



APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS NO MODELO DE ANÁLISE INTEGRADA BRASILEIRO

Taísa Nogueira Morais

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Planejamento Energético, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Planejamento Energético.

Orientador: Pedro Rua Rodriguez Rochedo

Rio de Janeiro

Abril de 2021

APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS NO
MODELO DE ANÁLISE INTEGRADA BRASILEIRO

Táisa Nogueira Morais

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO LUIZ COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM CIÊNCIAS EM PLANEJAMENTO ENERGÉTICO.

Orientador: Pedro Rua Rodriguez Rochedo

Aprovada por: Prof. Pedro Rua Rodriguez Rochedo

Prof. Joana Portugal Pereira

Dr. Luciano Basto Oliveira

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

ABRIL DE 2021

Morais, Taísa Nogueira

Aproveitamento Energético de Resíduos Agropecuários no Modelo de Análise Integrada Brasileiro / Taísa Nogueira Moraes. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2021.

XII, 105 p.: il.; 29,7 cm.

Orientador: Pedro Rua Rodriguez Rochedo

Dissertação (mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Planejamento Energético, 2021.

Referências Bibliográficas: p. 86-93.

1. Modelo de análise integrada. 2. Resíduos agropecuários. 3. Bioenergia 4. Potencial energético. I. Rochedo, Pedro Rua Rodriguez. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Planejamento Energético. III. Título.

Agradecimentos

Primeiramente, agradeço ao meu orientador Pedro por toda orientação, disponibilidade, atenção, paciência e solicitude. Obrigada por me ajudar, ensinar, direcionar, aconselhar, tranquilizar, animar e motivar. Sou muito grata por ter tido você me acompanhando e orientando durante todo o mestrado.

Agradeço ao Gerd pelas ajudas, explicações, pela paciência em responder minhas dezenas de perguntas repetidas e pelos incentivos depois das minhas reclamações.

Ao meu primo Rafa que me apresentou o programa e me incentivou desde o começo, me ensinando e ajudando com tantas coisas até o final. Nossa conexão já vem de muito tempo, mas sou grata ao PPE por ter nos aproximado ainda mais. Obrigada pela preocupação, pelo carinho e por todas as trocas acadêmicas e pessoais. É sempre bom perder a noção do tempo conversando com você!

À minha família. À minha mãe, meu pai, Camilla, Kleber, Caio, Andrea e Pedrinho, por entenderem as minhas ausências e permanecerem de braços abertos para me acolher, dar força, amor e ajudar sempre que eu preciso.

Ao André e à Maira, meus companheiros nessa jornada acadêmica. Obrigada pelas conversas, por me dar força e acreditarem mais em mim do que eu mesma. Obrigada por todas as tardes e noites de estudo e risadas na nossa casinha I-211 e por todos os nossos encontros além do mestrado. Agradeço especialmente à Maira, que compartilhou comigo diariamente todas as preocupações, ansiedades, motivações e animações dessa dissertação, se fazendo presente em todos os momentos, ainda que remotamente. Você certamente fez com que a realização deste trabalho no contexto da pandemia fosse mais leve. Encerro esse ciclo com muito orgulho de nós, da nossa amizade e com a certeza de que terei vocês ao meu lado nos próximos ciclos que virão.

Aos meus amigos que estiveram comigo mesmo com a distância, mostrando que a amizade é muito mais que a presença física: Ingrid, Bruno, Jade, Alejandro, Livia e Mariana. Obrigada pelos momentos de distração, por me aturarem reclamar, pela força e por sempre torcerem por mim.

Aos colegas do PPE, pelas trocas de corredor e pelos encontros na Lapa. Espero que possamos compartilhar mais momentos como esses depois da pandemia. Aos colegas do Cenergia que mesmo de forma remota me ajudaram e me acolheram. Principalmente

à Rebecca e Bernardo pela força nessa reta final e à Mari e Matheus que sempre me ajudam quando preciso.

Aos professores do PPE por serem tão solícitos e dispostos a ensinar. Sou muito grata aos aprendizados adquiridos através de vocês.

À banca por ter aceitado o convite.

Ao CNPq pela bolsa a mim concedida.

Resumo da Dissertação apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ciências (M.Sc.)

APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS NO MODELO DE ANÁLISE INTEGRADA BRASILEIRO

Taísa Nogueira Morais

Abril/2021

Orientador: Pedro Rúa Rodriguez Rochedo

Programa: Planejamento Energético

Os resíduos da agropecuária são um recurso com potencial para aproveitamento energético, podendo atender às demandas de bioenergia sem causar os impactos ambientais causados pela expansão da fronteira agrícola de culturas energéticas. Este trabalho se propôs, então, a aprimorar a representação dos resíduos agropecuários e sua cadeia energética no modelo BLUES, além de incorporar novas tecnologias de aproveitamento energético, de geração centralizada e distribuída, visando expandir as oportunidades de uso desses recursos. O modelo BLUES modificado foi usado para projetar curvas de oferta de longo prazo dos resíduos agrícolas e de seus usos energéticos. Os resultados obtidos mostram que existe um potencial de 5,0 EJ de energia primária disponível a partir dos resíduos a custos até 30 \$/GJ em 2050 e que 92% desse potencial se dá abaixo de 7 \$/GJ. Em relação ao biogás, há um potencial de 1,53 EJ/ano em 2050, valor muito inferior aos 1,15 PJ/ano de biogás produzidos no Brasil atualmente. O potencial de biometano competitivo com o gás natural equivale a 0,08 EJ/ano em 2050 e o potencial é ainda maior quando comparado ao GLP ou consideradas estratégias de precificação de carbono, sendo necessárias taxas de carbono iguais 200 \$/tCO_{2eq} para maximizar tal potencial. Dessa forma, existe um potencial dos usos energéticos dos resíduos competitivo com outras tecnologias e estratégias que enfrentem as barreiras associadas a tais tecnologias podem ampliar este potencial.

Abstract of Dissertation presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science (M.Sc.)

ENERGY USE OF AGRICULTURAL RESIDUES IN THE BRAZILIAN
INTEGRATED ASSESSMENT MODEL

Taísa Nogueira Morais

April/2021

Advisor: Pedro Rua Rodriguez Rochedo

Department: Energy Planning

Agricultural waste is a resource with potential for energy use, being able to meet the demands of bioenergy without causing the environmental impacts caused by the expansion of the agricultural frontier of energy crops. This work aimed, then, to improve the representation of agricultural waste and its energy chain in the BLUES model, in addition to incorporating new technologies for energy use, of centralized and distributed generation, aiming to expand the opportunities of using these resources. The modified BLUES model was used to project long-term supply curves for agricultural waste and its energy uses. The results obtained show that there is a potential of 5.0 EJ of primary energy available from waste at costs up to 30 \$/GJ in 2050 and that 92% of this potential is below 7 \$/GJ. About biogas, there is a potential of 1.53 EJ / year in 2050, much lower than the 1.15 PJ/year of current Brazilian biogas production. The potential of competitive biomethane with natural gas is equivalent to 0.08 EJ/year in 2050 and the potential is even greater when compared to LPG or considering carbon pricing strategies, requiring carbon rates equal to \$ 200/tCO₂eq to maximize this potential. Thus, there is a potential for the energy uses of waste competitive with other technologies and strategies that face the barriers associated with such technologies can expand this potential.

Sumário

1. Introdução	1
2. Contextualização e conceitos.....	5
2.1. Setor agropecuário	5
2.2. Resíduos agropecuários.....	11
2.3. Rotas de conversão energética.....	16
Rotas termoquímicas.....	17
Rotas bioquímicas.....	18
2.3.1. 2.3.1. Panorama do biogás no Brasil e no mundo.....	21
2.3.1. 2.3.2. Purificação do biogás.....	23
Captura de carbono	25
2.3.2. 2.4. Resíduos agropecuários em modelos integrados	27
3. Metodologia	35
3.1. <i>Brazilian Land-Use and Energy System Model (BLUES)</i>	35
3.2. Resíduos agropecuários.....	44
3.3. Cadeia logística dos resíduos	50
3.4. Tecnologias de conversão energética.....	53
3.5. Obtenção das curvas de oferta.....	63
4. Resultados e discussão.....	66
4.1. Potencial de resíduos.....	66
4.2.1. 4.2. Potencial de energéticos secundários.....	70
4.2.2. Biogás	70
4.2.3. Biometano	72
Discussão e contribuição para políticas	75
5. Considerações finais	80
5.1. Conclusões	80
5.2. Limitações e estudos futuros	82
6. Referências Bibliográficas.....	86

Lista de figuras

Figura 1. Efetivo dos rebanhos em número de cabeça pelo Censo Agropecuário 2017...	6
Figura 2. Emissões de gases de efeito estufa do Brasil, de 1990 a 2019, por setor. Emissões em tCO ₂ eq (GWP-AR5).....	7
Figura 3. Evolução do rebanho bovino (milhões de cabeças) e das emissões agropecuárias (tCO ₂ e-GWP AR5).	8
Figura 4. Evolução do desmatamento (hectares) e das emissões de mudança de uso do solo (tCO ₂ e - GWP AR5)	9
Figura 5. Fontes de biomassa e seus processos de conversão	17
Figura 6. Etapas da digestão anaeróbica	19
Figura 7. Exemplo de fluxograma do processo de produção e utilização de biogas Fonte: FEAM (2015)	20
Figura 8. Tratamento do biogás conforme o uso final.	21
Figura 9. Quantidade de plantas e volume de biogás produzido nas plantas em operação no Brasil entre 2003 e 2019.....	23
Figura 10. Diagrama de fluxo do processo de water scrubbing	24
Figura 11. Diagrama de fluxo do processo de upgrading de biogás por membrana	25
Figura 12. Estrutura dos modelos de análise integrada.....	28
Figura 13. Oferta de resíduos como bioenergia de segunda geração em 2050	32
Figura 14. Modelos integrados da COPPE-Cenergia	35
Figura 15. Repartição das 6 regiões do modelo brasileiro BLUES	37
Figura 16. Transição de uso do solo no BLUES Fonte: Da Silva (2020)	37
Figura 17. Agregação dos custos relativos de produção agrícola em sete classes	39
Figura 18. Tecnologias agropecuárias do modelo BLUES	41
Figura 19. Esquema metodológico realizado nesse estudo.	43
Figura 20. Categorias de resíduos.....	49
Figura 21. Síntese da cadeia logística dos resíduos	53
Figura 22. Custo estimado de plantas de atualização de biogás em função da capacidade usando diferentes tecnologias.....	60
Figura 23. Número de plantas por tecnologia de upgrading de biogás dos países membros e não membros da Task 37.....	60

Figura 24. Análise box-plot da capacidade de plantas de upgrading de biogás em função do ano por tecnologia.....	61
Figura 25. Curva de oferta nacional de resíduos agropecuários.....	67
Figura 26. Potencial de oferta de biomassa primária para 2050, por fonte.....	70
Figura 27. Curva de oferta nacional de biogás	71
Figura 28 - Curva de oferta nacional de biometano. Preços de gás natural em laranja e do GLP em vermelho.	73
Figura 29 -Valor do carbono para viabilizar o biometano com CCS.	74

Lista de tabelas

Tabela 1. Classificação, por substrato, das plantas de biogás com fins energéticos em operação no Brasil em 2019	22
Tabela 2. Classificação por aplicação energética do biogás das plantas em operação no Brasil em 2019.....	22
Tabela 3. Representação de resíduos agrícolas em modelos de análise integrada	32
Tabela 4. Agregação de dados originais de adequação edafoclimática e tempo de viagem.....	38
Tabela 5. Rendimento dos resíduos agrícolas	45
Tabela 6. Características dos resíduos agrícolas	48
Tabela 7. Rendimento dos resíduos pecuários utilizados no estudo.....	49
Tabela 8. Custos de coleta e pré-tratamento utilizados neste estudo.....	51
Tabela 9. Definições da planta de peletização.....	52
Tabela 10. Custo das tecnologias de aproveitamento de resíduos agrícolas em geração distribuída.....	54
Tabela 11. Rendimentos de biogás da digestão anaeróbica de resíduos agrícolas calculados a partir de estudos da literatura.....	55
Tabela 12. Custos de monodigestão anaeróbica dos resíduos agropecuários	57
Tabela 13. Custos de codigestão anaeróbica dos resíduos agropecuários	57
Tabela 14. Número de plantas instaladas de biogás no modelo BLUES	58
Tabela 15. Custos das tecnologias de conversão energética do biogás	59
Tabela 16. Custos das plantas de upgrading de biogás	62
Tabela 17. Custos de plantas de metanação	63

Lista de nomenclaturas

AFOLU	<i>Agriculture, Forests and other land use</i>
BECCS	<i>Bioenergy with carbon capture and storage</i>
BLUES	<i>Brazilian Land-Use and Energy System model</i>
CCS	<i>Carbon Capture and Storage</i>
CI	Custo de investimento
CH ₄	Metano
CO ₂	Monóxido de carbono
EPE	Empresa de Pesquisa Energética
FE	Fator de Emissão
FRS	Fator de remoção sustentável
GEE	Gases de efeito estufa
GN	Gás natural
GLP	Gás liquefeito de petróleo
IAM	<i>Integrated Assessment Model</i>
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
MESSAGE	<i>Model for Energy Supply System Alternatives and their General Environmental impacts)</i>
O&M	Custo de operação e manutenção
N ₂ O	Óxido Nitroso
PCI	Poder calorífico inferior
PIB	Produto Interno Bruto
PSA	<i>Pressure Swing Adsorption</i>
RRP	Razão Resíduo/Produto
SEEG	Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa
SIenergia	Sistema de Informações para Energia
SV	Sólidos voláteis
WS	<i>Water Scrubbing</i>

1. Introdução

O Brasil, por ser um dos maiores produtores de *commodities* agrícolas e animais do mundo, apresenta em seu território grande oportunidade para a produção e uso de bioenergia (SILVA, 2017). A indústria agropecuária apresentou relevante crescimento nas últimas duas décadas e constitui um dos principais segmentos da economia do país, sendo importante tanto no abastecimento interno quanto nas exportações (EMBRAPA, 2018). Em 2019, o agronegócio correspondeu a 43% das exportações totais e 21,4% do PIB brasileiro (CEPEA, 2019; 2020). Tradicionalmente, o Brasil aproveita energeticamente, de forma direta, biomassas como a lenha e o bagaço da cana-de-açúcar, através da combustão. Além da transformação em biocombustíveis como etanol a partir da cana-de-açúcar e biodiesel a partir de culturas oleaginosas como soja e algodão (EPE, 2020b).

Em contrapartida, a expansão da agricultura também pode gerar impactos negativos por diversos fatores. Seus efeitos no meio ambiente surgem no nível local, dependendo dos sistemas, práticas agrícolas e as características ambientais, mas também podem ter impactos a nível global. A agricultura libera quantidades significativas de gases de efeito estufa como CO₂, CH₄ e N₂O e emissão de amônia para a atmosfera. A expansão da bioenergia a partir de culturas energéticas pode, portanto, ter efeitos ambientais adversos. Por outro lado, os resíduos agrícolas, se respeitados os limites de remoção sustentável, servem de fonte para a bioenergia sem impactos ambientais diretos associados. Além disso, o aproveitamento energético de resíduos agropecuários contribui para minimizar os impactos ambientais da agropecuária por ser uma alternativa de tratamento desses resíduos poluentes (KANIANSKA, 2016, WU, ZHAO, *et al.*, 2018).

Os resíduos agropecuários são recursos renováveis que estão amplamente disponíveis e possuem potencial para conversão em combustíveis, energia e produtos químicos. O aproveitamento de resíduos culturais pode contribuir para a descentralização da geração de diversas formas de energia, reduzindo investimentos em linhas de transmissão e perdas por causa da menor distância entre os centros produtores e consumidores. (PHILIPPI JR.; DOS REIS, 2016).

No contexto de desenvolvimento sustentável, o aproveitamento de resíduos agropecuários pode decorrer na preservação dos recursos naturais e evitar a degradação ambiental, contribuindo para a redução de emissão de gases de efeito estufa, poluição local e redução dos impactos sobre os recursos hídricos e o solo. Simultaneamente, este aproveitamento agrega valor à cadeia produtiva ou minimiza os custos de energia ao tratar o resíduo como um subproduto a ser transformado (FOSTER-CARNEIRO *et al.*, 2013).

As rotas de conversão energética dos resíduos incluem uma ampla gama de possibilidades, dentre as quais a produção de biogás por meio da digestão anaeróbica. O biogás quando purificado dá origem ao biometano que pode substituir o gás natural de origem fóssil em todas as suas aplicações, incluindo a substituição de combustíveis fósseis líquidos em veículos pesados, rota tecnológica desenvolvida mais recentemente. Ainda, durante o processo é gerado CO₂ que pode ser capturado e armazenado. De forma que resulta em uma oportunidade de bioenergia com captura de carbono e, portanto, com emissões negativas que são relevantes para atender às metas climáticas do Acordo de Paris (HORSCHIG *et al.*, 2019; MADHUSUDHANAN, NA, *et al.*, 2020).

Entretanto, apesar de nas últimas duas décadas o interesse no tema dos resíduos ter aumentado, de forma que o Brasil hoje conta com mais políticas e produções científicas sobre o assunto, os resíduos agropecuários ainda são recursos mal explorados pelo país (DUQUE-ACEVEDO *et al.*, 2020).

O Sistema de Informações para Energia (SI Energia), desenvolvido pela EPE, aponta para 394 Mt de resíduos disponíveis para aproveitamento, que poderiam ofertar anualmente até 160 TWh de eletricidade ou 77 bilhões de metros cúbicos de biometano. Esses valores representam, respectivamente, 557% ou 852% das demandas de eletricidade e combustíveis do setor agropecuário ou 25% e 145% da demanda nacional por eletricidade e combustível (EPE, 2019). Na mesma linha, o estudo realizado por Portugal-Pereira *et al.* (2015) aponta para um potencial de geração energética ambientalmente sustentável de 141 TWh/ano, que diminui para 39 TWh/ano quando aspectos econômicos são considerados.

Isso porque existem outros aspectos que influenciam o aproveitamento dos resíduos, como o fato deles estarem dispersos no campo e terem logística dificultada. Além disso, o custo de outras fontes de bioenergia, os custos das tecnologias de

conversão, a demanda por bioenergia e outros fatores também se relacionam com a quantidade de resíduos que pode ser aproveitada (HANSSEN *et al.*, 2019).

Nesse contexto, modelos de análise integrada (IAMs) são ferramentas úteis uma vez que são projetados para explorar a oferta e a demanda de energia e uso da terra no futuro, assim como os impactos ambientais associados, com a vantagem de garantir a consistência entre todos os setores econômicos (ROCHEDO *et al.*, 2018; HANSSEN *et al.*, 2020). Dessa forma, IAMs podem fornecer informações sobre o papel da biomassa e da bioenergia nos sistemas de energia, economia e uso da terra (COWIE *et al.*, 2020).

Diversos estudos realizados com IAMs apontam que os resíduos podem desempenhar um papel importante como fonte de energia, principalmente em cenários ambiciosos de mitigação climática (ROSE *et al.*, 2014). Entretanto, a disponibilidade e os custos associados aos resíduos são mal representados em IAMs, que muitas vezes usam curvas de oferta genéricas com pouca base biofísica e socioeconômica (DAIOGLOU, 2016).

O módulo dos resíduos agropecuários do modelo de análise integrada brasileiro BLUES (*Brazilian Land Use and Energy System model*) (KÖBERLE, 2018; ROCHEDO *et al.*, 2018; ANGELKORTE, 2019) atualmente representa a cadeia energética dos resíduos de forma limitada, de modo que aspectos relacionados à disponibilidade e caracterização dos resíduos, sua logística e as possíveis alternativas de conversão energética apresentam lacunas que podem interferir nas projeções de oferta dos resíduos agropecuários e seus usos energéticos.

Portanto, o objetivo geral deste estudo é aprimorar a representação da cadeia de resíduos agropecuários no IAM brasileiro BLUES, visando expandir as oportunidades de uso energético desses recursos e projetar curvas de oferta de longo prazo do potencial de resíduos e de seus usos energéticos.

Destaca-se que o presente trabalho não objetiva rodar o modelo de forma integrada com os outros setores contidos no modelo. O objetivo é elaborar de curvas de oferta de longo prazo para investigar o potencial de oferta dos resíduos e seus usos. Porém as modificações realizadas permitirão futuras análises integradas de todo o modelo.

Para isso, é necessário aperfeiçoar a representação dos resíduos agrícolas e pecuários gerados no campo, através da melhora da quantificação de resíduos disponíveis para aproveitamento energético. Para tal, é preciso criar um sistema de classificação e

agregação em categorias, de acordo com suas características físico-químicas e alternativas de uso.

Nesse sentido, para a representação do aproveitamento energético, dispõe-se inserir novas tecnologias de rotas de conversão, como a digestão anaeróbica, dentro do modelo integrado. Ademais, visa-se inserir o uso distribuído e centralizado dos resíduos, revendo a cadeia logística e a diferenciação de escala dos projetos, que pode contribuir para o aumento do aproveitamento de resíduos agropecuários no modelo, aumentando a sua competitividade com outras estratégias de produção de vetores energéticos e de descarbonização.

Estas alterações objetivam permitir a análise do potencial de resíduos disponíveis no Brasil e o potencial energético que eles provêm. Além disso, buscam incentivar a discussão da participação dos resíduos agropecuários na matriz energética brasileira e seus aspectos técnicos, econômicos e ambientais.

Para alcançar esse objetivo, este trabalho está estruturado em cinco sessões. Além deste capítulo introdutório, que se propõe a apresentar as motivações e os objetivos do estudo, esta dissertação possui mais quatro capítulos. O capítulo 2 abarca uma revisão bibliográfica, apresentando um panorama sobre o setor agropecuário brasileiro, os resíduos agropecuários, as tecnologias para conversão energética destes e definições relevantes acerca dos modelos de análise integrada.

O capítulo 3 apresenta a metodologia proposta para a realização deste estudo, descrevendo o modelo BLUES e apresentando a implementação das modificações do novo módulo de resíduos agropecuário. Para isso, são apresentados os dados, critérios e premissas utilizados para representar os resíduos agropecuários, sua logística e as tecnologias de conversão de energia. O capítulo 4, expõe os resultados obtidos e as discussões acerca deles, apresentando o potencial de resíduos agropecuários do Brasil e seu o potencial energético através de curvas de oferta, propondo uma discussão sobre oportunidades e barreiras enfrentadas no avanço da participação das tecnologias de conversão dos resíduos. Neste sentido, também são discutidas recomendações sobre políticas públicas que podem contribuir para a expansão do uso dos resíduos agropecuários na matriz energética brasileira. Por fim, o capítulo 5 destaca as principais conclusões retiradas dos capítulos anteriores, apresenta as limitações deste estudo e indicações para trabalhos futuros.

2. Contextualização e conceitos

2.1. Setor agropecuário

O Brasil é um país continental, de grandes dimensões, com uma complexa biodiversidade e biomas. Somado à extensão de áreas, o país também se beneficia de possuir condições edafoclimáticas favoráveis aos cultivos de diversas espécies, o que é explorado intensamente pelo setor agrícola nacional. A seguir, será apresentada uma contextualização do setor agropecuário nacional. Essa descrição é relevante pois é através das atividades desse setor que os resíduos agropecuários se originam e, possivelmente, onde eles poderão ser aproveitados de forma descentralizada.

Segundo o Censo Agropecuário de 2017, a área ocupada pelos estabelecimentos agropecuários corresponde a 41% do território brasileiro (IBGE, 2019). As culturas de soja, milho e cana-de-açúcar ocupam 78,6% da área total plantada ou destinada à colheita do Brasil, as quais concentram-se principalmente nas regiões centro-oeste, sudeste e sul. Junto às culturas de feijão, trigo, café, arroz e algodão há a ocupação de 90% da área agrícola total, sendo estas as culturas mais relevantes na agricultura brasileira. Em 2019, foram produzidas 702 milhões de toneladas de cana-de-açúcar, 114 milhões de toneladas de soja e 103 milhões de toneladas de grãos de milho (SIDRA, 2020).

Produtos do complexo da soja lideram a participação das exportações do agronegócio com 34% de participação. Seguido pelo setor de pecuária, que representa 17% das exportações de 2019 e pelo setor florestal com cerca de 13%. Em seguida, há a participação do setor de cereais, farinhas e preparações, cujo produto de destaque é o milho com participação de cerca de 8% das exportações, gerando a receita de U\$S 8,1 bilhões. Enquanto o setor sucroalcooleiro representa 6,5% da participação nas exportações do agronegócio (CEPEA, 2019).

Em relação à pecuária, de acordo com o censo agropecuário, o efetivo de bovinos no Brasil é de 173 milhões de cabeças. Enquanto o rebanho de galináceos corresponde a 1,3 bilhão de cabeças de animal (Figura 1) (IBGE, 2021).

Ranking - Todos do Brasil por Efetivo do rebanho

em cabeças

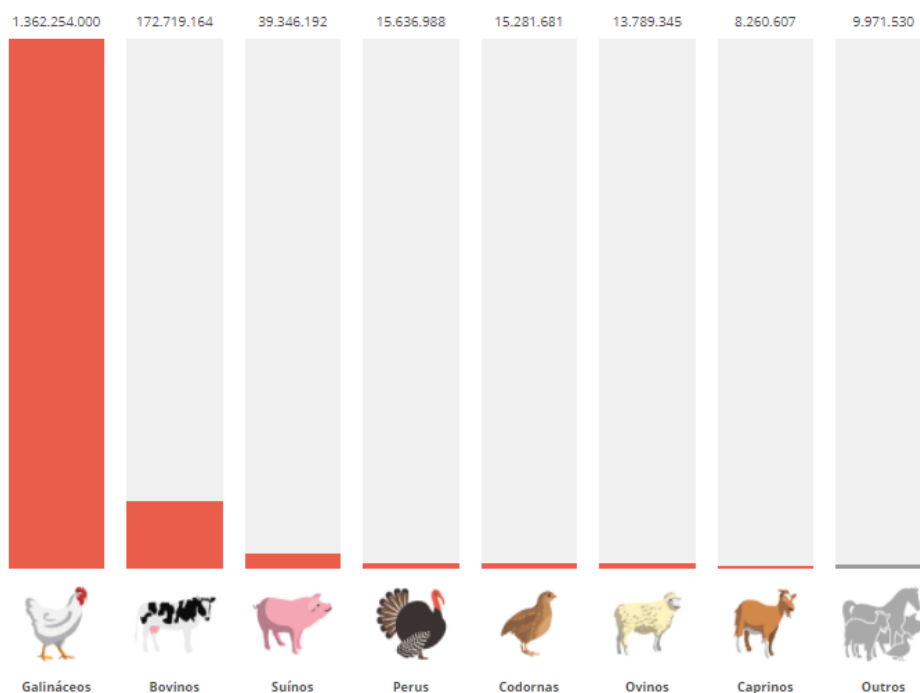


Figura 1. Efetivo dos rebanhos em número de cabeça pelo Censo Agropecuário 2017

Fonte: IBGE, 2021

Apesar da grande relevância econômica para a economia brasileira, o setor agropecuário também é responsável por diversos impactos socioambientais muito relevantes (BARRETO *et al.*, 2008; SANTOS *et al.*, 2009; IPEA, 2012; GOMES, 2019; RAJÃO *et al.*, 2020). Dentre eles, se destaca a contribuição do setor nas emissões de gases de efeito estufa nacional, de forma direta ou indireta.

As emissões nacionais de emissões de gases de efeito estufa estimados pelo Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa (SEEG) estão apresentados na Figura 2. Os dados estão separados pela contribuição setorial e os valores estão em toneladas equivalentes de CO₂ segundo o potencial de aquecimento global descrito no 5º relatório síntese do IPCC (GWP-AR5).

Os dados deixam evidente que a participação dos setores associados ao solo (Mudança de Uso da Terra e o setor agropecuário) representam, historicamente, a maior parte das emissões nacionais. No período indicado, os dois setores contribuíram com 78% das emissões acumuladas de gases de efeito estufa (GEE), com contribuições anuais variando de 66% a 86%.

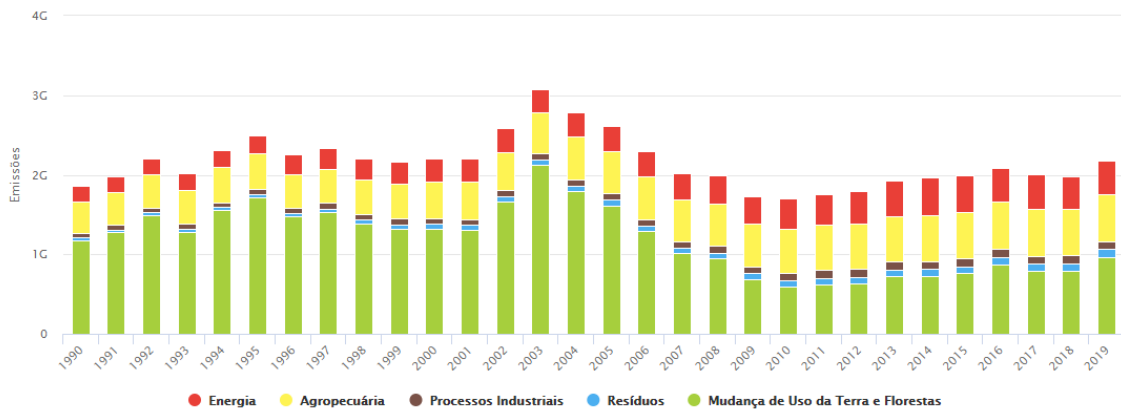


Figura 2 - Emissões de gases de efeito estufa do Brasil, de 1990 a 2019, por setor. Emissões em tCO₂eq (GWP-AR5).

Fonte: SEEG, 2021

É interessante notar que, contrário ao perfil de emissões globais de GEE, que são constituídas principalmente pelo CO₂, as emissões do setor agropecuário é principalmente composta de outros GEE, como o metano (CH₄) e o óxido nitroso (N₂O). Por exemplo, o setor contribuiu em 2019 com cerca de 72% das emissões nacionais de metano e 85% das emissões nacionais de óxido nitroso.

Dentre as diversas fontes de emissões de GEE, a emissão de metano pela fermentação entérica do rebanho bovino nacional se constituiu como a mais relevante. Por exemplo, a Figura 3 apresenta uma alta correlação entre o crescimento do rebanho nacional e as emissões de GEE do setor agropecuário.

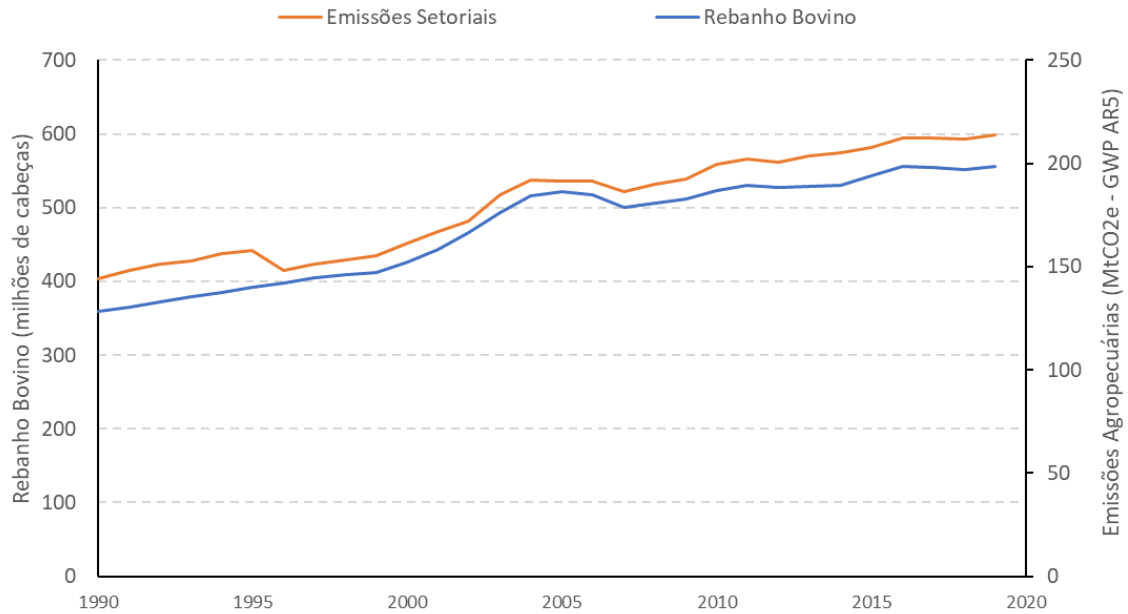


Figura 3 – Evolução do rebanho bovino (milhões de cabeças) e das emissões agropecuárias (tCO2e-GWP AR5).

Fonte: Adaptado de SEEG, 2021

Com relação às emissões de Mudança de Uso da Terra, a principal fonte de emissões é o desmatamento de florestas. No histórico recente, o Brasil já passou por diversos níveis de governança ambiental, de forma que o controle, ou descontrole, do desmatamento, influenciaram fortemente as emissões de GEE (ROCHEDO *et al.*, 2018). A Figura 4 promove uma representação entre essas duas variáveis, para o período de 1990 a 2019.

Segundo LAM *et al.*, (2020), os setores agrícola e florestal são responsáveis por mais de 80% do desmatamento global. Diversos trabalhos discutem a influência do agronegócio brasileiro sobre as atividades de desmatamento ilegal (SOARES-FILHO, 2016; FEARNSSIDE, 2016), incluindo análises sobre os impactos destas atividades no resto da economia brasileira (ROCHEDO *et al.*, 2018). RAJAO *et al.* (2020) estabelecem e quantificam, pela primeira vez, qual a fração da produção agrícola, de soja e de carne, estão diretamente associadas ao desmatamento. Os resultados indicam que embora a maioria da produção agropecuária brasileira não tenha associação com o desmatamento, cerca de 2% dos proprietários na Amazônia e Cerrado são responsáveis por cerca de 62% do desmatamento ilegal. Ademais, com relação à exportação para Europa, cerca de 20% da soja e 17% da carne estariam “contaminadas” pelas atividades de desmatamento ilegal.

Segundo o relatório “*Zeroing-in on Deforestation*” realizado pela CDP (LAM, 2020), no período entre 2015-2017, cerca de 4 milhões de hectares de árvores foram perdidos nas regiões em que as empresas do relatório atuam. No mesmo período, as 10 empresas de soja e gado abrangidas no estudo produziram 60 Mt de soja e 1,4 Mt de carne bovina (LAM, 2020).

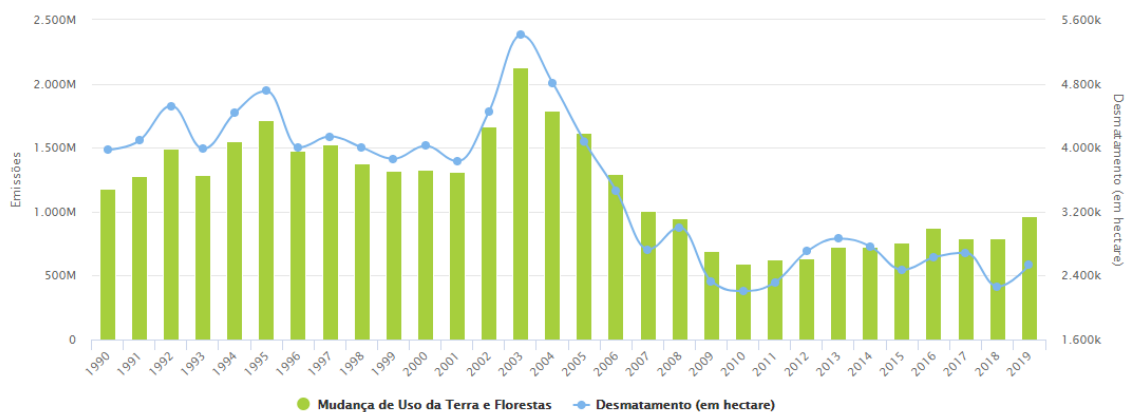


Figura 4 - Evolução do desmatamento (hectares) e das emissões de mudança de uso do solo (tCO2e - GWP AR5)

Fonte: Adaptado de SEEG (2021)

Desta forma, é possível atribuir, pelo menos parcialmente, as emissões de mudança de uso da terra à produção agropecuária nacional. Vale destacar, no entanto, que isso não é obrigatoriamente algo que precise ocorrer. Ou seja, o país certamente conseguiria atender níveis elevados de produção e manter uma importante participação no mercado internacional de *commodities* agrícolas, mesmo sem atividades de desmatamento (ANGELKORTE, 2019; ROCHEDO *et al.*, 2018; KOBERLE *et al.*, 2021).

Entretanto, a expansão da fronteira agrícola também pode impactar o meio ambiente sob outros aspectos. Mudanças na cobertura da terra causam o desaparecimento da paisagem agrícola tradicional e são responsáveis por modificações na vegetação que têm impacto no clima regional, sequestro de carbono, erosão do solo e perdas de biodiversidade (KANIANSKA, 2016, WU, ZHAO, *et al.*, 2018).

A aplicação de fertilizantes fosfatados minerais e de pesticidas contribuem para a contaminação do solo ao introduzir poluentes ou substâncias tóxicas. A qualidade e a

quantidade da água disponível para uso humano também podem ser afetadas. O setor agropecuário é o maior usuário de água doce do mundo e pode acarretar estresse hídrico. Adicionalmente, o uso de pesticidas ocasiona o escoamento superficial dessas substâncias e infiltração para os lençóis freáticos, contaminando águas superficiais e subterrâneas com nitrato. O uso excessivo de máquinas, cultivo intensivo, rotações curtas de safra, pastoreio intensivo e manejo inadequado do solo levam à compactação do mesmo, influenciando a retenção de água e sua erosão (KANIANSKA, 2016, WU, ZHAO, *et al.*, 2018).

Parte desses impactos estão associados aos resíduos gerados pelo setor. Os resíduos pecuários possuem alta carga orgânica, metais, microrganismos, antibióticos e alta concentração de nutrientes. A disposição contínua desse tipo de resíduo no solo sem tratamento adequado torna-o saturado, o que dificulta o crescimento da vegetação e reduz a área agrícola. Além disso, os resíduos propiciam a proliferação de vetores, causando riscos à saúde pública e eutrofização dos ecossistemas aquáticos. Ainda, o armazenamento e a aplicação dos dejetos geram GEE, além de sulfeto de hidrogênio e amônia que são responsáveis por odores e, dependendo da quantidade, podem ser tóxicos aos seres vivos (IPEA, 2013).

Portanto, no contexto da bioenergia, o aproveitamento energético dos resíduos pecuários favorece a geração de energia, de forma distribuída ou centralizada, e pode minimizar os impactos relacionados ao tratamento dos resíduos (NESHAT, *et al.*, 2017). O aproveitamento dos resíduos agrícolas também pode aumentar a oferta de energia sem aumentar a área agrícola, de forma que as ameaças aos ecossistemas e à produção de alimentos é reduzida, isso desde que os limites de remoção sustentável sejam respeitados, uma vez que os resíduos cumprem funções ecológicas importantes para o solo, afetando direta e indiretamente diversos serviços ecossistêmicos (JOHNSON *et al.*, 2010; MUTH JR., 2013; CHERUBIN *et al.*, 2018).

Diante desse contexto, nota-se a relevância do setor agropecuário para o país e destaca-se a quantidade de resíduos que é produzida na colheita dos produtos agrícolas e na criação pecuária que representa uma oportunidade para a bioenergia, uma vez que o uso da biomassa não só favorece a redução do uso de combustíveis fósseis, mas também contribui para desenvolver novos mercados verdes e empregos, de forma a promover a conversão de resíduos em produtos de valor agregado, como bioenergia e bioprodutos (DUQUE-ACEVEDO *et al.*, 2020).

2.2. Resíduos agropecuários

Resíduo agropecuário é um termo com amplo significado que se refere a resíduos agrícolas, ou seja, restos de materiais gerados nas atividades agrícolas, como caules secos e folhas de cereais e sementes oleaginosas após a colheita do produto de interesse e a parte superior do caule e as folhas dos tubérculos, que são biomassas herbáceas. Resíduos agropecuários também inclui os resíduos de animais, que se refere aos dejetos e os resíduos de madeira como galhos e cascas, que são biomassas lenhosas (FORSTER-CARNEIRO, BERNI, *et al.*, 2013; IRENA, 2019; KARAN, HAMELIN, 2021).

2.2.1. Potencial dos resíduos agropecuários

O potencial de resíduos agrícolas e florestais disponíveis para a bioenergia pode ser determinado a partir de diversas abordagens (PORTUGAL-PEREIRA, *et al.* 2014). Uma delas é o potencial teórico que define a quantidade total de resíduos que é produzida a partir da colheita e representa um limite superior da disponibilidade, uma vez que não considera nenhuma restrição (DAIOGLOU *et al.*, 2016).

Em geral, este potencial é calculado a partir do fator Razão Resíduo-Produto (RRP) que relaciona o rendimento de resíduos com a produtividade da colheita. A estimativa da quantidade de resíduos gerada em grandes proporções geográficas pode deixar de ver variações significativas de acordo com fatores como tipo de solo, condições meteorológicas e práticas de colheita (McCartney *et al.*, 2006). Mas de maneira geral, tem-se que o rendimento de resíduos é diretamente proporcional ao rendimento de colheita (SCARLAT *et al.* 2010).

Em muitos estudos, o RRP é um fator constante, que não variam conforme a produtividade do cultivo. Porém, outros estudos sugerem que o rendimento dos resíduos é melhor representado a partir de funções da produtividade da cultura em vez de um valor fixo, uma vez que a produção de resíduos tende a diminuir com o aumento da produção, devido a ganhos na produtividade das safras sem alterar a biomassa geral da planta (BENTSEN *et al.*, 2014; SCARLAT *et al.*, 2010; DAIOGLOU, 2016; KARAN E HAMELIN, 2020).

O estudo realizado por Karan e Hamelin (2020) mostra que as funções reportadas na literatura apresentam diferentes estimativas entre si e que algumas são muito sensíveis à flutuação na produtividade de colheita. Os autores também indicam que, ainda que

envolvam incertezas, a abordagem do RRP é relevante para fornecer uma base quantitativa do total de resíduos gerados para tomada de decisões.

Outra abordagem de potencial é o potencial geográfico, que considera o uso da terra e outras restrições de disponibilidade de área. O potencial técnico que considera, por exemplo, limites técnicos na coleta ou conversão da biomassa, bem como usos concorrentes e regulamentos legais (PORTUGAL-PEREIRA *et al.*, 2014; BROSOWSKI *et al.*, 2016).

cultura. Adoção de
as melhores práticas de manejo podem mitigar os impactos adversos da colheita de resíduos de safra

Já o potencial ecológico considera restrições de quantidade que pode ser removida do solo sem impactá-lo negativamente, dada pelo fator de remoção sustentável (FRS) (ROOZEN, 2015). A remoção indiscriminada dos resíduos no solo pode provocar danos ao mesmo, além de afetar o crescimento da planta e outros serviços ecossistêmicos desempenhados pelos resíduos. Sua remoção pode reduzir a entrada de matéria orgânica no solo, decorrendo na redução do estoque de carbono do solo com o tempo e a disponibilidade de nutrientes. Os resíduos agrícolas também atuam como barreiras físicas que protegem o solo a contra erosão, melhoram a infiltração de água, reduz as taxas de evaporação da umidade do solo e preservação da biodiversidade. Dessa forma, são necessárias boas práticas de manejo que mitiguem os impactos negativos da remoção dos resíduos do solo, sendo necessário que uma quantidade permaneça no solo para cumprir essas funções ecológicas. A quantidade necessária varia de acordo com fatores tais tipos de solo, condições climáticas, rotação de culturas e preparo do solo (DAIAGLOU, 2016; FORSTER-CARNEIRO, *et al.* 2018; CHERUBIN *et al.*, 2018). Além disso, há o potencial econômico que considera os custos de produção da tecnologia de conversão energética, projeções de custo do combustível e restrições econômicas (PORTUGAL-PEREIRA *et al.*, 2014).

Em relação aos resíduos pecuários, a disponibilidade total é calculada em função da quantidade de dejetos produzida por animal por dia. Esta quantidade varia de acordo com o animal, a categoria, sistema de produção e alimentação. Enquanto a disponibilidade depende do sistema de criação e de manejo dos dejetos. Por exemplo, o gado semiconfinado ou livre a pasto, devido à extensa área e aos dejetos estarem dispersos, tem seu aproveitamento dificultado, enquanto animais confinados tem seus

dejetos concentrados de forma que necessitam de manejo e seu aproveitamento é disponível (IPCC, 2006; MITO *et al.*, 2018).

Dada a disponibilidade dos resíduos, o aproveitamento energético, tanto por aspectos logísticos, quanto pelas rotas de conversão, também é dependente das características físico-química dos resíduos, como será discutido a seguir.

2.2.2. Características dos resíduos agropecuários

Os resíduos podem ser classificados de acordo com diferentes parâmetros, dentre os quais um deles é a composição elementar. Na biomassa, os principais constituintes são carbono, oxigênio e hidrogênio, onde o carbono e o hidrogênio liberam energia ao serem oxidados no processo de combustão. Existem ainda outros constituintes em porcentagens menores como nitrogênio, enxofre e cloro que são os principais responsáveis pela poluição do ar quando a biomassa sofre combustão (Hoffmann, 2010; IRENA, 2019; BASU, 2018).

A composição química da biomassa classifica a biomassa de acordo com os seus componentes químicos, como açúcar, amido, óleo, proteína, celulose, hemicelulose e lignina. Estes três últimos são os que estão presentes em maiores quantidades em resíduos agrícolas e florestais, sendo esta a razão por serem conhecidos como biomassa lignocelulósica. Dentre as quais, a biomassa lenhosa contém maior teor de lignina do que a herbácea ou as folhas da árvore (SPLIETHOFF, 2010; AMIN *et al.*, 2017; IRENA, 2019).

Além disso, há a composição imediata que fornece o teor de carbono fixo, material volátil, umidade e cinzas. Uma característica típica da biomassa lignocelulósica é o alto teor de material volátil, devido à quebra de moléculas grandes como a hemicelulose em moléculas de peso molecular inferior que podem se desprender da biomassa na forma de gases quando aquecida. A umidade corresponde ao teor de água no material, enquanto as cinzas referem-se à minerais como cálcio, potássio, cloro, nitrogênio, enxofre e silício e o teor de cinzas é determinado pela composição do resíduo ou devido à contaminação

com sujeira que geralmente ocorre durante a colheita, transporte e armazenamento do material (IRENA, 2019; CASTRO, 2020).

Outra característica importante da biomassa é o conteúdo energético ou poder calorífico que indica a energia disponível no combustível por unidade de massa. A diferença na energia disponível depende da composição química da biomassa e do teor de umidade e cinzas. Isso porque a água e as cinzas reduzem o poder calorífico do material por adicionarem massa sem poder calorífico, de forma que são constituintes indesejados com impactos negativos no valor da biomassa. Além disso, a densidade, medida de massa por volume, é outro parâmetro relevante, principalmente para a logística dos resíduos, sendo afetada pela composição química da biomassa, a umidade e sua estrutura inerente (SILVA, 2017; IRENA, 2019).

2.2.3. Cadeia dos resíduos agrícolas

Como os resíduos em geral são produzidos de maneira distribuída e tendem a permanecer de forma dispersa no campo após a colheita, a logística é uma variável fundamental no aproveitamento dos resíduos. Além disso, a baixa densidade e o elevado teor de umidade são fatores que interferem negativamente na cadeia de abastecimento dos resíduos (OLIVEIRA, 2011; SILVA, 2017).

A primeira etapa logística consiste na coleta. Esta pode ser feita algumas semanas depois da colheita agrícola para que haja uma secagem natural ao serem deixados no campo (SOTO, 2012; IRENA, 2019). Uma das formas mais difundidas e desenvolvidas para coleta de resíduos de palha é o enfardamento, apesar de não ser a única utilizada. Nesse processo já ocorre no início da cadeia uma densificação que reduz a capacidade de transporte e armazenamento necessário, facilitando a logística (OLIVEIRA, 2011).

Uma cadeia logística para bioenergia tem inúmeras possibilidades, sendo a última etapa a conversão, independente de ocorrer beneficiamento ou não. Porém, devido à baixa densidade mássica e energética e a umidade dos resíduos, é difícil utilizar a biomassa em seu estado natural, pelo grande volume a ser transportado com baixo conteúdo energético. Então, pré-tratamentos podem ser realizados com o objetivo de transformar a matéria prima em um recurso mais adequado para as etapas à jusante da cadeia, porém isso aumenta os custos, de forma que o tipo e a quantidade de tratamento dependem das condições específicas da cadeia de abastecimento, como distâncias de transporte, a

necessidade de armazenamento e perdas ao longo da cadeia e usos finais (IRENA, 2019; CASTRO, 2020).

Dentre os pré-tratamentos, pode haver necessidade de secagem para reduzir os custos de transporte e aumentar a eficiência de combustão, isso pode ser feito utilizando fornalhas ao ar livre ou qualquer outra técnica que reduza a umidade. Estas vão desde as mais simples e econômicas como secagem ao sol até sistemas mais sofisticados como forno rotatório (EMBRAPA, 2012; IRENA, 2019). Há também o processo de dimensionamento para reduzir o tamanho de partícula dos resíduos e facilitar o seu manuseio e etapas subsequentes de compactação. Isso pode ser feito por moagem, trituração e lascagem (IRENA, 2019). O armazenamento é mais uma etapa da cadeia logística que pode ser necessária. O ideal é que as fontes geradoras dos insumos estejam próximas à planta usuária para evitar custos de transporte, caso isso não aconteça, o armazenamento é apropriado para evitar a decomposição da biomassa. No caso dos resíduos, o armazenamento serve principalmente para regularizar diferentes sazonalidades, seja de safra e necessidade do setor elétrico, seja de custo de transporte no período de safra (EMBRAPA, 2006; OLIVEIRA, 2011).

Processos de peletização e briquetagem também são métodos típicos para densificar a matéria-prima de biomassa lenhosa que comprimem partículas finas de biomassa em materiais maiores a fim de produzir um combustível de biomassa homogêneo com alta densidade energética. Eles estão disponíveis comercialmente e são tecnologias relativamente simples. Os pellets são cilindros com dimensões típicas de diâmetro entre 6–10 mm e os briquetes têm dimensões típicas de diâmetro entre 30–100 mm (IRENA, 2019; LOO e KOPPEJAN, 2008). Os briquetes podem substituir a lenha para fogões domésticos carregados manualmente, enquanto os pellets podem ser usados para fogões e caldeiras carregados automaticamente devido à sua boa fluidez, umidade uniforme, tamanho de grão e composição química, oferecendo uma facilidade de operação semelhante aos sistemas de óleo. A produção de pellets ou briquetes necessita da etapa de secagem, peneiramento, moagem, prensagem, resfriamento e embalagem (LOO e KOPPEJAN, 2008). Maior detalhamento sobre as tecnologias dos pré-tratamentos citados são apresentados por Castro (2020).

Uma vez que o beneficiamento ou processamento do resíduo ocorre, pode ser feito o transporte do recurso, considerando também operações de carregamento e descarregamento de caminhões antes e após o transporte. Como a biomassa tem uma

densidade energética inferior aos combustíveis fósseis, a biomassa crua apresenta custos de transporte mais elevados. De forma que as distâncias devem ser as menores possíveis, geralmente levando à necessidade de aproveitamento descentralizado da biomassa, enquanto os pré-tratamentos de densificação ajudam a reduzir os custos de transporte (LOO e KOPPEJAN, 2008).

Descritas as possíveis etapas da cadeia logística dos resíduos, a seção seguinte se propõe a apresentar os possíveis usos e oportunidades de conversão energética desses recursos.

2.3. Rotas de conversão energética

O aproveitamento energético da biomassa pode ser feito por meio de combustão direta, cogeração (produção combinada de energia térmica e mecânica), processos termoquímicos específicos (gaseificação, hidrólise, pirólise, craqueamento, liquefação e transesterificação) e/ou processos biológicos (digestão anaeróbia e fermentação) (SOFER E ZABORSKY, 1981; RUPERT *et al.*, 2013; EMBRAPA, 2016).

A Figura 5 apresenta diversas rotas de conversão energética em função da fonte de biomassa, onde se tem que as biomassas lenhosas podem ser aproveitadas por meio da liquefação, combustão direta, processos mecânicos, pirólise e gaseificação. Já os resíduos agrícolas podem ser utilizados a partir da liquefação, da combustão direta, da pirólise, da biodigestão e da fermentação, que necessita de uma etapa anterior de hidrólise para tornar a biomassa disponível às enzimas da fermentação.

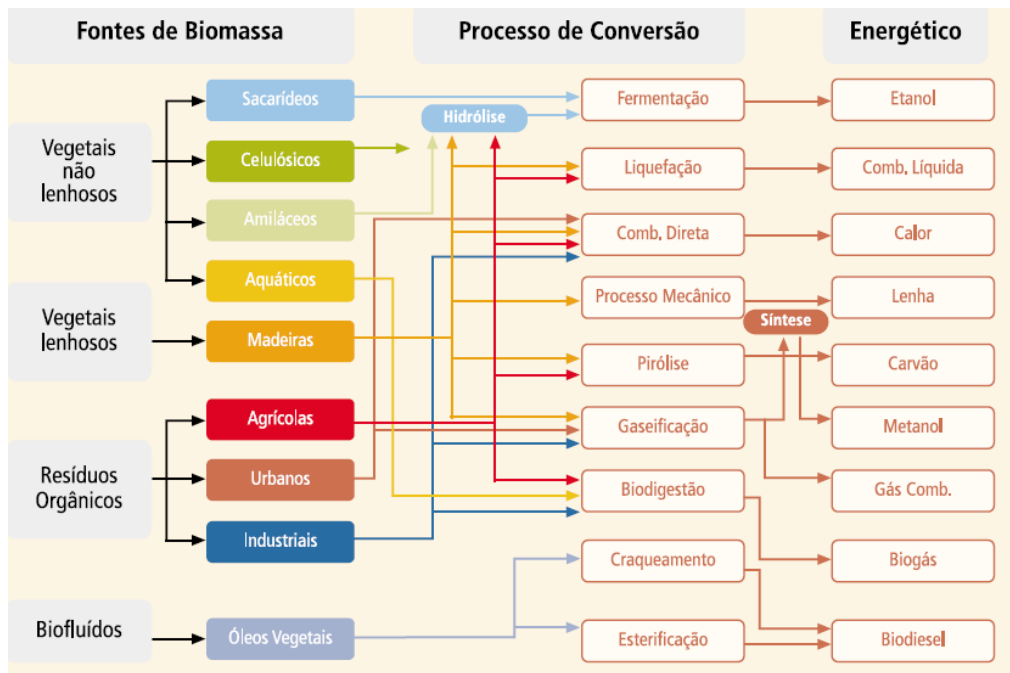


Figura 5. Fontes de biomassa e seus processos de conversão

Fonte: MAIA (2013)

2.3.1. Rotas termoquímicas

As conversões termoquímicas são conduzidas para obtenção de gases, líquidos ou sólidos como forma de energia (PANDE; BHASKARWAR, 2012).

A gaseificação é considerada como uma das rotas mais eficazes de conversão da biomassa lignocelulósica, que emprega temperaturas elevadas para converter a biomassa no gás combustível conhecido como gás de síntese (*syngas*), cuja composição varia de acordo com o tipo da biomassa, mas em geral apresenta monóxido de carbono, hidrogênio, vapor d'água, dióxido de carbono, sulfeto de hidrogênio, alcatrão e cinzas sendo preciso uma etapa de purificação. A partir dele, pode ocorrer a síntese de combustíveis líquidos avançados, gases combustíveis, gás hidrogênio e energia elétrica. (PANDE; BHASKARWAR, 2012; SIKARWARA, ZHAOA, et al., 2017)

A pirólise e a liquefação tratam-se de uma decomposição sem adição de agentes oxidantes que resulta em produtos líquidos (bio-óleos) ou gases, se empregada uma etapa de gaseificação. A torrefação consiste em uma técnica de pirólise branda conduzida a temperaturas na faixa de 200-300°C sob uma atmosfera não oxidante que resulta em uma biomassa torrada de alto poder calorífico (PANDE; BHASKARWAR, 2012; ROCHA, 2013; SILVA et al., 2013).

Já a combustão é uma opção importante para a conversão de energia de biomassa principal rota de tecnologia para a biomassa. Ela consiste na queima da biomassa por meio das reações entre os elementos constituintes do combustível e o oxigênio, liberando energia que pode ser usada para fins de calor ou energia (PANDE; BRASKARKWAR, 2012; BASU, 2018).

A combustão direta ocorre essencialmente em fogões para cocção de alimentos, fornos, como na metalurgia e caldeira para geração de vapor visando à produção elétrica. Alguns aspectos podem influenciar sua eficiência. O teor de umidade quando muito alto impede que os materiais reagem espontaneamente e requer mais energia durante a combustão. A umidade pode ainda induzir a corrosão em equipamentos de combustão. O alto teor de cinzas também pode reduzir a eficiência. Além disso, pode causar danos ao equipamento dependendo da temperatura de fusão e liberam frações das cinzas que podem ser emitidas, precisando ser removidas antes da emissão dos gases formados para a atmosfera (EMBRAPA, 2016; IRENA, 2019; LOO e KOPPEJAN, 2008).

2.3.1. **Rotas bioquímicas**

A bioconversão pode ser promovida mediante digestão anaeróbia ou fermentação (PANDE; BHASKARWAR, 2012). Neste estudo o foco será a digestão anaeróbica.

A digestão anaeróbica produz biogás através de um processo que ocorre na ausência de oxigênio por um consórcio microbiano de diferentes tipos de bactérias e envolve quatro estágios: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (Figura 6) onde há degradação de compostos orgânicos complexos. O biogás é composto por metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) além de pequenas quantidades de hidrogênio (H_2) nitrogênio (N_2), sulfato de hidrogênio (H_2S), oxigênio (O_2) e água (H_2O) (PARSAEE, 2019; BHATT; TAO, 2020).

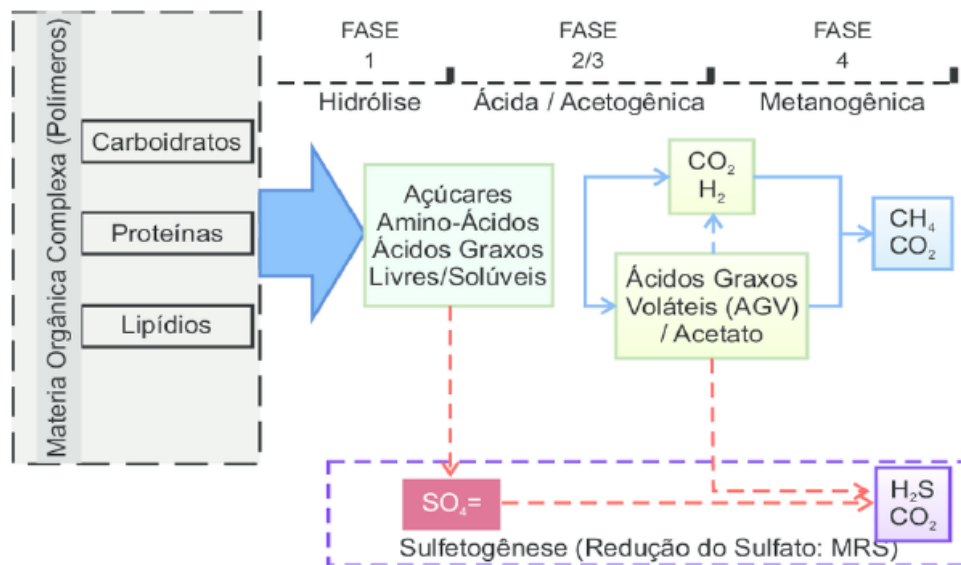


Figura 6. Etapas da digestão anaeróbica

Strapasson et al. (2014)

A figura 7 ilustra um fluxograma da produção e uso do biogás. Existem uma ampla gama de digestores que dependem das características do substrato a ser digerido. Durante a digestão, há a produção de biogás e de digestato, que após o tratamento pode ser utilizado como fertilizante (BNDES, 2017; LUKEHURST *et al.*, 2010).

O biogás pode ser aplicado para diversos usos, sendo um combustível flexível. A combustão direta e o uso em motores são os mais comuns, Na combustão direta ele é queimado fornos, caldeira, ou em câmaras de turbina a gás, gerando calor para diversos processos ou eletricidade. Enquanto em motores de combustão interna ele é convertido em energia mecânica ou elétrica. Além disso, ele também pode ser injetado na rede de gás natural ou ser usado como combustível veicular (SOUZA, 2016; FEAM, 2015).

Devido a essa variedade de usos, o biogás pode ser considerado como uma fonte estratégica de energia, podendo contribuir para a ampliação de geração de energia elétrica limpa e renovável de forma distribuída e para a diminuição da dependência dos combustíveis fósseis ao substituir o gás natural. Além disso, trata-se de uma energia estocável que pode ser utilizada conforme a demanda.

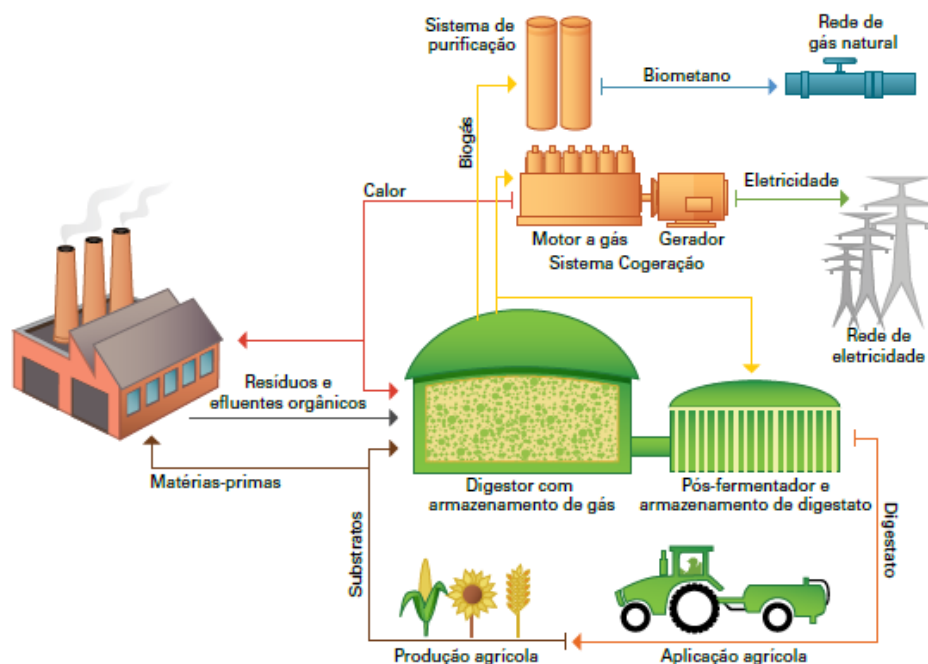


Figura 7. Exemplo de fluxograma do processo de produção e utilização de biogás
 Fonte: FEAM (2015)

Dependendo de seu uso, é necessário um condicionamento para retirar elementos que possam prejudicar os equipamentos. Quando o seu uso é para gerar calor, pode-se realizar apenas a remoção de umidade, enquanto para seu uso como gás natural é necessária a remoção da umidade, H_2S e CO_2 . (Figura 8). A remoção da água pode ser feita por condensação, absorção ou adsorção. A secagem por condensação é a mais utilizada devido à praticidade e baixo custo. Já a remoção de gás sulfídrico (H_2S) pode ser feita por biodessulfurização, ou carvão ativado, sendo este último o mais utilizado (SOUZA, 2016; FEAM 2015).

A remoção é feita para que ele atinja especificações que o permitam ser utilizados com gás natural e será explicada na seção 2.3.2.

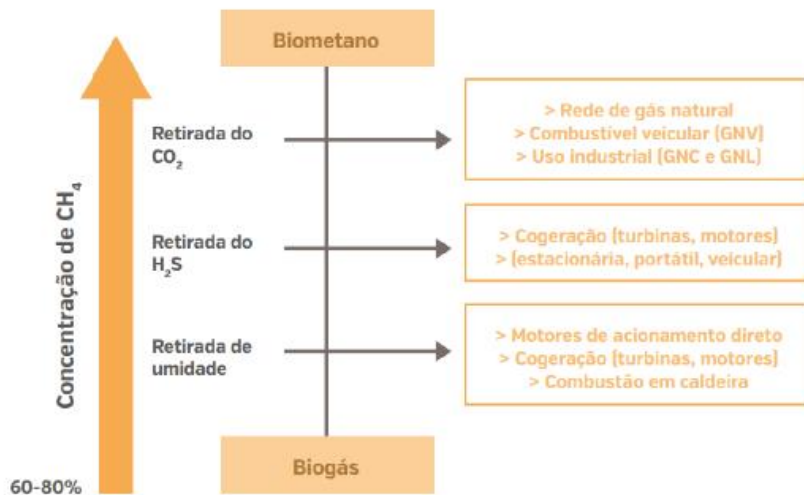


Figura 8. Tratamento do biogás conforme o uso final.
 Fonte: Adaptado de CIBIOGAS (2020b)

2.3.1. Panorama do biogás no Brasil e no mundo

O levantamento realizado pela BiogasMap apresenta um panorama sobre o perfil da produção do biogás no Brasil atualmente. A Tabela 1 mostra o número de plantas de biogás de acordo com o substrato e a sua produção. Tem-se que a agropecuária apresenta a maior quantidade de plantas (80%), porém pouca participação no volume total de biogás gerado (12%). A maior parte da produção do biogás brasileiro vem de poucas plantas das outras categorias de substrato, com destaque para as plantas de biogás a partir de resíduos sólidos urbanos e estações de tratamento de esgoto que são responsáveis por 76% da produção nacional. Isso ocorre devido à pulverização de pequenas plantas que utilizam principalmente resíduos da pecuária.

Tabela 1. Classificação, por substrato, das plantas de biogás com fins energéticos em operação no Brasil em 2019

Origem do substrato	Quantidade de plantas		Volume de biogás (Nm ³ /ano)	
Agropecuária	416	80%	165.112.571	12%
Indústria	62	12%	153.858.569	12%
RSU e ETE ¹	43	8%	1.026.527.529	76%
Total	521		1.345.498.670	

¹RSU: Resíduo Sólido Urbano e ETE: Estação de Tratamento de Esgoto.

Fonte: CIBiogás (2020a)

Em relação aos usos energéticos do biogás, a Tabela 2 mostra que o aproveitamento do biogás para a produção de biometano ainda é pequena, pois utiliza cerca de 3% da produção do biogás. A principal finalidade a geração de energia elétrica, que utiliza 86% do volume de biogás produzido.

Tabela 2. Classificação por aplicação energética do biogás das plantas em operação no Brasil em 2019.

Principal aplicação energética do biogás	Quantidade de plantas		Volume de biogás (Nm ³ /ano)	
Energia elétrica	439	84%	1.168.138.811	86%
Energia térmica	70	14%	132.094.572	10%
GNR/Biometano	6	1%	37.739.175	3%
Energia mecânica	6	1%	7.526.112	1%
Total	521		1.345.498.670	

Fonte: CIBiogás (2020a)

A Figura 9 mostra o crescimento das plantas e da produção do biogás nos últimos anos, onde o número de plantas cresceu de forma exponencial nos últimos anos.

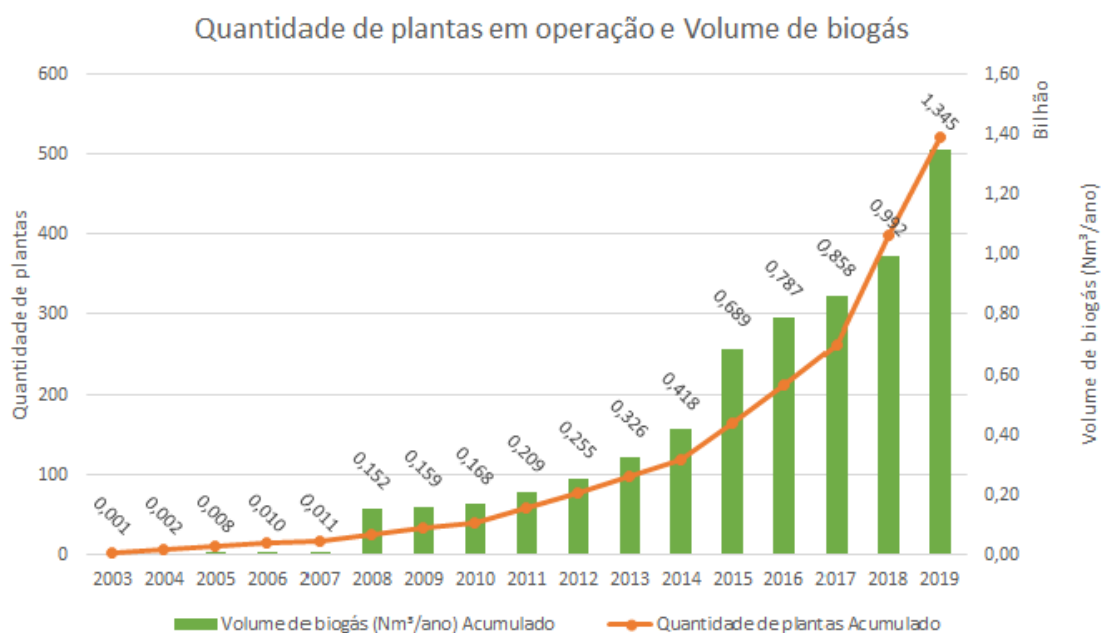


Figura 9. Quantidade de plantas e volume de biogás produzido nas plantas em operação no Brasil entre 2003 e 2019.

Fonte: CIBiogás (2020a)

2.3.2. *Upgrading* do biogás

Para que o metano presente no biogás possa atender às especificações técnicas da ANP (2017) para substituir o gás natural é necessário um processo de remoção do CO₂. Além disso, o biogás contém outros elementos não combustíveis que reduzem a sua eficiência energética e são prejudiciais aos equipamentos. Por isso, dependendo da tecnologia aplicada para a remoção de CO₂, podem ser necessários alguns tipos de tratamento, como a secagem e a remoção de gás sulfídrico, explicados anteriormente (CIBIOGAS, 2020b; ARDOLINO *et al.*, 2021).

Para a remoção de CO₂ existem vários métodos que, em geral, são baseados em três mecanismos: absorção, adsorção e membrana (SAHOTA *et al.*, 2018). A absorção é um processo químico que se baseia na solubilidade dos contaminantes com o absorvente. No caso do uso da água para a lavagem do biogás (*Water Scrubbing*), o CO₂ tem solubilidade cerca de 26 vezes maior que o metano em água e o processo é favorecido a alta pressão. Após a descompressão o CO₂ é separado e a água regenerada. O biogás entra na parte de baixo do reator e flui em contracorrente ao fluxo do líquido até ser coletado na parte superior como mostra a Figura 10 (IEA, 2009; SAHOTA *et al.*, 2018; CIBIOGAS, 2020b; SILVA E MEZZARI, 2019).

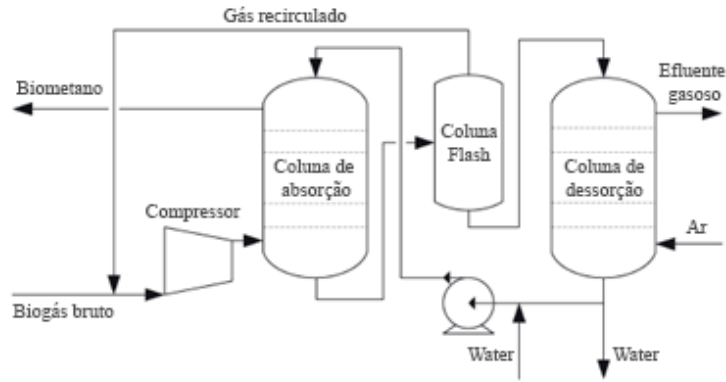


Figura 10 - Diagrama de fluxo do processo de *water scrubbing*

Fonte: Adaptado de Bauer *et al.* (2013)

A absorção por *water scrubbing* não precisa de muita infraestrutura e também funciona bem com taxas de fluxo mais baixas, o que a torna simples e de baixo custo, sendo a tecnologia mais comumente usada para *Upgrading* a metano. Sua eficiência é superior a 98% e a fuga de metano é na faixa de 1 a 2% (ARDOLINO *et al.*, 2021; ANGELIDAKI *et al.*, 2018; SILVA E MEZZARI, 2019).

A absorção também pode ser realizada por solventes orgânicos e amina, num processo similar ao descrito acima, onde os solventes de amina são mais seletivos que a água, de forma que são mais capazes de absorver o CO₂ e permite absorver maiores quantidades por unidade de volume, tendo unidades de *Upgrading* menores, além de precisarem de pressões inferiores. Suas taxas de recuperação de CO₂ são próximas a 99,9%, mas o processo envolve desvantagens como o custo e a geração de um efluente que precisa ser regenerado ou tratado antes de sua disposição final (SILVA E MEZZARI, 2019; ARDOLINO *et al.*, 2021).

A adsorção é feita pelo processo de PSA (*Pressure Swing Adsorption*) que se baseia no uso de um adsorvente sólido poroso, como sílica, zeólito e carvão ativado que utiliza as vantagens da diferença das dimensões moleculares entre o CO₂ (0,34 nm) e o metano (0,28 nm). Nesse processo o biogás é pressurizado a uma determinada pressão e o CO₂ é adsorvido, quando a pressão é reduzida o CO₂ é liberado. A tecnologia de PSA apresenta menor eficiência de recuperação e apresenta fuga de metano variando entre 1,8 e 2% (ARDOLINO *et al.*, 2021, CIBIOGAS, 2020b).

Já a separação por membrana utiliza um feixe de membranas feito de materiais poliméricos incorporadas em um tubo de aço inoxidável. Esses polímeros têm uma forte seletividade na separação entre o CO₂ e o metano, ocorrendo a separação entre uma faixa de pressão de 10 a 20 bar. Neste caso, o biogás deve passar anteriormente por etapas de secagem e remoção de H₂S que atrapalham a separação do metano. Depois o gás passa por um filtro de carvão ativado que permite a remoção dos vestígios de H₂S e compostos orgânicos voláteis. A recirculação interna do gás em uma unidade de membrana de poliamida de 3 estágios permite alcançar eficiências de remoção de CO₂ de cerca de 98% com fuga de metano muito baixas, cerca de 0,69% (Figura 11) (ARDOLINO et al., 2021; SAHOTA et al, 2018).

