. 307–312, 2001.

YOON, S. et al. Denitrification versus respiratory ammonification: environmental controls of two competing dissimilatory NO₃⁻/NO₂⁻ reduction pathways in *Shewanella loihica* strain PV-4. *The ISME Journal*, v. 9, n. 5, p. 1093–1104, maio 2015.

ZAMPARETTI, A.; GAYA, J. P. O uso racional dos dejetos como adubo orgânico. In: *Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos – Manual de boas práticas*. Concórdia, Embrapa, 2004, p. 81-86.

ZANOTELLI, C. T.; COSTA, R. H. R.; PERDOMO, C. C. Evaluation of sludge from pond system for treatment of piggery wastes. *Water Science and Technology*, v. 51, p. 235-238, 2005.

ZHOU, Y.; XING, X. H.; LIU, Z.; CUI, L.; YU, A.; FENG, Q.; YANG, H. Enhanced coagulation of ferric chloride aided by tannic acid for phosphorus removal from wastewater. *Chemosphere*, v. 72, p. 290–298, 2018. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2008.02.028.

ZHOU, Z.; HU, D.; REN, W.; ZHAO, Y.; JIANG, L. M.; WANG, L. Effect of humic substances on phosphorus removal by struvite precipitation. *Chemosphere*, v. 141, p. 94–99, 2015. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2015.06.089.

ZHU, G; PENG, Y.; LI, B.; GUO, J.; YANG, Q.; WANG, S. Biological removal of nitrogen from wastewater. *Reviews Environmental Contamination and Toxicology*, v.192, p.159-195, 2008.

ZIEMER, C. J. et al. Dietary protein and cellulose effects on chemical and microbial characteristics of swine feces and stored manure. *Journal of Environment Quality*, v. 38, n. 5, p. 2138, 2009.

MODELOS DE NEGÓCIOS VOLUME 1

PARA O APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DE
RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS