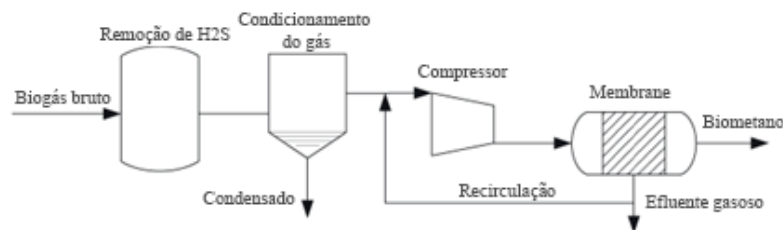


Figura 11. Diagrama de fluxo do processo de upgrading de biogás por membrana

Fonte: Adaptado de Bauer *et al.* (2013)

Como vantagens esses sistemas são compactos e mais leves e requerem menos manutenção e menos mão de obra, bem como o desempenho da separação não depende da concentração de sólidos orgânicos. Por outro lado, a membrana se degrada com o tempo e tem um alto custo. (CIBIOGAS, 2020b; ARDOLINO et al., 2021).

2.3.2.

Captura e Uso de carbono

Uma vez que o CO₂ é separado do metano na etapa de *upgrading* ele pode ser emitido para a atmosfera ou ser capturado para alguma destinação final, sendo o armazenamento geológico do CO₂ a opção mais relevante no contexto das mudanças climáticas globais (ROCHEDO, 2016; DAI OGLOU et al., 2020). Aqui serão discutidos dois possíveis destinos para o carbono capturado: a estocagem desse gás em reservatórios geológicos ou o seu uso como insumo para o processo de metanação.

No contexto das mudanças climáticas, a maioria dos cenários que restringem o aquecimento global a 2°C apresentam tecnologias de emissões negativas, enquanto

cenários de 1,5°C as apontam como indispensáveis. De acordo com o Relatório de Aquecimento global de 1,5°C do IPCC, a bioenergia com captura e estocagem de carbono (*bioenergy with carbono capture and storage - BECCS*) e AFOLU são as principais tecnologias de emissões negativas nesses cenários para atender a baixa concentração de CO₂ na atmosfera (FRIDAHEL, 2018; HORSCHIG et al., 2019).

Nesse contexto, a produção de biometano é uma importante possibilidade para BECCS uma vez que tem o CO₂ como subproduto, cuja remoção é inerente do processo, e este pode ser capturado e armazenado. Dependendo da tecnologia usada para o *upgrading*, tratamentos adicionais são necessários para purificar o CO₂ e prepará-lo antes de ser comprimido, transportado e armazenado em reservatórios geológicos no subsolo como campos de petróleo ou aquíferos salinos (KOORNNEEF *et al.*, 2013).

É importante destacar que para que esse processo seja viável, deve haver uma combinação de elementos que favoreçam a captura e estocagem do carbono removido a partir do biogás, como infraestrutura para CCS, disponibilidade local de biomassa e preço competitivo com o gás natural (IEAGHG, 2013).

Além da estocagem geológica do carbono, o CO₂ purificado também pode ser capturado para ter outros usos. Estes usos incluem a produção de metanol e ureia (FARIAS, 2014; MERSCHMANN, 2014), como pode ser utilizado para produzir combustíveis avançados. Dentre esses, estão incluídos combustíveis líquidos, por exemplo pela síntese de Fischer-Tropsch (FONTE, 2021) ou pelo processo de metanação. Ambos os processos necessitam de uma fonte de hidrogênio. Neste trabalho focaremos apenas na metanação.

A base desse processo é a reação de H₂ com o CO₂ para gerar metano (CH₄), em um processo oposto à reação de reforma, usualmente utilizada para produção de hidrogênio em refinarias e plantas de amônia. Esse processo pode se dar em plantas Power-to-Gas que consiste em um subsistema de metanação conectado à fonte de CO₂ e ao suprimento de H₂. Desta forma, é recomendado que a produção de hidrogênio e a planta de metanação sejam instaladas próximo aos emissores de CO₂ para minimizar custos e problemas associados ao transporte do hidrogênio e do CO₂. A tecnologia Power-to-Gas pode ser renovável produzindo o H₂ por processo de conversão eletroquímica pelo uso de eletricidade de fontes renováveis, (VANDEWALLE et al., 2015; GORRE et al., 2019).

Apresentadas as possíveis rotas que os resíduos agropecuários podem ter na cadeia de bioenergia, a seção seguinte se propõe a apresentar como os resíduos agropecuários são abordados no contexto dos modelos de análise integrada.

2.4. Resíduos agropecuários em modelos integrados

Modelos de análise integrada são abordagens numéricas, estilizadas e simplificadas para representar as complexas interações entre os sistemas humanos e naturais (VAN VUUREN, 2011; CLARK et al, 2014). Os IAMs são intrinsecamente multidisciplinares, de forma que eles tomam emprestado diversos conhecimentos de outras áreas, incluindo modelagem de sistemas de energia, previsão macroeconômica e dinâmica de sistemas. Diferente dos modelos de processos biofísicos, não existe uma metodologia específica e padronizada para os IAMs (Coint et al. 2019).

Os IAMs podem se dividir em modelos globais, regionais ou nacionais, onde os modelos globais buscam retratar as relações entre a dinâmica de políticas climáticas de cada região sobre o clima global, porém sem grande detalhamento individual dos dados por países ou região, tendo tecnologias mais gerais e representativas. Já os modelos regionais e nacionais tendem a ter um maior detalhamento das tecnologias da região estudada, podendo ser utilizados para análises mais particulares. Os IAMs também se dividem quanto ao funcionamento matemático, em que modelos de otimização buscam uma solução de minimização de custos do sistema e os modelos de simulação pretendem representar o desempenho dos sistemas (ANGELKORTE, 2019; BAPTISTA, 2020).

Inicialmente os IAMs foram desenvolvidos para analisar questões como esgotamento de recursos, crescimento populacional e poluição ambiental, baseando-se, portanto, em modelos climáticos a fim de representar ecossistemas, atmosfera, oceanos, gelo e terra (GODNESS, 2003; CUNHA, 2019). Os modelos energéticos combinam oferta e demanda de energia, representando detalhadamente diferentes combustíveis e tecnologias. Modelos econômicos se baseiam na economia para a tomada de decisão, de forma que a economia é o maior e mais detalhado módulo. Modelos de uso do solo representam as possíveis alocações do uso da terra e suas alterações no tempo (CUNHA, 2019; BAPTISTA, 2020). A Figura 12 ilustra a estrutura de um IAM, onde ele poder ter diversos módulos que permitem a análise de maneira integrada entre todos os setores econômicos de maneira consistente.

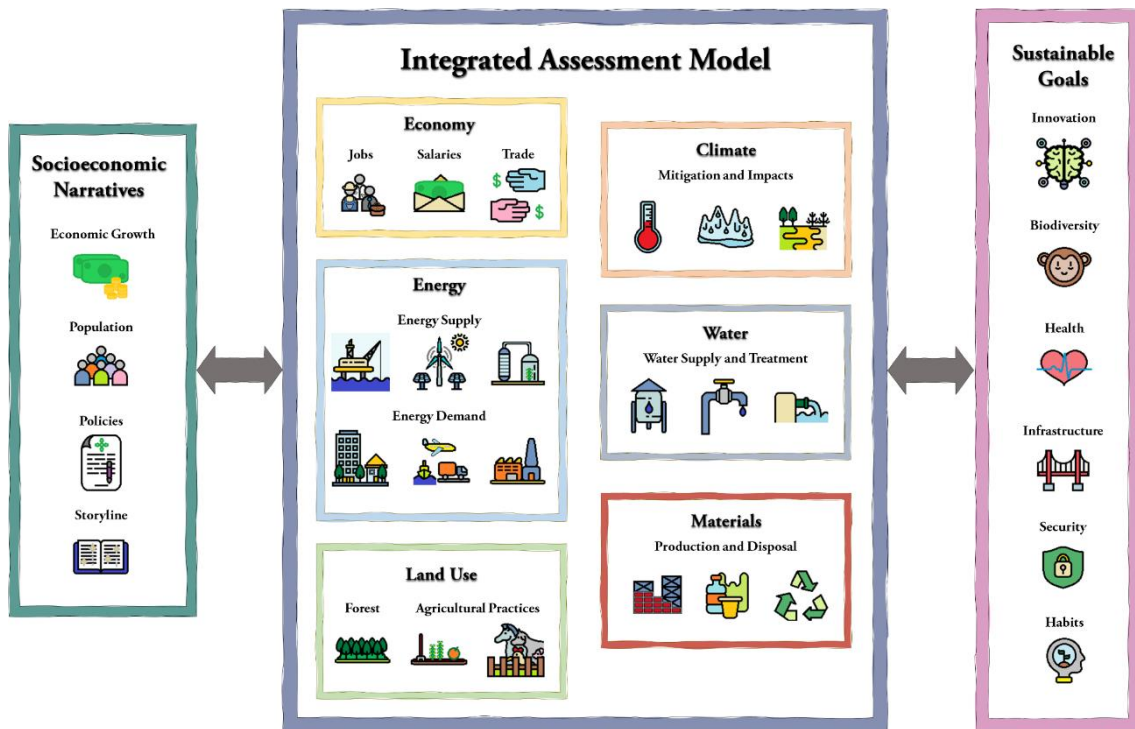


Figura 12. Estrutura dos modelos de análise integrada
 Fonte: Elaboração própria

A figura indica os aspectos exógenos aos IAMs, que usualmente são as narrativas socioeconômicas, como: crescimento econômico; crescimento populacional; trajetórias de políticas econômicas, energéticas, ambientais e/ou climáticas; narrativas de futuro, como no caso dos cenários SSP, que serão apresentados brevemente a seguir (ROCHEDO, 2016; BAPTISTA, 2020).

Conforme mencionado, o IAM pode possuir diversos módulos integrados (por *soft-link* ou *hard-link*) para representar a evolução dos sistemas antropogênicos e seus impactos com o meio ambiente. Dentre os módulos possíveis e mais comuns, se destacam o setor energético e o setor de mudança de uso do solo e florestas, que se relacionam diretamente com o tema deste trabalho e com as áreas de mudanças climáticas globais, de forma geral.

Por fim, a figura também indica a capacidade dos IAMs de contribuírem para análises de critérios de sustentabilidade, como aqueles descritos nos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS). Dentre eles, se destacam a avaliação sobre inovação tecnológica, infraestrutura, hábitos e padrões de consumo, entre outros igualmente relevantes.

No que diz respeito à avaliação de estratégias para combater as mudanças climáticas, as questões políticas abordadas pelos IAMs incluem a determinação de custos e benefícios da redução de emissão de gases de efeito estufa, de modo a identificar trajetórias de menor custo-benefício para alcançar determinados níveis de emissão, avaliar as medidas de mitigação, podendo descrever os impactos econômicos, ambientais e sociais de tais políticas (VAN VUUREN, 2017).

Isso se faz através do desenvolvimento de cenários que são definidos por um número limitado de premissas e permitem a análise de sistemas complexos. Para que se tenha resultados consistentes é importante que sejam determinadas premissas claras sobre a evolução dos parâmetros no tempo. Ainda assim, os IAMs geralmente lidam com incertezas inerentes associadas a variáveis-chave, como a sensibilidade do clima, desenvolvimento socioeconômico e tecnológico, entre outros. Uma das principais vantagens do uso de cenários é avaliar sistematicamente o impacto dessas incertezas e a dependência e robustez das condições futuras às premissas (ROCHEDO, 2016).

Ressalta-se a necessidade de trabalhar em cenários dentro do mesmo contexto para que a avaliação dos resultados de um modelo seja consistente e comparáveis com outros estudos. Em geral, IAMs trabalhavam com os cenários SRES do Relatório Especial sobre Cenários de Emissão do IPCC (2000). Depois novos cenários de emissões de GEE de longo prazo foram desenvolvidos pela comunidade científica, onde passaram a utilizar a abordagem de “Trajetórias de concentrações representativas” (RCP - *Representative Concentration Pathways of*). Em 2011, a comunidade científica desenvolveu cinco narrativas conhecidas por “*Shared Socioeconomic Pathways*” (SSP) para serem utilizados junto ao RCP. Além disso, também são usados cenários de restrição de aquecimento climático a 2°C e 1,5°C (ROCHEDO, 2016; BAPTISTA, 2020).

Em relação à bioenergia, os IAMs se concentram em investigar o seu papel mais amplo nos sistemas de energia, economia e uso da terra. Assim, IAMs visam analisar o papel da bioenergia na descarbonização do sistema de energia e seu papel na transição energética, como ela compete com outras formas de energia renovável, como a demanda de bioenergia pode afetar os mercados de alimentos e/ou mudança no uso da terra, nas consequências do carbono na mudança do uso induzida pela biomassa, e no papel do BECCS nos cenários bem abaixo de 2°C frente a outras tecnologias de emissão negativa (COWIE, FRITSCHE, 2020).

A representação da biomassa e bioenergia difere entre os modelos de acordo com os métodos, os dados utilizados para estimar a quantidade de recursos e quais os tipos de recursos são considerados (DAIOGLOU et al., 2020). Diversos fatores influenciam o potencial de oferta como, por exemplo, dietas futuras, rendimentos das colheitas, intensidade da colheita, eficiência do uso do solo, na produção de carne e laticínios e reserva de terras para conservação da natureza. Ainda, o potencial de bioenergia vai variar de acordo com cada país, suas condições biofísicas para bioenergia e outras fontes de energia, capacidade de armazenamento geológico de CO₂, redes de gás e eletricidade, infraestrutura de transporte público e, por isso, o potencial de bioenergia refletirá seu contexto local, tendo influência também da qualidade da governança na disponibilidade de biomassa, bem como a demanda por bioenergia (COWIE, FRITSCHE, 2020).

Estudo realizado por Bauer *et al.* (2020) com 11 IAMs que participaram do 33º Fórum de Modelagem de Energia de Stanford (EMF-33) mostrou que em todos os modelos, em cenários futuros que visam atender metas climáticas de longo prazo compatíveis com o Acordo de Paris, o consumo de bioenergia aumenta devido a substituição dos combustíveis fósseis e pela relevância das opções de remoção de carbono, como BECCS. Nos modelos em que as rotas de conversão da biomassa incluem combustíveis líquidos para transporte, essas rotas são preferidas em relação à geração elétrica. Isso ocorre devido à dificuldade do setor de transportes em reduzir o consumo de combustíveis fósseis, principalmente no transporte de cargas, na navegação internacional e na aviação (ROCHEDO et al., 2018; CARVALHO et al., 2019; CASSERES et al., 2021). Também é apresentado que mesmo em cenários sem a opção de captura de carbono a bioenergia não diminui significativamente, devido os altos preços de carbono, uma vez que estes induzem a substituição dos combustíveis fósseis.

Ainda assim, a bioenergia combinada com captura e armazenamento de CO₂ se mostra como uma estratégia interessante para contribuir com a necessidade de energia e a descarbonização a longo prazo, tornando mais fácil e menos caro atingir metas climáticas. No estudo realizado por Muratori *et al.* (2020) com os mesmos 11 modelos anteriores, foi encontrado umnexo sinérgico entre CCS e a biomassa, sendo a bioenergia o combustível preferido para a captura de carbono à medida que as restrições climáticas aumentam. Contudo, a implementação de BECCS se dá mais cedo e não tem necessariamente um maior uso no longo prazo porque esta é limitada pela competição do uso do solo que afeta a disponibilidade e o preço da biomassa, pela competição com outras

tecnologias de remoção e por limitações de armazenamento de carbono. Sem tecnologias de remoção de CO₂ foi inviável para alguns modelos atender os limites estabelecidos de 2°C de aquecimento global, enquanto modelos que conseguem atender, apresentam níveis semelhantes de bioenergia, mas a custos mais altos. Em cenários de 1,5 °C, a remoção de carbono se mostrou crucial para cumprir os objetivos de mitigação das mudanças climáticas.

Isso demonstra a importância da bioenergia e da captura de carbono em cenários mais restritos. No entanto, também deve ser pontuado que os IAMs também retratam que a expansão da bioenergia pode apresentar efeitos colaterais referentes à competição pelo uso da terra, perda de biodiversidade, impactos na segurança alimentar e efeitos em outros serviços ambientais (ROSE, 2020; HASEGAWA, 2020). Neste sentido, outros estudos pontuam a participação e as vantagens do uso de resíduos agrícolas e florestais, se colhidos de forma sustentável, na oferta de bioenergia sem acrescentar esses efeitos colaterais (DAIAGLOU et al., 2016; HANSSEN et al., 2020).

Hanssen et al. (2019) analisou o potencial de oferta de resíduos e a parcela de resíduos na oferta total de bioenergia de segunda geração a partir de 8 IAMs que apresentaram resultados consideravelmente diferentes entre si, como exibidos na Figura 13, com os resíduos participando de 7 a 50 % da demanda total de bioenergia de segunda geração em 2050. As características da modelagem dos 8 IAMs globais utilizados nesse estudo, mais os IAMs COFFEE (modelo global) e BLUES (modelo nacional), desenvolvidos pelo laboratório Cenergia, se encontra sintetizada na Tabela 3. É possível identificar a cobertura dos modelos, a estratégia de implementação, as restrições para aproveitamento de resíduos agrícolas e os componentes de custo da cadeia, que determinam a competitividade dos resíduos.

Tabela 3. Representação de resíduos agrícolas em modelos de análise integrada

Modelo	Cobertura	Resíduos incluídos	Incorporação do Potencial			Componentes de Custo
			Natureza	Método	Restrições	
AIM	Global	A+F	Endógeno	Insumo-Produto	50% (Ecológico)	P
BET	Global	A+F+O	Endógeno	Modelo GLUE	ND - (Ecológico)	C
DNE21+	Global	A+F	Exógeno	Modelo GLUE	ND - (Ecológico)	C+P+T
GCAM	Global	A+F	Endógeno	Coeficientes	ND - (Ecológico)	C+P+T
GLOBIOM	Global	F	Endógeno	Coeficientes	50% (Ecológico)	C+T
GRAPE	Global	A+F	Exógeno	-	ND - (Ecológico)	C+P+T
IMAGE	Global	A+F	Endógeno	Coeficientes	30% (Ecológico)	C+P+T
NLU	Global	A+F	Endógeno	Coeficientes	30% (Ecológico)	T
COFFEE	Global	A+F	Endógeno	Coeficientes	30% (Ecológico)	C+T
BLUES ¹	Brasil	A+F	Endógeno	Coeficientes	30% (Ecológico)	C+T

Resíduos: A - Agrícolas, F - Florestais, O - Outros. Componentes de Custos: P - Processamento; C - Coleta; T - Transporte. Restrições: ND - Não Disponível.

Nota 1: modelo BLUES em sua versão original, antes deste trabalho, conforme ANGELKORTE (2020).

Fonte: Adaptado de Hanssen et al. (2020)

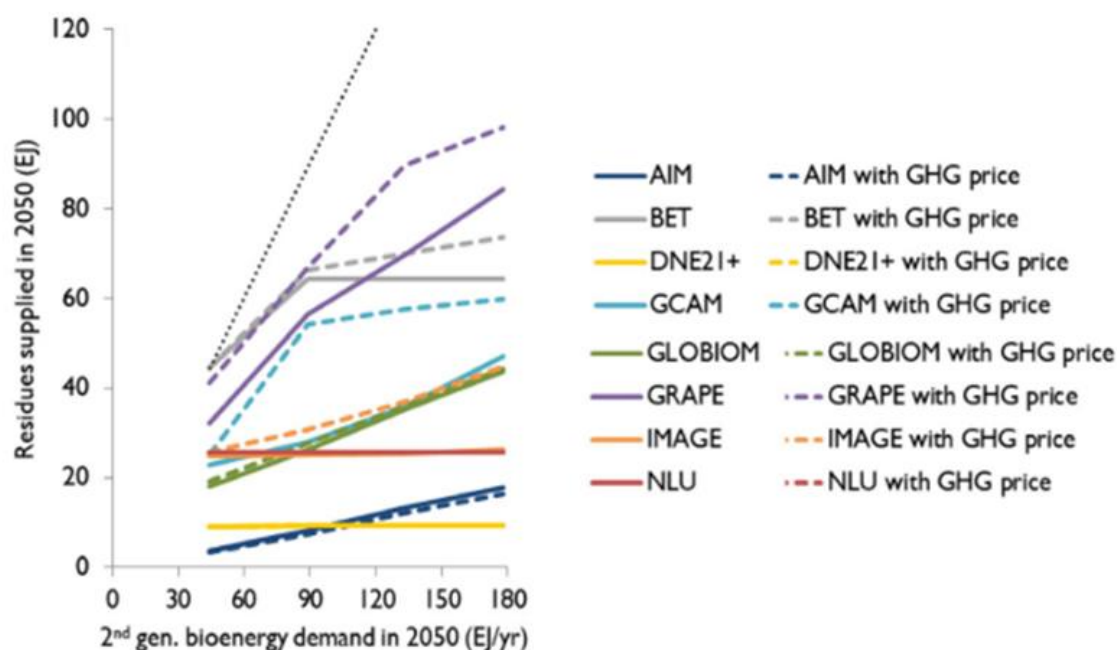


Figura 13. Oferta de resíduos como bioenergia de segunda geração em 2050

Fonte: Adaptado de Hanssen et al. (2020)

Dentre os modelos apresentados na tabela, o NLU e o GLOBIOM não são considerados IAMs *stricto sensu*, mas modelos econômicos de uso da terra que se concentram em agricultura e silvicultura, respectivamente (HANSSEN et al., 2020). Deve-se mencionar, no entanto, que o modelo GLOBIOM possui uma ligação via *soft link* com o modelo MESSAGE, fazendo parte da estrutura de IAM do IIASA. Neles, todos

consideram os resíduos agrícolas e florestais, com exceção do GLOBIOM que apresenta apenas resíduos florestais. Enquanto o IMAGE e o GRAPE também consideram resíduos sólidos urbanos. A oferta de resíduos é endógena em todos eles com base na produção agrícola e florestal, com exceção do DNE21+ e GRAPE que tem oferta exógena fixa derivadas da literatura. Em todos os IAMs a demanda de bioenergia não estimula a produção de resíduos, pois eles são considerados subprodutos e não coprodutos, exceto no GLOBIOM, em que a demanda pode incentivar colheita de toras (HANSSEN et al, 2020).

Todos têm potencial limitado por restrições ecológicas e econômicas (usos não energéticos). Os componentes dos custos dos resíduos são baseados em coleta, transporte e/ou processamento de acordo apresentado na Tabela 3. Ainda, os IAM assumem que os resíduos não causam emissões de gases de efeito estufa além das emissões devido à cadeia de bioenergia, pela premissa de que o carbono biogênico é considerado neutro. Assim como não tem nenhuma emissão direta associada ao uso do solo alocada para os resíduos.

HANSSEN et al. (2020) conclui que a variação entre os resultados dos modelos é devido à estrutura de cada modelo, onde o potencial e as curvas de suprimento endógeno capturam melhor a dinâmica de oferta de resíduos; à modelagem da produção agrícola e florestal, que pode ser ainda mais harmonizada para enredos de cenários; às definições de resíduos de cada modelo; e às restrições de oferta de resíduos e componentes de custo, que podem ser modelados de forma mais detalhada.

Apesar das variações, o comportamento geral dos resultados dos modelos é consistente e semelhante, onde uma maior demanda ou preço da biomassa aumenta a oferta de resíduos, pois há mais incentivo para a remoção dos resíduos do campo ou convertida de outros usos não energéticos. Vale adicionar que isso acontece independente da produção agrícola, que cresce junto com a quantidade de resíduos produzida. A preços mais altos, o aumento da oferta de resíduos se estabiliza já que a oferta máxima de resíduos é limitada sob aspectos ecológicos e econômicos, o que faz com que a participação dos resíduos na bioenergia de segunda geração diminua com o aumento da demanda de bioenergia por ter sua oferta mais limitada do que outras biomassas (HANSSEN et al., 2019).

Frente à oportunidade de participação dos resíduos na oferta de bioenergia, é importante que a sua representação dentro dos IAMs apresente um bom detalhamento da disponibilidade e da cadeia dos resíduos e é a isto que o presente trabalho se dedica. Como é possível verificar na Tabela 3, o modelo integrado nacional, o BLUES (conforme se encontrava em sua versão em ROCHEDO et al., (2018), ANGELKORTE (2020) e KOBERLE et al., (2021), possui uma representação endógena dos resíduos agrícolas, porém é possível notar que a representação de sua cadeia de custo é limitada. Além disso, a descrição das rotas tecnológicas disponíveis no modelo, se evidencia mais claramente a oportunidade de melhoria na representação da cadeia de resíduos agropecuários, suas rotas de conversão energética e potencial aplicações para uso distribuído ou centralizado.

3. Metodologia

3.1. *Brazilian Land-Use and Energy System Model (BLUES)*

Conforme mencionado anteriormente, este trabalho se baseia no aprimoramento da representação da cadeia de resíduos agropecuários no modelo integrado nacional BLUES. O BLUES (*Brazil Land Use and Energy Systems model*) é um modelo desenvolvido a partir da plataforma MESSAGE (*Model for Energy Supply System Alternatives and their General Environmental impacts*), um software de otimização em programação linear desenvolvido originalmente para sistemas energéticos. Previamente conhecido como Message_Brazil; MSB300 e MSB8000, o modelo transformou-se no BLUES a partir da incorporação do setor AFOLU feita por KOBERLE (2018) e a versão utilizada nesse estudo conta com avanços adicionais no setor desenvolvidas por ANGELKORTE (2019) (KÖBERLE, 2018; ANGELKORTE, 2019).

A f Figura 14 apresenta como o modelo nacional, BLUES, se incorpora dentro de uma estrutura de modelo de análise integrada (IAM) mais ampla, desenvolvida pelo laboratório Cenergia.

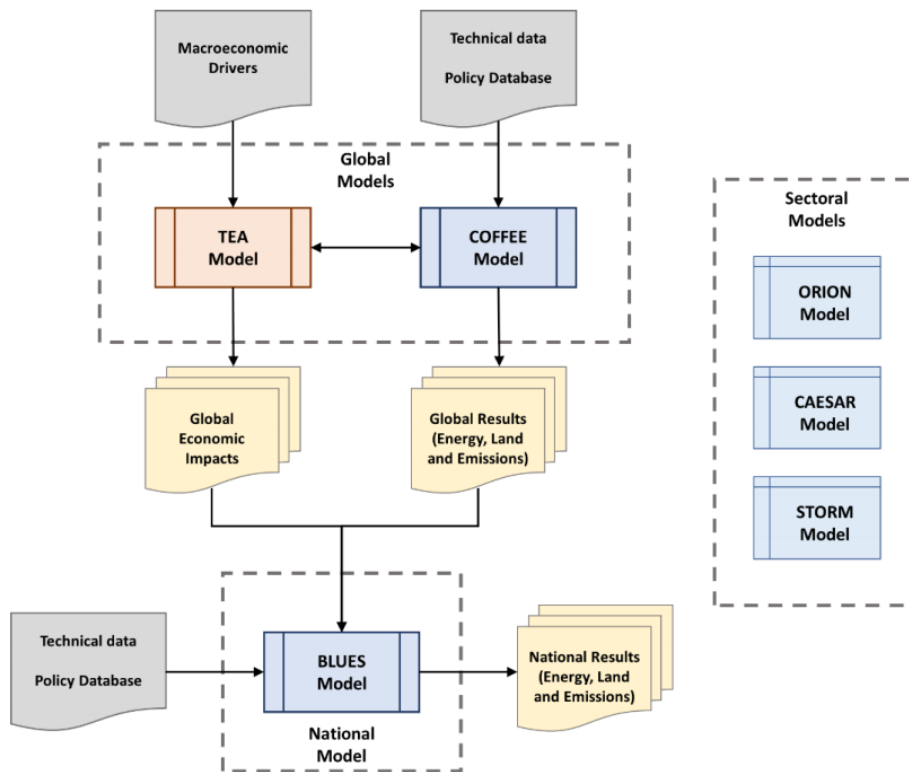


Figura 14. Modelos integrados da COPPE-Cenergia

Fonte: ROCHEDO, 2021

Em destaque no topo, estão os modelos COFFEE e TEA, que possuem uma representação do sistema energético, de uso solo, climático e econômico global. O modelo COFFEE, similar ao modelo BLUES, possui uma representação detalhada do sistema energético global. Por outro lado, o modelo TEA é um modelo de equilíbrio geral computável, que garante a consistência macroeconômica. Ambos os modelos globais fornecem insumos para o modelo nacional, como condições de contorno (crescimento econômico, comércio internacional, desenvolvimento tecnológico). Por exemplo, o modelo BLUES possui demandas exógenas, que são fornecidas pelas ferramentas integradas globais (ROCHEDO *et al.*, 2018; CUNHA, 2019).

Por sua vez, o BLUES possui uma função objetivo do custo total do sistema de energia e uso do solo, e a ferramenta busca minimizar o custo total de todo sistema energético e de uso do solo, sujeito a restrições, com otimização até 2050 em intervalos de 5 anos, tendo 2010 como ano base. Assim, o modelo otimiza simultaneamente a evolução de todos os setores econômicos brasileiros, incluindo os setores: energético, transporte (carga e passageiro), industrial, edificações (residencial e comercial), resíduos sólidos urbanos e AFOLU (agricultura, floresta e mudança no uso da terra). O modelo assume taxa de desconto única para todos esses setores e é intertemporal (*perfect foresight*), ou seja, enxerga todo o período de análise antes de tomar uma decisão. (MCTIC, 2017; ROCHEDO *et al.* 2018; KÖBERLE, 2018).

O modelo é dividido em seis regiões: as cinco sub-regiões geopolíticas brasileiras e uma que representa todo Brasil (Figura 15). Para representar o sistema energético, a estrutura MESSAGE usa dois componentes básicos: os fluxos de mercadorias e os processos tecnológicos. O BLUES possui mais de 28.000 opções tecnológicas customizadas em suas seis regiões que retratam a conversão dos recursos disponíveis em cada região e seus custos de extração, os parâmetros técnicos das tecnologias, indicadores ambientais (ex: emissões de gases de efeito estufa)¹, limite de expansão da capacidade por ano e os custos associados, como custo da tecnologia, custos da transmissão e distribuição, entre outros (ROCHEDO *et. al.*, 2018; DA SILVA, 2020).

¹ Em versões mais recentes, o modelo BLUES possui também a representação de recursos hídricos (ARROYO, 2018) e poluentes atmosféricos (DA SILVA, 2020).

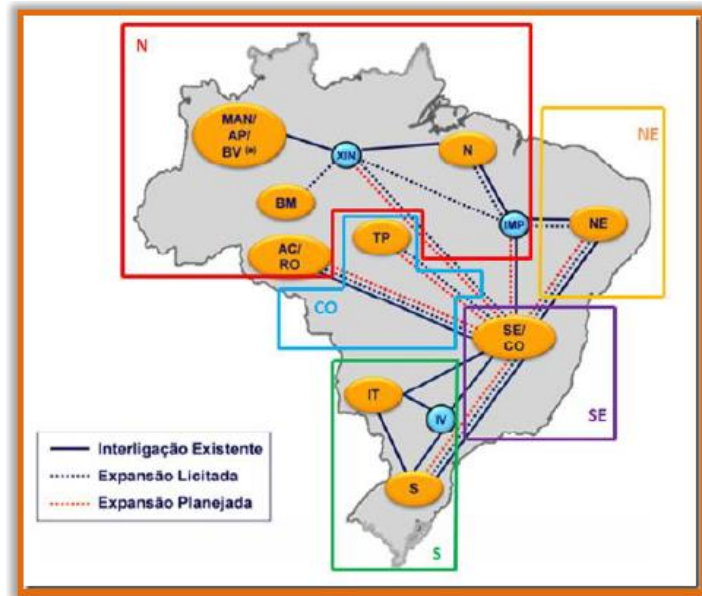


Figura 15. Repartição das 6 regiões do modelo brasileiro BLUES

Fonte: MCTIC (2017)

Quanto à representação do uso do solo no modelo, o setor de AFOLU inclui as coberturas: floresta, savana, pasto degradado, pastagem recuperada, sistemas integrados, cultivo simples, cultivo duplo, florestas plantadas e áreas protegidas (ANGELKORTE, 2019). O modelo garante o atendimento de uma produção agrícola suficiente para suprir as demandas exógenas a mínimo custo, expandindo a área agrícola se necessário. Sendo assim, são permitidas transições dentre as coberturas do solo, como representado na Figura 16. A conversão de uso do solo leva em conta as propriedades de cada tipo de solo, as áreas protegidas e as respectivas eficiências dos cultivos que podem ser aplicados em cada uma delas (KÖBERLE, 2018).

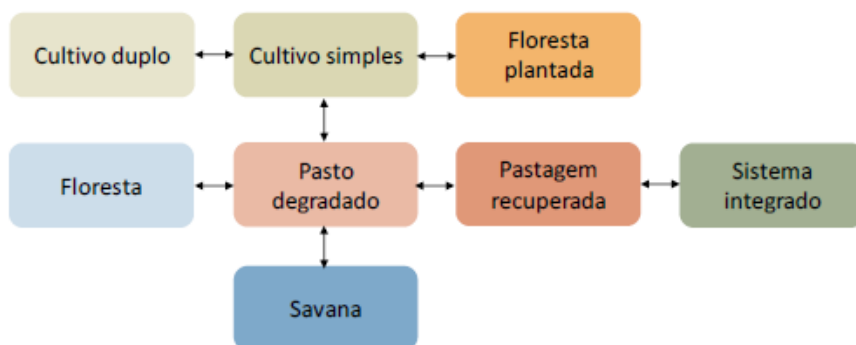


Figura 16. Transição de uso do solo no BLUES

Fonte: Da Silva (2020)

Uma vez que BLUES é um modelo de otimização, uma estimativa dos custos de produção deve ser fornecida ao modelo para cada produto agropecuário, assim como parâmetros técnicos, como rendimentos e insumos (ex: fertilizantes). De forma a representar a cadeia de custos agropecuários em uma escala macrorregional, o modelo BLUES utiliza uma abordagem simplificada, não espacialmente explícita, desenvolvida por Rochedo (2016) para estimar os custos desses produtos. A metodologia cria um proxy com base em categorias de custos equivalentes, a partir de estimativas de custo logísticos pela distância das principais cidades e a produtividade edafoclimática (ROCHEDO, 2016; KÖBERLE, 2018).

A partir desses dados, foram separadas 7 classes de tempo de viagem e, a partir de um mapa de produtividade edafoclimática, foram divididas 8 classes de produtividade, que estão representadas na Tabela 4 a seguir. Os valores relativos de cada classe são utilizados para gerar uma matriz com 56 classes de custo relativo, que são agregados em 7 classes de custo do solo nomeadas de A a G (Figura 17). Para maiores informações, o detalhamento do procedimento está descrito em (KÖBERLE, 2018).

Tabela 4. Agregação de dados originais de adequação edafoclimática e tempo de viagem.

Category	Soil suitability		Travel Time		
	Original classes	Relative value	Original classes	Aggregation (hours)	Relative value
1	1	1.00	1 – 4	< 2	1.0
2	2	1.25	5 – 6	2 – 6	2.7
3	3	1.50	7 – 8	6 – 12	4.0
4	4	2.20	9	12 – 25	4.2
5	5	3.30	10	25 – 32	5.0
6	6	4.00	11 – 12	32 – 60	5.8
7	7	10.0	13 – 14	60 – 180	7.2
8	8	20.0	-	-	-

Fonte: Köberle (2018)

		Transportation Cost index						
		1.00	2.70	4.00	4.20	5.00	5.80	7.20
Yield index	1.0	1.00	2.70	4.00	4.20	5.00	5.80	7.20
	1.3	1.25	3.38	5.00	5.25	6.25	7.25	9.00
	1.5	1.50	4.05	6.00	6.30	7.50	8.70	10.80
	2.2	2.20	5.94	8.80	9.24	11.00	12.76	15.84
	3.3	3.30	8.91	13.20	13.86	16.50	19.14	23.76
	4.0	4.00	10.80	16.00	16.80	20.00	23.20	28.80
	10.0	10.00	27.00	40.00	42.00	50.00	58.00	72.00
	20.0	20.00	54.00	80.00	84.00	100.00	116.00	144.00
Cost Classes		A	B	C	D	E	F	G

Figura 17. Agregação dos custos relativos de produção agrícola em sete classes
Fonte: Köberle (2018)

O custo de referência (em que os custos e rendimentos médios são normalizados) é atribuído à classe de custo C, enquanto as classes de custo A e B têm custos mais baixos e as classes D, E e F têm custos mais altos. A classe G abrange uma extensão muito pequena e está restrita a locais muito inadequados ou muito remotos, sendo a classe mais cara.

No modelo, as tecnologias de produção agrícola têm como insumo a área de terra utilizada para o cultivo e os insumos necessários para o processo de produção da cultura durante o ano, incluindo os processos de implementação e manutenção do cultivo, como fertilizantes e defensivos químicos, sementes e/ou mudas, maquinários e mão-de-obra. Por sua vez, as saídas dessas tecnologias são o produto agrícola em base mássica, em função da produtividade da terra utilizada, os resíduos gerados na produção e os gases de efeito estufa emitidos na prática agrícola. As tecnologias da pecuária são representadas de modo similar, dependente do solo, com os *inputs* de área e insumos necessários para a criação dos animais e *outputs* de número de cabeças de animais, resíduos gerados e emissões de gases de efeito estufa emitidos. Desta forma, como existem diferentes classes de solo (A-G), cada cultura/criação está representada através de 7 tecnologias com diferentes produtividades e a classe C é dada como padrão (KÖBERLE, 2018; ANGELKORTE, 2019).

As tecnologias agrícolas estão divididas em 16 tipos de cultivo simples, nos quais a área de plantio é direcionada a um único produto agrícola, e dois tipos de cultivos duplos, nos quais dois produtos podem ser produzidos na mesma área (soja e milho ou soja e trigo). As tecnologias da pecuária compreendem a produção de gado de corte, gado

de leite, galinha poedeira e outros animais de corte. Como nessas tecnologias o BLUES lida com o número de cabeças de animais, ao invés do peso do produto, a categoria “outros animais de corte” é representada pela produção apenas de frango, uma vez que estes constituem 93% de todas as cabeças de animais de corte, exceto o gado (IBGE, 2017). Além disso, o modelo possui três tecnologias de produção a partir de sistemas integrados, onde tem-se, numa mesma área, combinações de criações/cultivos agropecuários: gado (corte e leite) junto à produção de milho; gado (corte e leite) junto à produção de milho e soja; e gado (corte e leite) e florestas plantadas juntos à produção de milho e soja (Figura 18) (ANGELKORTE, 2019).

Dentre as tecnologias agrícolas, existem culturas que estão agregadas como é o caso dos cereais, frutas, nozes, oleaginosas, raízes e vegetais, além da floresta plantada. Neste caso, os cereais incluem cevada, centeio, aveia, sorgo e triticale; frutas consideram laranjas e bananas; nozes consideram castanha de caju e castanha do Brasil; oleaginosas consideram mamona, canola e palma; raízes incluem mandioca, batata e batata doce; e vegetais incluem tomates e vegetais folhosos. A tecnologia de floresta plantada considera tanto eucalipto, como pinus (KÖBERLE, 2018; ANGELKORTE, 2019).

AGRICULTURA
Cultivo Simples
Algodão
Arroz
Café
Cana-de-Açúcar
Cereais
Feijões
Floresta Plantada
Frutas
Gramíneas
Milho
Nozes
Oleaginosas
Raízes
Soja
Trigo
Vegetais
Cultivo Duplo
Soja/Milho
Soja/Trigo
PECUÁRIA
Gado de Corte
Gado Leiteiro
Galinha Poedeira
Outros - Frangos
SISTEMA INTEGRADO
Gado (Corte e Leiteiro) + Milho
Gado (Corte e Leiteiro) + Milho + Soja
Gado (Corte e Leiteiro) + Milho + Soja + Floresta Plantada

Figura 18. Tecnologias agropecuárias do modelo
BLUES

Fonte: Angelkorte (2019)

Desta forma, para cada produto agropecuário existem 7 tecnologias disponíveis, com produtividades diferentes. Como consequência, os resíduos de cada cultivo/criação podem ser gerados a partir de 7 tecnologias, constituindo 7 classes de resíduos de cada cultura/criação.

Atualmente, os resíduos pecuários não possuem nenhuma alternativa de uso energético, enquanto que os resíduos agrícolas podem ser deixados no campo, queimados sem aproveitamento energético ou densificados para se unirem à categoria geral de biomassa primária, onde eles podem ser utilizados de forma direta, na produção de biocombustíveis avançados (*biomass-to-liquid*), como a rota a partir do processo de Fischer-Tropsch (TAGOMORI, CARVALHO, *et al.*, 2018) ou ser insumo para geração de energia elétrica. Por esse motivo, este trabalho tem o objetivo de introduzir novas rotas de aproveitamento para esses resíduos, ampliando as opções de conversão e aproveitamento, além de promover uma revisão completa do potencial de resíduos e sua cadeia de custos.

Levando isso em consideração, as seções seguintes apresentam como o módulo de resíduos agropecuários foi desenvolvido dentro do modelo e a metodologia utilizada está sintetizada na Figura 19.

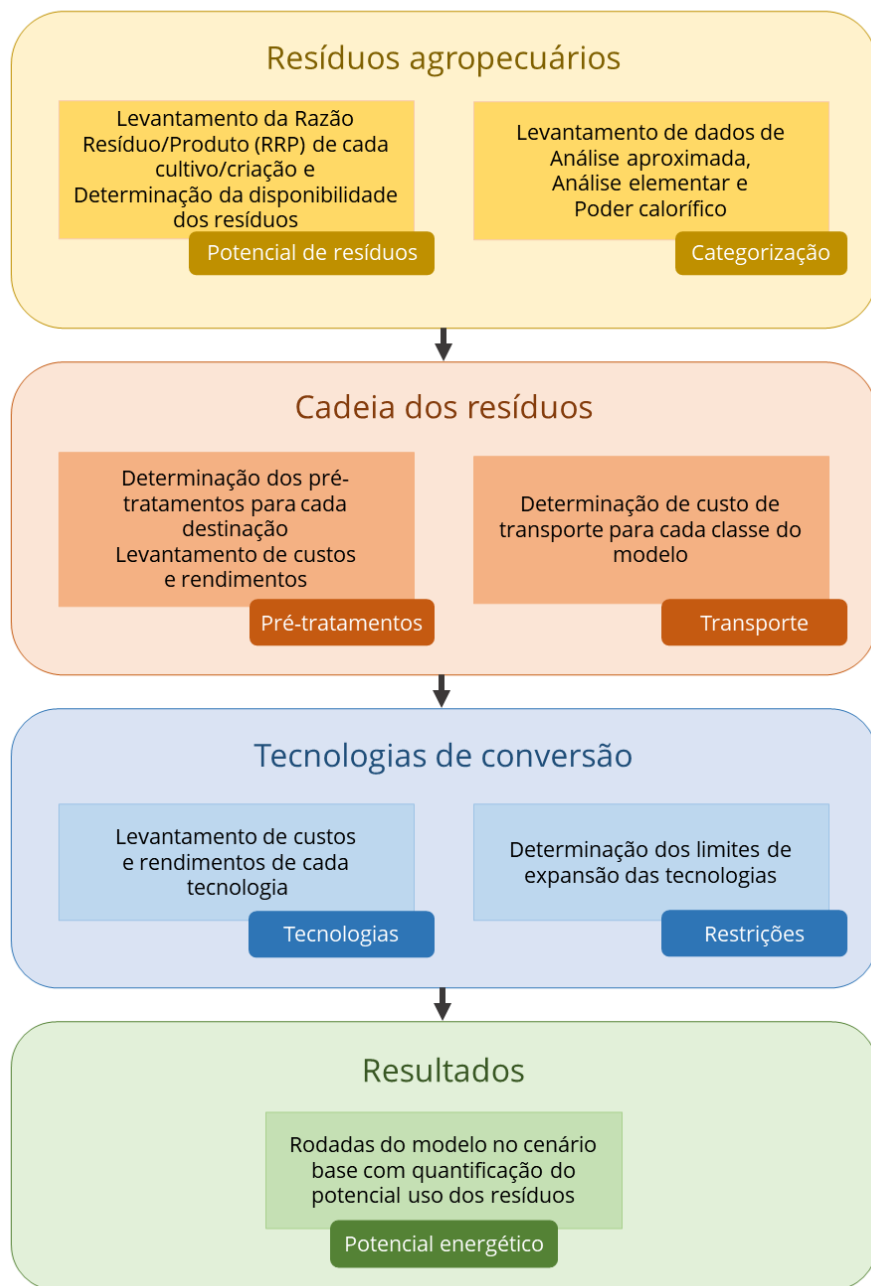


Figura 19. Esquema metodológico realizado nesse estudo.

Fonte: Elaboração própria

3.2. Resíduos agropecuários

Para melhor representar o módulo de resíduos agropecuários, inicialmente foi realizado um levantamento bibliográfico a fim de determinar os parâmetros necessários para quantificação da disponibilidade de resíduos para uso energético.

Para os resíduos agrícolas, foi representado o potencial ecológico, removendo da oferta bruta apenas a quantidade que necessita ficar no solo para a manutenção dos serviços ecossistêmicos desempenhados pelos resíduos. Assim, com relação à disponibilidade líquida, não foi descontado outros usos possíveis como ração animal, cama para frango, entre outros. Desta forma, o potencial disponível é o potencial teórico, que representa toda quantidade de resíduos gerada a partir da colheita, descontada a quantidade necessária que precisa permanecer no campo. Também não foi considerada a sazonalidade dos resíduos, por limitações da representação do setor de AFOLU no modelo BLUES.

A quantidade total de resíduos é calculada a partir dos índices de produtividade denominados Razão Resíduo/Produto (RRP), que estão listados na Tabela 5. Prioritariamente, escolheu-se usar equações exponenciais que refletem a variação da quantidade de resíduos em função da produtividade das principais culturas. Essas equações foram escolhidas por presumirem que a produção dos resíduos tende a aumentar com o aumento da colheita até um certo nível e depois permanecem constante por haver um limite determinado por restrições fisiológicas. Algumas culturas não apresentam muitos estudos que apresentem essa relação não linear entre a produção de resíduos e a produtividade da cultura, ou as equações resultam em RRP's que destoam dos coeficientes encontrados na literatura. Portanto, para algumas culturas foram utilizados coeficientes constantes.

Ressalta-se que nesse estudo apenas foram investigados os resíduos gerados no campo durante a colheita, de forma que os resíduos das etapas de beneficiamento e resíduos agroindustriais não foram considerados e devem ser incorporados ao modelo em estudos futuros, uma vez que apresentam logística diferente e favorecida devido a estar concentrados. Ademais, eles constituem resíduos de uma outra atividade econômica na representação do modelo, como o setor de alimentos e bebidas. Além disso, os resíduos de gramíneas não foram contabilizados por se tratar de culturas perenes.

Tabela 5. Rendimento dos resíduos agrícolas

Resíduos	RRP¹	Referência
Algodão	1,14	Oliveira, 2011
Arroz	$2,45 \times \exp(-0,000084xY)$	Bentsen <i>et. al</i> , 2014
Café	3,17	Gonzalez-Salazar <i>et. al</i> , 2014
Cana-de-açúcar	0,24	Xu <i>et. al</i> , 2013
Cereais	$2,302 \times \exp(0,1xY/1000)$	Ronzon e Piotrowski, 2017
Feijões	1,16	EPE, 2014
Frutas	1,08	Gonzalez-Salazar <i>et. al</i> , 2013
Milho	$1,912 \times \exp(-0,000103xY)$	Bentsen <i>et. al</i> , 2014
Nozes	2,00	Fischer <i>et. al</i> , 2007
Oleaginosas	0,17	Scarlat <i>et. al</i> , 2010
Raízes	0,65	EPE, 2014
Soja	$3,869 \times \exp(-0,000178xY)$	Bentsen <i>et. al</i> , 2014
Trigo	$2,183 \times \exp(-0,000127xY)$	Bentsen <i>et. al</i> , 2014
Vegetais	0,3	Unal e Alibas, 2007
Florestais²	0,68	Pincelli <i>et. al</i> , 2017

¹Y = produtividade da cultura; ²em base energética

Fonte: Elaboração própria

Por exemplo, os resíduos de café considerados foram apenas os provenientes da poda e os resíduos de culturas como algodão, arroz e milho foram calculados, respectivamente, com base nos produtos fibra mais caroço, arroz com casca e milho com espiga, que são os produtos de saída dessas culturas no modelo.

Para as tecnologias que apresentam mais de uma cultura agregada, foram consideradas as culturas mais representativas da categoria. No caso de frutas, por exemplo, o modelo contabiliza principalmente parâmetros da produção de bananas e laranjas, de forma que foram considerados apenas os resíduos de banana referente à 27% do produto total gerado pela tecnologia. Estes resíduos foram calculados com média ponderada entre folhas e pseudocaule. A decisão de excluir os resíduos da laranja deve-se ao fato de que a laranja é uma cultura perene que apresenta os resíduos mais relevantes gerados a partir do processamento, não da etapa agrícola. No caso dos cereais, o sorgo foi utilizado como referência para determinar a quantidade de resíduos por ser o produto mais representativo, constituindo 70% da produção de sorgo, aveia e cevada, com base nos dados do IBGE para 2010.

Os resíduos de oleaginosas também são produzidos principalmente durante o processamento. Os resíduos de folhas gerados durante a colheita do dendê são deixados no campo e suprem 48% da necessidade de nutrientes e fertilizantes da cultura (JÚNIOR, 2006), de forma que estes resíduos não foram considerados para aproveitamento por já serem utilizados em sua totalidade no solo. Foram considerados, então, os resíduos de girassol, que corresponde à 5% da produção de oleaginosas em 2010, gerando um índice de RRP igual 0,17, ponderando esta produção. A categoria “Raízes” foi representada pelos resíduos gerados na colheita da mandioca, uma vez que esta correspondeu 86% da produção de raízes em 2010 (IBGE, 2021). Os resíduos vegetais foram representados pelos coeficientes da produção de tomate.

O RRP utilizado para os resíduos de floresta plantada foi calculado através da média ponderada entre pinus e eucalipto, levando em consideração que estes produtos se apresentam em base energética no modelo, diferentemente dos produtos das outras culturas, que são representados em base mássica.

Para determinar a quantidade necessária para a manutenção das funções ecológicas dos resíduos no solo, foi determinado o fator de remoção sustentável (FRS), que indica a quantidade que pode ser removida sem provocar a diminuição da produtividade do solo no longo prazo.

Estudos como o elaborado por Scarlat *et al.* (2010) propõem taxas de remoção entre 40-50% dependendo do tipo de cultura. O Inventário Energético de Resíduos Rurais desenvolvido pela EPE (2014) aponta para taxas entre 30-40%. Roozen (2015) utilizou FRS de 25-50% de acordo com o tipo de resíduo. Enquanto Pereira-Portugal *et. al* (2014) assumiu o FRS conservador equivalente a 30% para todos os resíduos gerados no campo, que será o FRS utilizado nesse estudo para os resíduos lignocelulósicos para a classe referência do modelo (classe C). Desta forma, a quantidade que deve permanecer no solo em todas as categorias é definida pela classe C, de modo que o percentual de remoção pode variar, mas a quantidade de resíduos deixada no solo é fixada em relação à área de colheita como em Daioglou (2016).

Já para os resíduos florestais, a literatura indica um FRS de 53% (ROOZEN, 2015), aplicando-se a mesma metodologia dos resíduos lignocelulósicos. Portanto, de todas as classes dos resíduos agrícolas foi abatida a quantidade que deve permanecer no

solo correspondente a 70% da classe padrão (C) para resíduos de palha e 47% para os resíduos florestais.

Para a cana-de-açúcar, sabe-se que historicamente parte da palha é queimada com o objetivo de limpar o canavial para facilitar a operação de corte manual ou mecânico, o que impossibilitaria seu aproveitamento energético. Alguns estados como São Paulo, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Rio Grande do Norte, Paraná, entre outros possuem hoje legislação para a proibição desta prática (PACKER *et al.*, 2014). No Nordeste, a proibição da queima da cana-de-açúcar impacta mais a região devido às limitações tecnológicas para a mecanização da colheita devido às topografias acidentadas, sendo a região que apresenta maior percentual de colheita manual do Brasil correspondente a 81% da colheita. Nas outras regiões, desde 2010 o percentual de colheita mecânica cresce e a colheita manual em 2020 chega a cerca de apenas 2% no Sudeste e Centro-oeste, maiores regiões produtoras. Devido à queima de resíduos hoje se concentra principalmente no Nordeste que corresponde a 7,6% da produção total brasileira de cana-de-açúcar, esse estudo não abordou a questão da queima da palha de cana-de-açúcar durante a colheita. Para resíduos de algodão, a queima era utilizada como prática para defesa agrícola. Como, a partir de meados da década de 90, a prática foi substituída por métodos mecânicos e químicos, a queima desses resíduos também não foi considerada nesse estudo (CONAB, 2021; PACKER *et al.*, 2014).

Para determinar os custos das etapas subsequentes referentes à logística e rotas de conversão, além de minimizar o esforço computacional de trabalhar com 105 tipos de resíduos do modelo (constituídos pelas 15 culturas em cada uma das 7 classes de solo), os resíduos foram agregados em categorias de acordo com suas características. Para que essa agregação fosse feita, foi feito um levantamento bibliográfico acerca das características dos resíduos de cada cultura que estão apresentados na Tabela 6.

Tabela 6. Características dos resíduos agrícolas

Resíduos	Umidade (%)	PCI (MJ/kg _{bu})	Sólidos Voláteis (%bu)	Carbono Fixo (%bu)	Cinzas (%bu)	Carbono (%bu)	Nitrogênio (%bu)	Referência
Algodão	16,8	13,1	57.3	22.1	3.8	42.56	1.03	Phyllis (381)
Arroz	11,7	11.8	57.9	12.56	19.79	34.6	1.1	Phyllis (702)
Café	11,0	18,3*	75.4	13,2	1,5	50,6	1,9	Mendoza-Martinez, 2019; Gonzalez-Salazar et al. 2014
Cana-de-açúcar	3.12	16.42	87.61	3.22	9.17	41.88	0.47	Ferreira, 2020
Cereais	5.97	15.47	69.11	18.45	6.47	43.32	0.37	Phyllis (2792)
Feijões*	10.63	16.24	69.1	24.1	6.8	43.6	2.6	Phyllis (1223); Okot, 2019
Floresta Plantada	7,65	18,13	73,71	17,93	1,25	-	-	Teixeira, <i>et. al</i> , 2016
Frutas	9.73	14.07	75.88	17.13	6.95	41.18	0.6	De Oliveira, 2013 Bhushan, 2019
Milho	8.02	14.03	67.55	17.97	6.46	41.18	0.78	Phyllis (2790)
Nozes	15	15*	65.5	21.45	13.05	41.42	1.27	Tian, 2020
Oleaginosas	10.5	17.19	68	24.4	7.6	48.2	1.1	Unal e Alibas, 2006
Raízes	30	10.6	85.87	11.22	2.91	42.84	0.79	Soto, 2012
Soja	7.98	16.42*	73.1	22.47	4.43	45.99	1.38	Tian, 2020; Pretto, 2016
Trigo	15.1	13.6	62.32	14.98	7.6	37.29	0.62	Phyllis (459)
Vegetais	80	3	53.12	1.66	28.22	24.9	2.82	Phyllis (3517), Daiaglou, 2016

*base seca

Fonte: Elaboração própria

A partir desses dados, a proposta de agregação está apresentada na Figura 20. agregou-se os resíduos em três categorias: uma categoria referente aos resíduos florestais e de poda de cafeeiro que apresentam valores superiores de PCI; a segunda categoria compreende os resíduos de palha de maior umidade constituído pelos resíduos de raízes e vegetais e apresentam menores valores de PCI; e uma terceira categoria com as outras palhas de menor umidade. Os valores de PCI que caracterizam cada categoria foram determinados a partir da média dos poderes caloríficos, em base úmida, dos resíduos pertencentes às categorias.

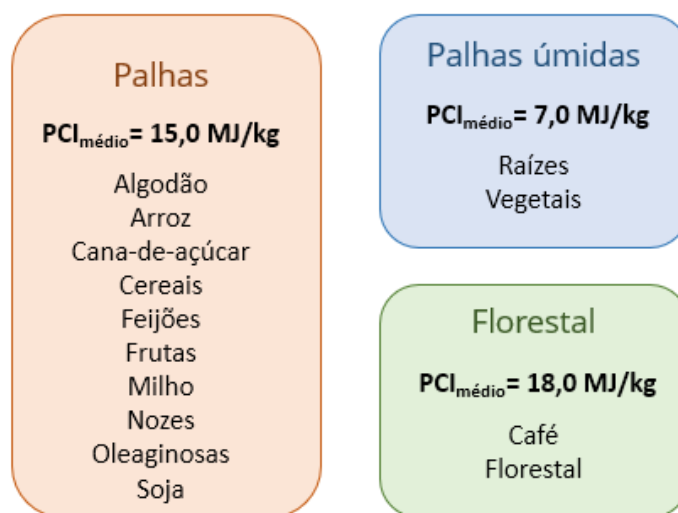


Figura 20. Categorias de resíduos

Fonte: Elaboração própria

Para os resíduos pecuários, o estudo da EPE (2014) usa um rendimento de resíduos de $15 \text{ kg/cab}^{-1}\text{dia}^{-1}$, enquanto PIÑAS *et. al* (2018) apresenta a faixa de $21\text{-}25 \text{ kg/cab}^{-1}\text{dia}^{-1}$ para gado de corte. Nesse estudo, a quantidade de dejetos gerados por bovinos foi determinada a partir dos dados do IPCC (2006) equivalentes a $2,9 \text{ kgSV/cab}^{-1}\text{dia}^{-1}$ para bovinos de leite e $2,5 \text{ kgSV/cab}^{-1}\text{dia}^{-1}$ para outros bovinos. Logo, a quantidade total de resíduos gerada diariamente por bovinos é dada por $15,6 \text{ kg/cab}^{-1}\text{dia}^{-1}$ para gado de corte e $18 \text{ kg/cab}^{-1}\text{dia}^{-1}$ para gado de leite, calculados a partir dos dados das características dos dejetos bovinos, onde foi simplificado que ambos os resíduos apresentam a mesma concentração de sólidos voláteis. Para os dados de rendimento de dejetos de frango foram utilizados os dados reportados pela EPE (2014). Esses dados são apresentados na *Tabela 7*.

Tabela 7. Rendimento dos resíduos pecuários utilizados no estudo

Animal	Produção de dejetos
	kg/cab⁻¹dia⁻¹
Bovino de corte	15,6
Bovino de leite	18
Frango	0,18

Fonte: Elaboração própria

Como o modelo representa os resíduos da pecuária em base energética, foram utilizados os PCI 4 MJ/kg para os dejetos bovinos e 12 MJ/kg para os dejetos de frango, com base em Phyllis2 (2021). Quanto à disponibilidade desses resíduos, a produção de bovinos pode ocorrer de forma intensiva, onde há o sistema de confinamento completo; de forma semiextensiva, quando há fornecimento de complementos alimentares além da pastagem; e de forma extensiva, onde os animais ficam soltos no pasto. No Brasil, os sistemas mais utilizados para gado de corte são os semiextensivos e extensivos. Devido à área extensa e a dispersão dos dejetos, o encaminhamento dos resíduos para algum tipo de tratamento é dificultado (MITO *et al.*, 2018). Portanto, foi considerado que apenas 1,7% dos resíduos de gado de corte estarão disponíveis para aproveitamento, que corresponde ao tempo de confinado antes do abate do animal. Já para sistemas integrados, os animais estão mais concentrados e foi assumido um fator de 20% de disponibilidade.

No caso dos bovinos de leite, mesmo nos casos semiextensivo e extensivo, os animais ficam confinado por algumas horas no curral durante o dia para a realização da ordenha (MITO *et al.*, 2018). Sendo assim, foi considerado que 60% dos resíduos destes animais estarão disponíveis para aproveitamento.

Para os frangos, devido ao confinamento durante a criação do animal, foi considerado que todo o resíduo gerado está disponível para o aproveitamento. Estas restrições quanto à disponibilidade dos resíduos foram inseridas como fator de capacidade das tecnologias de digestão anaeróbica que serão discutidas na seção 3.4.

3.3. Cadeia logística dos resíduos

Primeiramente, os resíduos agrícolas são gerados na etapa de colheita, cujo custo é contabilizado junto às tecnologias das culturas agrícolas. Em seguida, os resíduos podem ser deixados no campo sem custo adicional, porém essa opção pode atuar como fonte de emissão de N₂O. Para o aproveitamento energético, esses resíduos necessitam ser coletados.

Há diversas formas de coleta de palhas no campo, sendo a mais difundida o enfardamento (OLIVEIRA, 2011). Desta forma, os resíduos são deixados no campo até que atinjam o teor de umidade ideal. Em seguida as palhas são organizadas com a ajuda de um ancinho enleirador e a enfardadora coleta os resíduos produzindo os fardos, que serão colocados em caminhões de transporte com o auxílio de uma carregadora (SILVA, 2017). No

estudo realizado por Silva (2017), o custo de coleta é equivalente a 0,3 \$/GJ. No estudo realizado por Daioglou (2016) foi adotado o custo de cerca de 0,9 \$/GJ. Desta forma, adotou-se uma faixa de custo de coleta entre 0,3-0,9 \$/GJ entre as classes de resíduos, com o acréscimo de 0,1 \$/GJ em cada uma das classes, considerando que nas classes mais altas, menos resíduos estão disponíveis e por isso estão mais distribuídos, elevando o custo de coleta. Como simplificação do estudo, estes custos também foram usados para as outras categorias de resíduos correspondentes às palhas úmidas e resíduos florestais.

Em seguida devem ser contabilizados custos relativos à carga e descarga dos fardos e ao armazenamento. Outra operação comum a todas as categorias de resíduos consiste na moagem ou trituração do material antes do uso. Tais custos foram definidos baseados no estudo de Silva (2017) e CONAB (2014). A categoria de resíduos úmidos, além dos processos descritos acima, deverá passar por uma etapa de secagem que teve seu custo adotado a partir de CONAB (2014). Tais custos da cadeia dos resíduos são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8. Custos de coleta e pré-tratamento utilizados neste estudo

Etapa	Custo (\$/GJ)		
	Palha	Palha úmida	Florestal
Coleta /enfardamento	0,30-0,90	0,30-0,90	0,30-0,90
Armazenamento	1,00	1,00	0,10
Carga-descarga	0,20	0,20	0,20
Pré-tratamento			
Secagem		0,10	
Moagem	0,10	0,10	1,20

Fonte: Elaboração própria

As biomassas que serão utilizadas de forma distribuída não tiveram custos de transporte contabilizados. Para as biomassas que serão centralizadas, o custo de transporte foi definido a partir da média dos valores obtidos das regressões lineares utilizadas no estudo de SILVA (2017) que refletem o \$/t.km. Estes valores estão na média de outros estudos que reportaram valores de custo de transporte, como 0,018 \$/GJ.km para aparas de madeira (GIACOMO, TAGLIERI, 2009), 0,012\$/GJ.km em (EDWARDS E JOHANNNS, 2014), 0,006\$/GJ.km para palhas (ROOZEN, 2015).

A distância atribuída a cada classe de resíduos foi considerada a metade da média dos tempos de viagem considerados nas classes de solo, apresentados na Tabela 4. Esta

decisão partiu da premissa simplificadora de que o principal modal usado para o transporte dos resíduos é feito por caminhões (ROOZEN, 2015).

Para estimar a distância de cada uma das classes de resíduos foi assumida uma velocidade média de 80 km/h a partir do Relatório Síntese de Informações ambientais da CNT (2011) que apresenta que a maioria dos motoristas trafegam em velocidades acima de 60 km/h. Desta forma, obteve-se as seguintes distâncias para cada categoria: A – 40 km; B – 160 km; C - 360 km; D - 740 km; E 1140 km; F – 1840 km; e G – 2400 km. Assim, os valores de custo de transporte variaram entre as diferentes classes de resíduos, na faixa de 0,79-9,75 \$/GJ para os resíduos de palha e 0,6-9,0 \$/GJ para os resíduos florestais.

A peletização também foi considerada como um pré-tratamento para densificação da biomassa. Esta etapa representa a última etapa da cadeia de resíduos, antes de serem integradas a uma categoria de biomassa primária dentro do modelo BLUES. Esta biomassa primária pode incluir outras fontes, como madeira de eucalipto tratada, e considera-se que a caracterização físico-química das diferentes fontes se torna indistinguível para o nível de representação do modelo.

Os custos de peletização foram considerados os mesmos para todas as categorias de resíduos e foram baseados na planta descrita por PRADHAN *et al.* (2019), excluídos os custos de pré-tratamento que já foram considerados anteriormente. De acordo com a descrição dos equipamentos descritos em SILVA (2017), os custos de pré-tratamento constituem cerca de 40% do custo de investimento da planta de peletização, de forma que as características da planta de peletização usadas nesse estudo encontram-se na Tabela 9.

Tabela 9. Definições da planta de peletização

	Unidade	
Eficiência	%	95
Custo de Investimento	US\$/kW	75
Custo de operação e manutenção	US\$/kW _y	60
LCOE	US\$/kW _y	68,3

Fonte: Elaboração própria

Para os resíduos pecuários não foi atribuído custo de logística, pois foi assumido que os projetos de aproveitamento destes resíduos deverão ser construídos próximo às

fontes (COWIE, 2021), ou seja, os resíduos pecuários não teriam movimentação significativa na cadeia de custo. Os custos de coleta e tratamento estão inclusos no custo da tecnologia de aproveitamento energético, que será apresentada na próxima seção.

A síntese da cadeia logística de cada categoria de resíduo de acordo com as destinações é apresentada na Figura 21. Onde o custo total de resíduos variou entre 4,6 – 14,6 \$/GJ, próximos à faixa de 5,49 – 12,45 \$/GJ estimada pelo estudo desenvolvido por ROOZEN (2015) sobre disponibilidade de resíduos lignocelulósicos no Brasil.

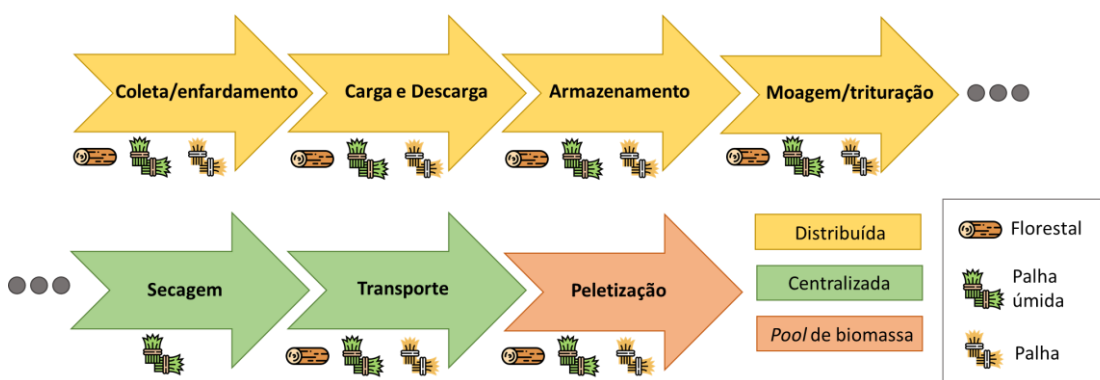


Figura 21. Síntese da cadeia logística dos resíduos

Fonte: Elaboração própria

3.4. Tecnologias de conversão energética

Em relação às possíveis rotas energéticas dos resíduos agropecuários serão revistos e adicionados processos tecnológicos, implementando os parâmetros necessários que definem o perfil tecnológico, como a eficiência de conversão, seus custos de investimento (CI) e custos de operação e manutenção (O&M). Além disso, serão inseridas restrições de penetrações de tecnologias a fim de limitar o modelo quanto à expansão destas rotas, dada restrições comerciais e de difusão tecnológica.

De forma a avaliar o efeito da escala e da logística dos resíduos, as tecnologias de conversão energética foram diferenciadas em relação à escala dos projetos abordando geração centralizada e distribuída de energia.

A geração distribuída visa a geração de energia próximo às fontes de matérias-primas para atender às demandas do próprio setor agropecuário e apresentam escalas relativamente pequenas. Para esta forma de geração, foram considerados os usos energéticos de calor e eletricidade, ambos de forma direta ou indireta. Para isso, as fontes

de energia final podem ser geradas a partir da combustão dos resíduos agrícolas ou através do biogás produzido na digestão anaeróbica dos resíduos agrícolas e pecuários. Essas gerações distribuídas foram disponibilizadas para atender às demandas do setor agropecuário do modelo (demanda exógenas).

Os parâmetros das tecnologias a partir da combustão dos resíduos agrícolas implementados constam na Tabela 10. Tais parâmetros foram obtidos a partir de rotas tecnológicas já disponíveis no BLUES (ROCHEDO *et al.*, 2018; MCTIC, 2017a), adaptando padrões tecnológicos do setor industrial e do setor elétrico. Os insumos das tecnologias de calor são as palhas e os resíduos florestais distribuídos (ou seja, resíduos que não foram transportados e, por isso, não foram incluídos os custos de transporte). As palhas úmidas, por apresentarem baixa eficiência por causa da umidade, não foram consideradas para estas tecnologias. Os fatores de capacidade médios foram definidos como 70%, devido à disponibilidade de resíduos. Importante destacar que este trabalho não incluiu a representação da sazonalidade das produções agrícolas, no sentido que a complexidade do modelo cresceria fortemente, aumentando os esforços computacionais.

Tabela 10. Custo das tecnologias de aproveitamento de resíduos agrícolas em geração distribuída

	Unidade	Calor	Eletricidade
Tecnologia	-	Forno	Rankine
CI	US\$/kW	300	6000
O&M	%	1	2
Eficiência	%	50	27

Fonte: Elaboração própria, com base em KOBERLE, 2018

A produção de biogás de forma distribuída pode se dar a partir de resíduos agrícolas e resíduos pecuários. Para determinar os rendimentos de biogás desse processo, foi realizado um levantamento bibliográfico de estudos sobre digestão anaeróbica de cada resíduo. Os resíduos florestais não foram considerados para essa rota de conversão devido ao alto teor de lignina presente na matéria-prima (ETSAP, 2013).

A maioria dos estudos da literatura sobre digestão anaeróbica abordam a quantificação de metano em mL CH₄/g SV. Para quantificar a produção de biogás a partir desses dados, uma vez que o teor de metano no biogás é apontado na faixa entre 50-70% (PROBIOGÁS, 2010), foi considerado como premissa que a proporção de metano no

biogás seria equivalente a 60% do biogás em todos os casos, como forma de padronização do biogás no modelo, evitando diferenciar tipologias de biogás por teor de metano.

Os cálculos realizados a partir dos estudos da literatura consideraram as umidades descritas na Tabela 11 e o PCI das categorias de resíduos, na Figura 20. Para o cálculo de eficiência energética (Tabela 11), foram utilizados os dados de $PCI_{\text{biogás}} (60\% \text{ CH}_4) = 17.7 \text{ GJ/t}$ e densidade igual a $1,2143 \text{ m}^3/\text{kg}$ (CIBIOGÁS, 2018). Uma vez que a faixa de eficiência para resíduos de palha úmida foi de 13-29% (b.e.), foi utilizado o valor médio de 20% de eficiência de conversão energética para a geração distribuída. Para os resíduos de palha, a faixa de eficiência de conversão foi entre 17-74% (b.e.) e o valor médio foi adotado equivalente a 40% (b.e.). Para a geração centralizada, foram adotados rendimentos superiores de 30% (b.e.) para a palha úmida e 50% (b.e.) para a palha seca (EL-SHINNAWI *et al.* 1990; SONG e ZHANG, 2015; JENDE *et al.*, 2015; DAHUNSI *et al.*, 2019; GUAN *et al.*, 2018; AL AFIF *et al.*, 2020; DELL'OMO e SPENA, 2020).

Tabela 11. Rendimentos de biogás da digestão anaeróbica de resíduos agrícolas calculados a partir de estudos da literatura

Matéria-prima	$\text{m}^3_{\text{biogás}}/\text{t}_{\text{res}}$	Eficiência energética (%)	Referência bibliográfica
Palha de arroz	234	54,7	Guan <i>et al.</i> , 2018
Caule de algodão	72	16,9	Al Afif <i>et al.</i> , 2020
Palha de trigo	235	55,0	Dell'Omo e Spena, 2020
Palha de arroz	124	29,2	El-Shinnawi <i>et al.</i> 1990
Palha de milho	206	48,3	El-Shinnawi <i>et al.</i> 1990
Palha de algodão	210	49,2	El-Shinnawi <i>et al.</i> 1990
Palha de trigo	87	20,4	Song e Zhang, 2015
Palha de trigo	148	74,3	Jende <i>et al.</i> , 2015
Palha de milho	81	19,0	Jende <i>et al.</i> , 2015
Resíduos de mandioca	125	29,0	Dahunsi <i>et al.</i> , 2019
Resíduos da colheita de batata	25	13,0	Jende <i>et al.</i> , 2015
Resíduos da colheita de beterraba	30	15,0	Jende <i>et al.</i> , 2015

Fonte: Elaboração própria

A BiogásFert (MITO *et al.*, 2018) realizou extensa revisão bibliográfica sobre estudos que consideram a geração de metano a partir de dejetos de suínos e bovinos de corte e de leite, determinando o rendimento médio de $0,15 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{kgSV}$ para os dejetos de bovino de leite e $0,17 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{kgSV}$ para dejetos de bovinos de corte. A partir disso, o rendimento de biogás a partir de dejetos bovinos foi calculado considerando-se o teor de

60% de metano no biogás e teor de sólidos voláteis equivalente a 16% (Piñas *et al.*, 2018). Isso se traduz no rendimento de 45 m³ biogás/t de dejetos de gado leiteiro e 40 m³ biogás/t dejetos de bovinos de corte. Rendimentos esses que estão na faixa de 40-45 m³ biogás/t esterco reportados por Teodorita *et al.* (2008), White *et al.* (2010), EPE (2014) e Subedi *et al.* (2014).

Para os dejetos de frango, foi utilizado o rendimento de 153,2 m³ biogás/t calculado a partir de EPE (2014). Os dados de rendimento de biogás a partir dos dejetos de frango não foram concordantes na literatura buscada (HOO *et al.*, 2019; JURGUTIS *et al.*, 2020), uma vez que o rendimento de metano é dependente da quantidade de sólidos voláteis e este pode variar de acordo com o teor de sólidos voláteis de acordo com a prática de manejo realizada. Portanto, optou-se por utilizar o rendimento de biogás da mesma literatura que foi utilizada como referência para a determinação do rendimento diário de dejetos produzido por cabeça.

Os resíduos pecuários poderão ser utilizados para a geração distribuída a partir da monodigestão anaeróbica. Para a geração centralizada, eles poderão ser utilizados para a digestão anaeróbica junto aos resíduos agrícolas, em sistemas de codigestão. Vale ressaltar que esta opção de geração centralizada considera apenas a movimentação dos resíduos agrícolas. Assim, os resíduos pecuários não possuem custos logísticos adicionais para sistemas de codigestão, porém é considerado que a escala deste sistema seria maior que os sistemas distribuídos, como será discutido a seguir.

Por sua vez, o rendimento de biogás na codigestão foi determinado com base no estudo realizado por MEI *et al.* (2016) que reporta a proporção de maior rendimento de codigestão equivalente à razão 1:1 de sólidos voláteis. Isso corresponde à proporção de 20:80 para palha e esterco. O acréscimo no rendimento foi de 28% comparado à digestão anaeróbica de cada substrato separado. Em base energética, a eficiência da codigestão com esterco bovino corresponde a 43% (b.e.) e da codigestão com esterco de frango corresponde a 39,5% (b.e.).

Para as plantas de biogás, as escalas dos projetos de cada forma de geração foram escolhidas baseados na categorização de IEA (2020) e nos dados de plantas de *upgrading* de biogás de 2019 da IEA Bioenergy Task 37 (IEA ENERGY, 2020) que indica que a capacidade média das plantas da Europa é 735 Nm³/h, das plantas asiáticas é 567 Nm³/h e na América Latina 145 Nm³/h. A partir disso, foi determinado que as plantas de pequena

escala distribuídas terão vazões de saída equivalentes a 200 Nm³/h e as plantas de grande escala terão vazões de saída de biogás equivalente a 750 Nm³/h.

Os custos de plantas de monodigestão anaeróbica de cada geração foram definidos a partir dos estudos de DENNEHY et al. (2017) e ETSAP (2013) reportados pela IEA (2020), enquanto os custos de codigestão também consideraram o estudo de Imeni *et al.* (2019), acrescentando os custos de contingência de processo e de projeto, devido ao seu nível de maturidade tecnológica (NETO, 2020; MCTI, 2021). A partir disso, foi assumido que o custo desta tecnologia será reduzido no longo prazo devido ao ganho de aprendizado tecnológico, também baseado em dados da mesma literatura.

Tabela 12. Custos de monodigestão anaeróbica dos resíduos agropecuários

	Unidade	Distribuída	Centralizada
Escala	m ³ _{biogás} /h	200	750
CI	US\$/kW	1400	850
O&M	%	3	2

Fonte: Elaboração própria

Tabela 13. Custos de codigestão anaeróbica dos resíduos agropecuários

	Unidade	Ano	
		2010	2050
Escala	m ³ _{biogás} /h	750	750
CI	US\$/kW	1400	910
O&M	%	3	3

Fonte: Elaboração própria

Para determinar a capacidade instalada e os limites de expansão de plantas de biogás no Brasil, primeiramente foi analisada a base de dados disponibilizada pela CIBiogás através do BiogásMap (CIBIOGÁS, 2020). Esta base de dados permite selecionar as plantas de biogás a nível municipal, com filtros relacionados à situação da planta (construção, implantação e reforma), à aplicação do biogás (térmica, elétrica, mecânica e biometano), ao ano de início da operação da planta com dados desde 2003, ao porte das plantas, à fonte do substrato da digestão anaeróbica (agropecuária, indústria e RSU/estações de tratamento de esgoto).

Desta base de dados, foram selecionadas todas as plantas de geração de biogás a partir de substratos da agropecuária. A produção de biogás das plantas de pequena e média escala segundo a classificação do BiogásMap foi somada e contabilizada como plantas distribuídas e as plantas de grande escala foram consideradas como plantas centralizadas de biodigestão. A potência total gerada a partir desta produção de biogás foi considerada como a capacidade instalada nos anos de 2010, 2015 e 2020. Estes valores foram divididos pela potência das plantas consideradas no presente estudo a fim de quantificar o equivalente de plantas de cada escala que devem ser inseridas no modelo para a geração de biogás, sem distinção quanto ao substrato utilizado. As potências das plantas consideradas no presente estudo são de 1,2 MW para as plantas distribuídas e 4,5 MW para as plantas centralizadas e o número de plantas de cada ano está representado na Tabela 14.

Tabela 14. Número de plantas instaladas de biogás no modelo BLUES

Escala	Potência (MW)	Número de plantas		
		2010	2015	2020
Pequena	1,2	4,8	16,6	83,8
Grande	4,8	0,5	1,0	2,7

Fonte: Elaboração própria

Para determinar os limites de expansão das tecnologias de biogás, foi utilizado como referência o caso da China a partir do estudo de Giwa *et al.* (2020). A China é considerada pioneira na utilização e desenvolvimento de usinas de biogás. Em 2003, o governo chinês desenvolveu um programa de incentivo para a promoção de plantas de biogás em áreas rurais que resultou em um acréscimo de $11,5 \times 10^{27} \text{ m}^3$ na produção de biogás entre 2003 e 2013. Da produção total de biogás da China, $250 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{ano}$ são produzidos pelo setor agropecuário.

A partir destes dados, foi assumido como a restrição máxima de crescimento das plantas de biogás nacionalmente é de que, no máximo, o Brasil poderá crescer em 20 anos (2020 a 2040) o que a China cresceu em 10 anos (de 2003 a 2013). Ou seja, o Brasil poderá chegar a esta mesma produção a partir de 2040. Considerando que 75% deste volume de biogás se daria em plantas centralizadas e 25% em plantas distribuídas, tem-se que o limite para o crescimento anual é equivalente a 29 plantas centralizadas por ano e 36 plantas distribuídas por ano, o que no modelo foi implementado como 30 e 35 plantas

centralizadas e distribuídas, respectivamente. De 2020 a 2040 foi permitido ao modelo uma expansão gradual até atingir este valor, mantendo até o final do período de análise, em 2050.

Quanto aos usos desse biogás produzido, eles também são diferenciados pela escala e origem (distribuída ou centralizada). De forma distribuída, este pode ser utilizado para a geração de calor em forno ou eletricidade em turbinas a gás, como mencionado anteriormente. Os dados implementados no modelo para estas tecnologias são apresentados na tabela a seguir.

Tabela 15. Custos das tecnologias de conversão energética do biogás

Tecnologia	Unidade	Calor	Eletricidade
		Forno	Brayton
CI	US\$/kW	200	800
O&M	%	1	2
Eficiência	%	50	25

Fonte: Elaboração própria

Por sua vez, o biogás produzido de forma centralizada pode ser utilizado para geração elétrica, com os mesmos parâmetros da Tabela 15. No entanto, a eletricidade gerada de forma centralizada visa atender à demanda elétrica geral do modelo, ao invés da demanda rural como a distribuída. Por esse motivo, a eletricidade é exportada ao sistema interligado.

Alternativamente, o biogás centralizado pode passar por um processo de *upgrading* com o objetivo de aumentar o teor de metano do biogás. Esse processo não foi considerado para o biogás distribuído, pois a *upgrading* do biogás em pequena escala geralmente é muito cara, devido aos altos custos de investimento do equipamento de *upgrading* (BAUER *et al.*, 2013), como demonstrado pela Figura 22.

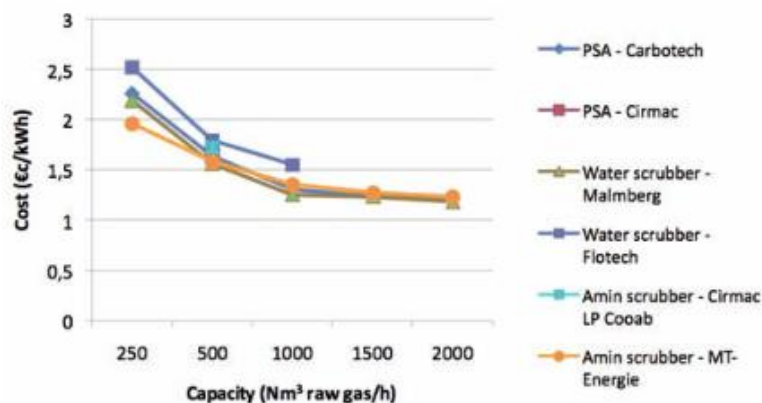


Figura 22. Custo estimado de plantas de atualização de biogás em função da capacidade usando diferentes tecnologias

Fonte: Urban *et al.* (2008)

Para definir qual tecnologia de *upgrading* de biogás seria usada, foi utilizada a lista de plantas de *upgrading* de biogás de 2019 da IEA Bioenergy Task 37 (IEA ENERGY, 2020) que apresenta um banco de dados com plantas de países membros e não membros da Task 37 com as tecnologias usadas em cada planta, sua capacidade e o ano de início das operações. A partir disso, foram quantificadas quantas plantas apresentavam cada tipo de tecnologia, concluindo-se que as tecnologias mais utilizadas são *Water Scrubbing (WS)* e separação por membrana (Figura 23).

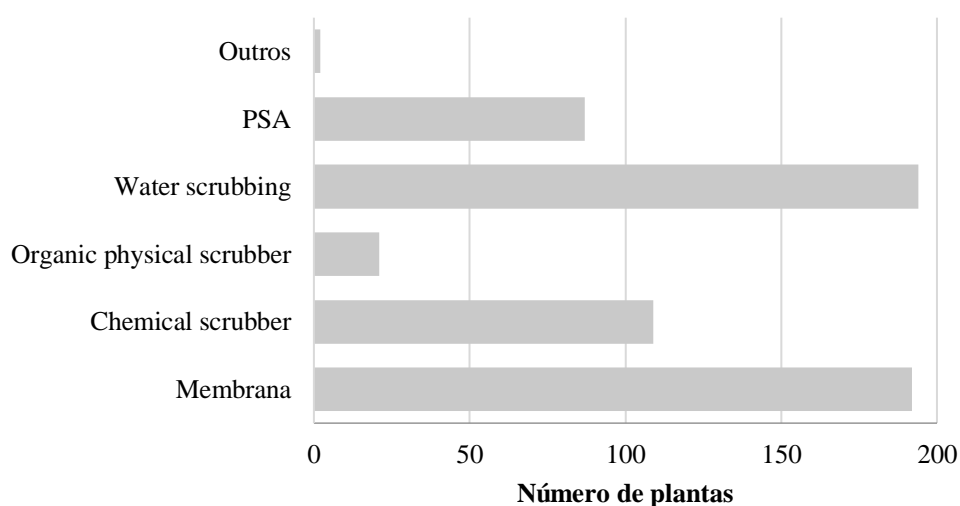


Figura 23. Número de plantas por tecnologia de upgrading de biogás dos países membros e não membros da Task 37

Fonte: Elaboração própria a partir de IEA Bioenergy Task 37 (2020)

Através de uma análise *box plot* do ano de início das operações dessas duas tecnologias, foi verificado que a capacidade de WS é maior e seu uso é mais frequente em plantas mais antigas, enquanto em plantas mais recentes o uso da tecnologia de separação por membrana é mais comum, indicando uma tendência futura de expansão da separação por membrana (Figura 24). Portanto, para o ano base do modelo, foi utilizado o custo referente à tecnologia de WS e para o ano de 2050 foi utilizado o custo referente à tecnologia de separação por membrana, com valores intermediários que indicam esta transição.

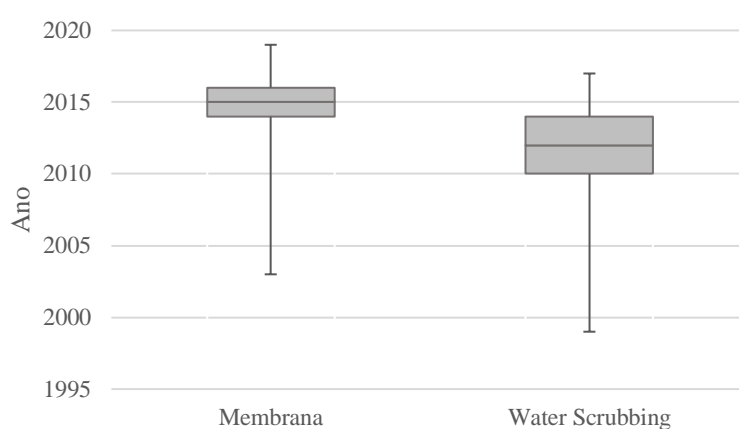


Figura 24. Análise box-plot da capacidade de plantas de upgrading de biogás em função do ano por tecnologia

Fonte: Elaboração própria a partir de IEA Bioenergy Task 37 (2020)

Os dados de cada uma das duas tecnologias foram selecionados a partir de Ardolino *et al.* (2020) em que é reportado o custo de 2.880 $\$/(\text{m}^3_{\text{biogás/h}}$) para WS e 2.033 $\$/(\text{m}^3_{\text{biogás/h}}$) para separação por membrana. Estes dados foram calculados para a escala de 750 $\text{m}^3_{\text{biogás/h}}$, considerando o PCI_{CH_4} equivalente a 35 MJ/kg reportado no trabalho e a densidade de metano equivalente a 0,72 kg/m^3 (CIBIOGÁS, 2018). Os dados, convertidos para $\$/\text{kW}$, como deve ser a entrada de custo no modelo, são apresentados na Tabela 16. Os custos destas tecnologias também foram reportados por ETSAP (2013) em que WS tem custos semelhantes de investimento equivalente a 2.000-2.600 $\$/(\text{m}^3_{\text{biogás/h}}$) para WS e custo de O&M entre 2-3%. Para a separação por membrana, entretanto, o custo de investimento nesta referência é superior ao custo da tecnologia de WS. Como esta referência é mais antiga, isso pode indicar uma tendência de redução do custo da

tecnologia a partir de recentes avanços tecnológicos, o que beneficia sua expansão no futuro.

Tabela 16. Custos das plantas de *upgrading* de biogás

	Unidade	WS	Membrana
CI	US\$/kW	700	478
O&M	%	1,9	4,5
Eficiência Energética	%	51,2	51,8

Fonte: Adaptado de Ardolino et al. (2020)

Ambas as tecnologias apresentam cerca de 98% de remoção de CO₂, de forma que o biometano gerado poderá ser utilizado como substituto de gás natural do modelo, onde são contabilizados os custos de distribuição, excluindo os custos de transmissão, a partir da premissa de que este gás será consumido próximo às fontes.

A saber, o CO₂ gerado a partir da *upgrading* do biogás poderá ter três destinos no modelo: serem emitidos para a atmosfera; ser capturado, transportado e injetado em campos de injeção, como campos de petróleo ou aquíferos salinos; ou utilizados num processo de metanação, uma reação com H₂ para produção de mais metano. Vale destacar que o modelo BLUES já possui um portfólio de opções de geração de hidrogênio (Casseres *et al.*, 2021), de forma que o insumo de hidrogênio pode ser representado como um *pool* destas opções tecnológicas.

A opção de captura de carbono foi inserida à tecnologia de *upgrading* a metano, acrescentando o custo de 110\$/kW referente a esse processo. Este custo adicional foi estimado com base em processos similares para separação de CO₂, como desenvolvido em Rochedo *et al.* (2016). Para a estimativa de CO₂ capturado foi considerada uma taxa de captura de 90%. As tecnologias de transporte e armazenamento de carbono já estão presentes no modelo.

Conforme mencionado, o aproveitamento do CO₂ como estratégia para aumentar a produção de biometano foi considerada em uma planta de metanação, que poderá receber qualquer CO₂ capturado no modelo, de forma que este produto obtido na *upgrading* do biogás poderá competir com outras tecnologias de captura de carbono. Os custos dessa planta foram determinados a partir da revisão bibliográfica contida na Tabela 17.

Tabela 17. Custos de plantas de metanação

	Unidade	Baier et al., 2018		Gorre, et al., 2019		Gorre, et al., 2020
Eficiência	%	64.5	64.5	78	78	69
CI	US\$/kW	440	208	600 (2017)	335 (2050)	450
O&M	%	5	5	5	3	3

Fonte: Elaboração própria

A partir destes dados, foi considerado o custo de investimento equivalente a 600 US\$/kW para o ano base (2010), decrescendo para 450 em 220 US\$/kW em 2020 e atingindo o custo de 330 US\$/kW em 2050. O custo de O&M implementado foi de 3% com eficiência de 69%.

Por fim, a última tecnologia de aproveitamento dos resíduos agrícolas é a produção de biomassa peletizada. Conforme mencionado, o produto de pelletização foi agregada às outras fontes de biomassa lignocelulósica, devido sua compatibilidade físico-química e simplificação do modelo BLUES. Uma vez no pool de biomassa primária, os pellets podem servir de carga para as tecnologias de produção de gases (ex: H₂), líquidos (Ex: diesel, kerosene, nafta), eletricidade e o uso sólido (direto ou indireto, como carvão vegetal) já implementadas no modelo e fora do escopo deste trabalho.

Uma vez implementado o portfólio de tecnologias de geração de energia a partir dos resíduos, de forma distribuída e centralizada, e as tecnologias que se desdobram da produção do biogás, foram geradas curvas de oferta que refletem o potencial de resíduos e seus usos energéticos, como será discutido a seguir.

3.5. Obtenção das curvas de oferta

Para a geração das curvas de oferta foram realizadas diversas rodadas no modelo BLUES, com variações em diversas inequações do modelo (*constraints*) a partir do cenário base do modelo. Estes *constraints* são inequações criadas pelo usuário e permitem, entre outras coisas, agrupar produtos do modelo em *clusters*, para contabilizá-los separadamente. Foram criados seguintes *constraints*:

1. Energia primária a partir dos resíduos agrícolas;
2. Biomassa total, em termos de energia primária, discriminando a fonte (entre resíduos agrícolas, cana-de-açúcar, oleaginosas, de gramíneas e de

biomassa florestal), de forma a avaliar a participação dos resíduos na oferta de energia primária de biomassa;

3. Produção de biogás;
4. Produção de biometano.

Estes *constraints* foram rodados no modelo através de diversos cenários. Cada cenário teve as demandas de serviços energéticos removidas do modelo para não haver competição pelo uso de bioenergia. Apenas as demandas alimentares foram mantidas, para garantir a competição pelo uso do solo. Para o *constraint* de energia primária a partir dos resíduos agrícolas, a produção de cana-de-açúcar foi restringida à produção de açúcar, evitando que os resíduos agrícolas fossem gerados a partir da demanda por etanol.

Em cada cenário, os *constraints* foram utilizados de forma a contabilizar integralmente a quantidade de bioenergia, primária ou secundária. Assim, são gerados diversos cenários em que cada *constraint* tem o preço de 1 a 30 \$/GJ, e é investigada a quantidade de insumo que consegue atender esta demanda. Desta forma, foi possível construir as curvas de oferta que serão discutidas na próxima seção.

Vale notar que, embora exista disputa pelo uso do solo para atender as demandas alimentícias exógenas, foi permitido ao modelo uma manipulação livre das tecnologias de mudanças de uso do solo e práticas agrícolas, incluindo o desmatamento, a recuperação de pastagens e formas agrícolas de maior produtividade (ANGELKORTE, 2019; ROCHEDO *et. al*, 2018)

Esta implementação também possibilita rodadas futuras do modelo de forma integrada em diferentes cenários, por exemplo com restrição de emissões ou com custos de CO₂, de modo que possa ser avaliada a penetração destas tecnologias implementadas competindo com as outras tecnologias do modelo.

A partir da curva de oferta de biometano obtida pela etapa descrita na seção 3.5, foi possível calcular o potencial disponível de biometano que seria potencialmente competitivo no mercado. Para isso, os custos de biometano foram comparados ao preço médio do gás natural (GN) e do gás liquefeito de petróleo (GLP), dois energéticos comerciais potencialmente em competição com o uso do biogás e biometano. Em ambos os casos foram considerados preços descontados de impostos. O preço do GN adotado foi obtido a partir de Da Silva (2015), onde foi calculado o preço aproximado de GN no *city gate* equivalente a 10\$/GJ.

Para a comparação com o GLP, foram abatidos os impostos que incidem sobre o preço do GLP, que corresponde a aproximadamente 20%, segundo ANP (2021). O preço médio de GLP no Balanço Energético Nacional (EPE, 2020a) equivale a 35,9\$/GJ em 2010 e 28,8\$/GJ em 2019. Descontados os impostos, obtém-se a faixa de 23-30\$/GJ de custo do GLP, abaixo da qual o biometano é competitivo.

Além da comparação direta entre os custos de produção do biogás e biometano e os preços comerciais de gás natural e GLP, estes dados também podem ser utilizados para estimar o nível de precificação de carbono que garantiria uma competitividade dos combustíveis alternativos. Desta forma, foi calculado o preço de carbono que torna o biometano mais competitivo com gás natural a partir da seguinte equação:

$$\$_{CO2} = \frac{\frac{\$}{GJ}_{biometano} - \frac{\$}{GJ}_{GN}}{FE_{GN} - FE_{biometano}} \times 10^3$$

Onde FE_{GN} é o fator de emissão de gás natural, dado por 56,1 tCO₂/TJ (IPCC, 2006) e $FE_{biometano}$ é o fator de emissão do biometano. Tal fator para a produção de biometano com captura foi dado por -46 tCO₂/TJ_{biometano}, de acordo com KOORNNEEF *et al.* (2013), onde foram contabilizadas as emissões diretas de gases de efeito estufa da conversão da biomassa, emissões indiretas e a quantidade de carbono biogênico armazenado, sem considerar as perdas de distribuição da rede de gás.

4. Resultados e discussão

A partir da implementação no modelo BLUES da metodologia desenvolvida neste trabalho, pôde-se avaliar a quantidade de resíduos disponível para uso energético considerando aspectos técnico, ambientais e econômicos. Primeiramente, as estimativas de potencial de resíduos, que servem como base de entrada para o modelo para o ano base, foram validadas através da comparação com estudos similares da literatura. Em seguida, foram geradas curvas de oferta de resíduos agrícolas, de energia primária a partir de diversas fontes de biomassa e curvas de oferta específicas para o biogás e biometano. Os resultados da segunda etapa (curvas de oferta) se mostram como uma contribuição à literatura, de forma que as curvas geradas fornecem informações mais relevantes sobre o potencial econômico e de longo prazo para o aproveitamento energético dos resíduos que já mencionados neste trabalho. Além disso, estes resultados fornecem *insights* a serem discutidos sobre a participação dos resíduos na matriz energética brasileira, suas barreiras e oportunidades.

4.1. Potencial de resíduos

Primeiramente, serão discutidos os resultados do potencial de resíduos no ano base do modelo, para qual também existem estimativas da literatura para avaliação e validação dos resultados preliminares do modelo. Assim, a partir dos dados de entrada e a metodologia descrita no capítulo anterior, o potencial de oferta dos resíduos agrícolas (palhas, úmidos e florestais) foi estimado em 2,08 EJ no ano base do modelo, 2010.

Para fins de comparação, o inventário energético de resíduos rurais desenvolvido pela EPE (2014) também estimou o potencial energético de algumas culturas energéticas para o ano de 2010, porém sem considerar os resíduos da cana-de-açúcar. Em sua metodologia, foram consideradas restrições similares de remoção dos resíduos no campo e o potencial reportado no documento é igual a 1,60 EJ para o ano de 2010. Grande parte da diferença entre as estimativas deste trabalho e o da EPE está associada à ausência dos resíduos da cana-de-açúcar.

Ainda, outro estudo, realizado por Portugal-Pereira et al. (2014), sobre o potencial energético dos resíduos agrícolas e agroindustriais indicou um potencial ambientalmente

sustentável de 2,82 EJ. Neste caso, a principal diferença em relação ao presente estudo é devido à presença dos resíduos agroindustriais, que aqui não são considerados. De toda forma, apesar das divergências de menor ordem na estimativa do potencial, considera-se que o valor dado pelo modelo se encontra próximo à média dos potenciais desses dois estudos.

Portanto, devido ao resultado obtido estar em concordância com os estudos encontrados na literatura, atesta-se que a metodologia utilizada para estimar o potencial sustentável dos resíduos agrícolas nesse estudo é satisfatória, apesar de todas as simplificações necessárias para o desenvolvimento do módulo de resíduos agropecuários no modelo integrado BLUES.

Ao implementar esta metodologia no modelo, incluindo custos relacionados à cadeia logística, existe a vantagem de conseguir analisar aspectos econômicos do potencial energético dos resíduos, além de permitir projeções de longo prazo da curva de oferta dos resíduos. A Figura 25 apresenta a curva de oferta dos resíduos agrícolas para os anos de 2030 e 2050. Vale destacar que, para construção deste cenário, as demandas energéticas do modelo foram descartadas, permanecendo apenas as demandas de alimentos e produtos agropecuários até 2050.

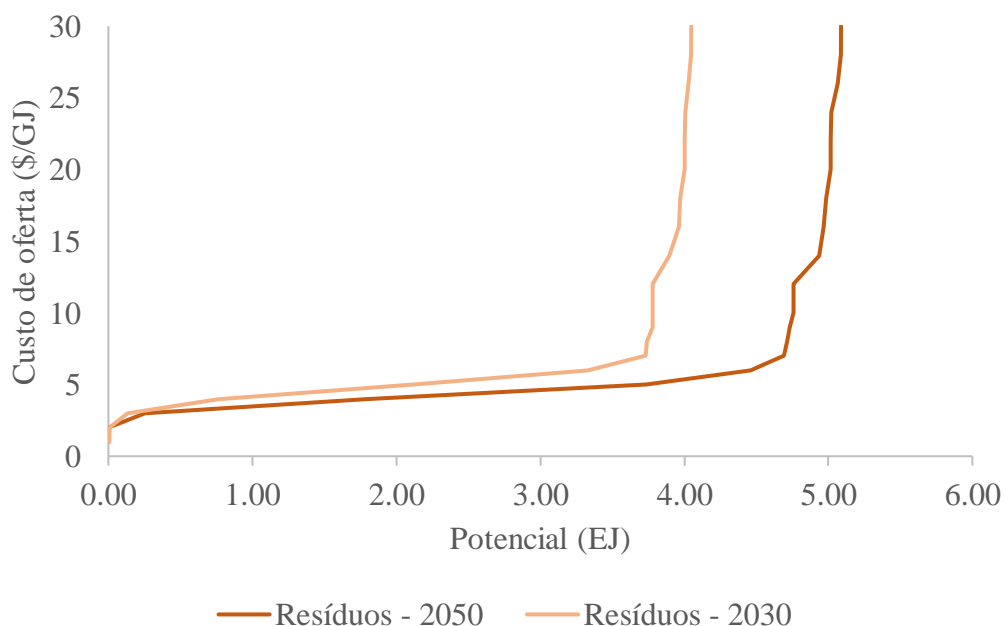


Figura 25. Curva de oferta nacional de resíduos agropecuários

Fonte: Elaboração própria

De acordo com esta curva de oferta, o potencial energético de resíduos até 30 \$/GJ é de 4,05 EJ em 2030, com crescimento para 5,09 EJ em 2050. É possível notar, no entanto, que a maioria desse potencial possui custo de 7\$/GJ em ambos os anos. O potencial energético até 7\$/GJ equivale a 3,73 EJ em 2030 e 4,69 EJ em 2050. Ao comparar com estudos internacionais, é possível interpretar que esta faixa do potencial tem forte potencial para ser economicamente viável para uso energético em cenários de longo prazo, por estar abaixo de 15 \$/GJ, segundo considerações de DAIIOGLOU (2016).

Cabe destacar novamente que este cenário específico tem como premissa o atendimento exclusivo das demandas agrícolas alimentares. Isso significa que os resíduos de culturas energéticas, como a cana-de-açúcar, podem estar subestimados.

Por exemplo, nesse cenário a produção de cana-de-açúcar é restrita à demanda de açúcar, de forma que não existe uma demanda exógena ou endógena por etanol. Por sinal, existem no modelo dois tipos de destilarias de cana-de-açúcar: as autônomas, que produzem apenas etanol; e as anexas, que produzem tanto etanol quanto cana-de-açúcar com alguma flexibilidade operacional. Os resultados indicam que as autônomas não operam em todo horizonte, enquanto as anexas operam maximizando a produção de açúcar, o que corresponde à 75% da cana-de-açúcar direcionada à produção de açúcar, e 25% direcionada a produção de etanol. Portanto, há uma produção de etanol, mas esta fica abaixo da produção de etanol em um cenário integrado em que este combustível tem papel importante para o setor de transportes (ROCHEDO et al, 2018), e potencialmente para uso não energético (OLIVEIRA *et al.*, 2020; OLIVEIRA *et al.*, 2021). Portanto, a quantidade de etanol produzida não reflete toda a cana-de-açúcar necessária em um cenário até 2050 e, por consequência, a palha de cana-de-açúcar que seria produzida. Isso também se aplica a outros cultivos com forte integração energética, como a biomassa lenhosa e oleaginosa.

Essa premissa teve de ser assumida neste cenário para evitar que o potencial de oferta de resíduos fosse superestimado por considerar a maximização da produção de culturas energéticas que poderiam decorrer em grandes mudanças de uso do solo. Assim, o potencial retratado representa somente o potencial mínimo disponível (considerando as demandas do modelo BLUES) para o atendimento da produção de alimentos, sem efeitos de cultivos dedicados para fins energéticos.

Em oposição à esta premissa, foi formulada uma curva de oferta de bioenergia primária. Quando é analisado o potencial de energia primária a partir de todas as fontes de biomassa no modelo, há uma competição entre elas para o suprimento de energia. Além disso, dada a disponibilidade de resíduos nos cultivos energéticos, o potencial deles certamente aumentará.

A Figura 26 retrata o potencial de bioenergia primária, sem qualquer tipo de restrição de mudança de uso solo e/ou emissões de gases de efeito estufa. O objetivo desta figura é identificar e avaliar os limites de produção do modelo BLUES. É possível notar um potencial energético extremamente elevado sob estas condições, atingindo cerca de 100 EJ já próximos de 7 \$/GJ. O potencial, calculado apenas para o Brasil, representa uma parcela bem significativa de estimativas de potenciais globais, que variam usualmente de 200 a 1,400 EJ (SMEETS *et al.*, 2007; OFFERMANN *et al.*, 2010; IPCC, 2014; SLADE *et al.*, 2014; SEARLE e MALIN, 2015; DAI OGLOU, 2016). Vale destacar, no entanto, que essas estimativas variam significativamente em suas premissas e considerações de sustentabilidade, o que torna uma comparação direta pouco adequada.

A participação dos resíduos corresponde a 31,4% da oferta de energia primária. Porém o potencial energético dos resíduos desta figura não deve ser comparado diretamente ao potencial da figura anterior, uma vez que no atual cenário o modelo pôde atuar livremente para expandir culturas energéticas, e mais resíduos são produzidos por consequência. Assim, é muito provável esses resíduos podem estar associados a uma importante mudança de uso do solo, emissões de gases de efeito estufa e até mesmo impactos sob os recursos hídricos.

Neste sentido, a figura indica o potencial de biomassa lenhosa aproximado de 50 EJ em 2050. Para contexto, em rodadas recentes o modelo BLUES utiliza cerca de 16,6 EJ por ano em 2050 de biomassa florestal para produzir combustíveis sintéticos em cenários de 1,5°C, entre eles diesel, querosene e bunker (MÜLLER-CASSERES, 2021). Ainda, é importante destacar que essa quantidade de biomassa primária resultou de mudanças de uso do solo significativas, mas que não contribuíram com emissões de gases de efeito estufa, pois se baseou fortemente em expansão agrícola em áreas de recuperação de pastagem e sistemas integrados. Portanto, dentro da modelagem integrada é extremamente improvável que o modelo utilize todo o potencial da curva de oferta, ainda mais considerando aspectos como a competição por custo, pelos efeitos de uso do solo (e suas emissões) e opções tecnológicas da cadeia para atender as demandas de serviços

energéticos, que não foram considerados nesse cenário. Ainda assim, esta figura é importante para mostrar o potencial de energia primária com a participação de cada tipo de biomassa.

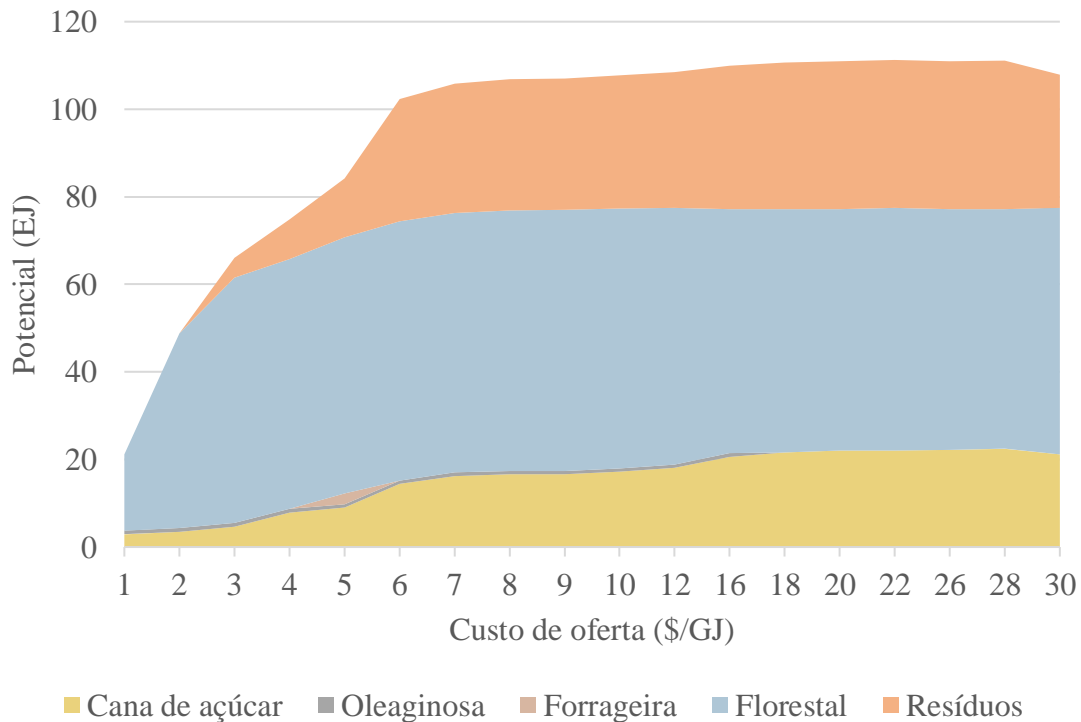


Figura 26. Potencial de oferta de biomassa primária para 2050, por fonte

Fonte: Elaboração própria

4.2.1. 4.2. Potencial de energéticos secundários

Biogás

Além do potencial de oferta de energia primária dos resíduos agrícolas, foi investigado o potencial energético dos produtos gerados a partir da conversão dos resíduos agropecuários. Primeiramente, vamos focar no aproveitamento energético para a produção de biogás.

A Figura 27 apresenta a curva de oferta de biogás para os anos de 2030 e 2050, em que o potencial ofertado em 2030 equivale a 0,20 EJ com o custo a partir de 18 \$/GJ até 30 \$/GJ, e em 2050 equivale a 1,53 EJ na mesma faixa. O forte crescimento em 2050 se deve, principalmente, pela expansão das tecnologias inseridas no modelo para produção de biogás. Conforme mencionado anteriormente, o modelo BLUES possui restrições para a expansão de capacidade das rotas energéticas que, neste caso, foram associadas ao crescimento histórico da China.

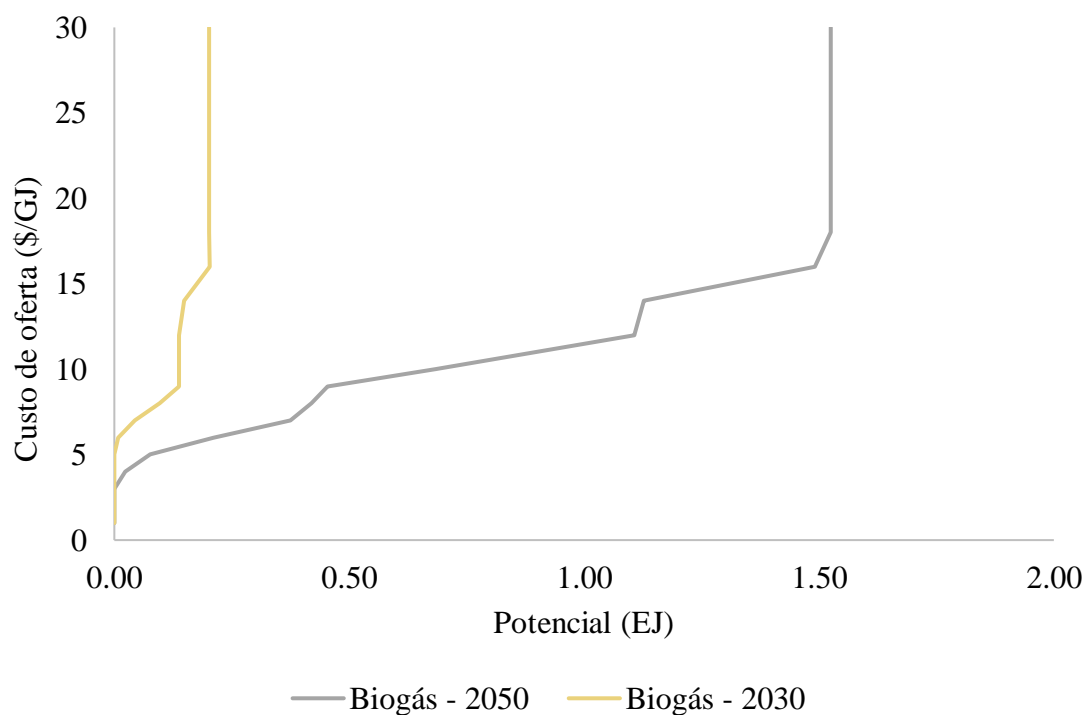


Figura 27. Curva de oferta nacional de biogás

Fonte: Elaboração própria

O potencial de biogás estimado neste trabalho, em 2050, é similar em escala ao potencial de biogás a partir de resíduos agropecuários apresentado pelo SI Energia (2021), que corresponde a 1,29 EJ de biogás em 2017. Vale destacar, no entanto, que o SI Energia não possui considerações econômicas e de mercado, de forma que toda a disponibilidade de resíduos é contabilizada.

Por outro lado, a partir da base de dados do BiogásMap, tem-se que o potencial de biogás a partir de recursos da agropecuária chegam a 1,15 PJ em 2020. Considerando o potencial disponível, isso mostra que há um grande potencial futuro a ser explorado para a produção de biogás no Brasil.

Para contextualizar o volume de biogás, o potencial encontrado pelo modelo BLUES, em 2050 a custos de até 30 \$/GJ, seria equivalente, em base energética, ao total de gás natural produzido em 2017 e 2018 (EPE, 2020a). Ainda, se considerarmos apenas o potencial abaixo de 10 \$/GJ (potencialmente competitivo com o preço *city-gate* do gás natural, conforme mencionado no capítulo 3), o potencial estimado neste trabalho seria equivalente ao volume de consumo final do gás natural para os mesmos anos. Apesar de

superficial, dadas eventuais barreiras técnicas e econômicas para o aproveitamento do biogás em detrimento do gás natural, esta comparação serve para demonstrar o grande potencial deste recurso energético, com diversas aplicações potenciais.

Biometano

O próximo energético a ser avaliado é o biometano. Conforme apresentado anteriormente, a partir do biogás é possível obter o biometano, cujas características o ^{4.2.2} fazem um substituto mais interessante ao gás natural. A Figura 28 apresenta os resultados. Às curvas de oferta de biometano em 2030 e 2050 foram adicionadas faixas que representam as faixas e as médias dos preços de gás natural (laranja) e de GLP (vermelho). Desta forma, é possível identificar visualmente o potencial energético que possui potencial econômico de substituição em relação à cada energético. É evidente que, sendo o preço do GLP maior, o potencial econômico também é maior do que comparado ao gás natural.

Os resultados de 2050 indicam que, até 10\$/GJ há uma oferta potencialmente competitiva com o gás natural de aproximadamente 0,08 EJ. Vale destacar que a maior parte deste potencial está associado aos resíduos da pecuária, seja em mono ou codigestão. Apenas para comparação, em base energética, esse potencial seria aproximadamente equivalente ao consumo de gás natural pelo setor de transportes nacional em 2017 e 2018, segundo a EPE (2020). Dada a dificuldade na expansão da rede de gás natural no Brasil para transporte e distribuição (GONÇALVES, 2020), o uso deste recurso em regiões sem acesso à rede de gás natural se torna potencialmente interessante, especialmente como estratégia de interiorização do gás.

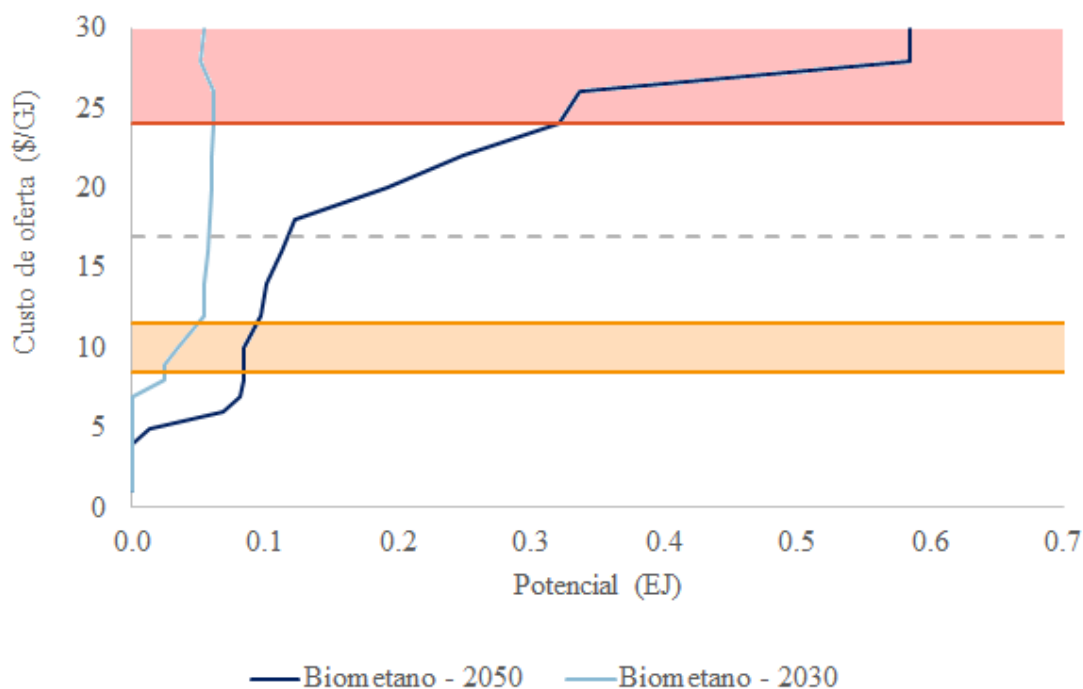


Figura 28 - Curva de oferta nacional de biometano. Preços de gás natural em laranja e do GLP em vermelho.

Fonte: Elaboração própria

Por sua vez, o preço médio do GLP é aproximadamente 24\$/GJ. Como pode ser verificado na figura, o intervalo entre 10 \$/GJ e 24 \$/GJ apresenta um crescimento no potencial, principalmente pela participação de resíduos agrícolas centralizados, que possuem um custo ligeiramente mais elevados pelo custo logístico. Resultados indicam que o potencial de biometano competitivo com o GLP é de cerca de 0,32 EJ. Novamente, para comparação, esta produção é equivalente, em base energética, ao consumo nacional de GLP nos últimos 5 anos (EPE, 2020a). Portanto, considerando o aumento de preço recente do GLP e toda dificuldade logística da cadeia de distribuição deste energético, o biometano produzido fora da costa e das grandes capitais, possui um potencial extremamente relevante.

Apesar do potencial competitivo com gás natural e o GLP, ainda existem barreiras para o aproveitamento dos resíduos agropecuários. Mesmo em situações de custo abaixo do valor de seus competidores, a produção de biogás e biometano pode estar associadas a outras barreiras, algumas das quais serão abordadas mais adiante.

Porém, considerando o benefício em termos de emissão de gases de efeito estufa, de forma direta, comparado aos dois energéticos fósseis mencionados anteriormente, o

biometano pode ser considerado, na melhor das hipóteses, um combustível neutro de emissões de CO₂ líquidas. Isso ocorre pela sua produção biogênica, como é o caso de outras fontes de bioenergia, como o etanol. Portanto, é possível identificar um potencial de abatimento pela substituição, por exemplo do gás natural, em relação ao biometano.

Esse potencial é significativamente aumentado, ao considerar a opção de captura de carbono no processo de *upgrading* do biogás. De fato, considerando que o CO₂ removido do biogás é secado, comprimido e enviado para uma destinação final, como a injeção em campos depletados ou aquíferos salinos, o biometano pode contribuir com emissões líquidas negativas. Na literatura há estimativas um fator de emissão de cerca de -46 tCO₂/TJ (KOORNNEEF *et al.* 2013).

Desta forma, seguindo o procedimento detalhado na metodologia deste trabalho (capítulo 3), é possível calcular o valor da precificação de carbono que tornaria o biometano, cujo custo de produção é maior que os 10 \$/GJ de gás natural, de fato competitivo. Vale notar que o potencial com custo de produção abaixo de 10 \$/GJ não precisaria de um incentivo ambiental e, caso se apropriasse deste estímulo, poderia alcançar custos negativos de produção. A Figura 29 apresenta a curva de preços de carbono para viabilizar o biometano com captura de carbono.

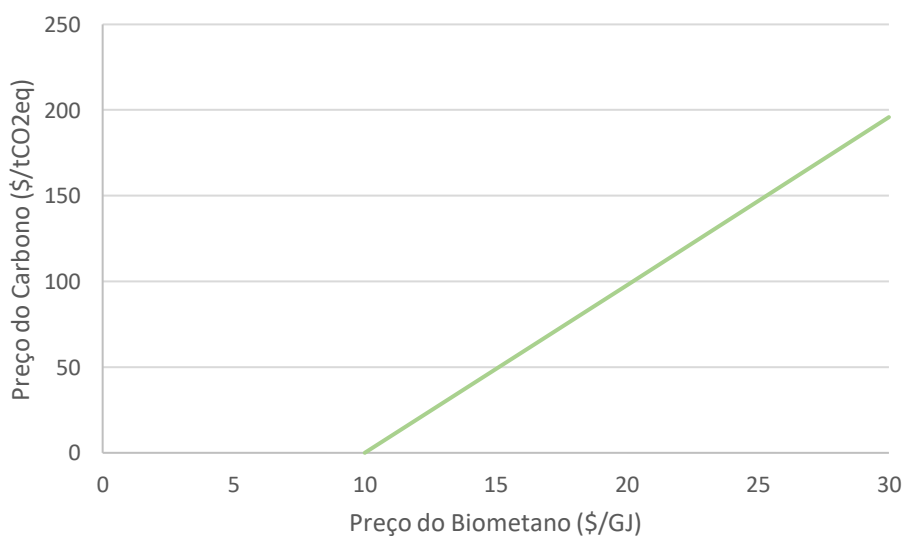


Figura 29 -Valor do carbono para viabilizar o biometano com CCS.

Fonte: Elaboração própria

Esse resultado indica que o preço de carbono para o sistema com captura chega a atingir cerca de 200 \$/t CO_{2eq}, em sistemas sem captura este valor será ainda maior. Este valor se aproxima dos valores de precificação de carbono exigidos para a ambição do Acordo de Paris em cenários climáticos de longo prazo em modelos de análise integrada que apresentam uma faixa entre 200-1000 \$/tCO_{2eq} com um custo médio de cerca de 370 \$/t CO₂ em 2050, em cenários compatíveis com a meta de 2°C (ROCHEDO *et al.*, 2018). Apesar disso, o valor indicado neste trabalho ainda é inconsistente com esforços climáticos atuais. Por exemplo, atualmente o Brasil não possui uma política nacional de precificação de carbono que seja ampla para toda a economia. Além disso, 200 \$/t CO₂ está acima dos valores de preços de carbono encontrados atualmente em aplicação no mundo. Por exemplo, a taxaço na Finlândia utiliza 68 \$/t CO₂ e o mercado europeu possui uma precificação de cerca de 15 \$/t CO₂, mesmo na Suécia que apresenta custo mais elevado, são praticados custos de 120 \$/t CO₂ (BANCO MUNDIAL, 2020). Dessa forma, ainda são necessários maiores esforços e políticas que garantam uma maior competitividade do biometano frente a outras opções fósseis.

Importante destacar que a figura acima possui não comparou com a produção de biometano sem captura que exigiria preços de carbono ainda mais elevados e que a precificação calculada também não considera emissões como a de metano por volatilização ou vazamentos, que elevariam o fator de emissão da tecnologia.

4.2.3.

Discussão e contribuição para políticas

Os resultados obtidos a partir do modelo apresentam o potencial dos resíduos agropecuários para aproveitamento energético, o que destaca as muitas oportunidades de exploração no Brasil desta fonte de energia. Neste estudo foram considerados alguns aspectos ambientais e aspectos econômicos associados à geração de energia a partir dos resíduos, onde se identifica que existe um potencial especialmente interessante para o desenvolvimento de biogás e biometano, que conseguem atingir custos de produção abaixo do preço de mercado.

No entanto, mesmo a faixa de potencial com custos competitivos, está associada a altos investimentos e mudanças em práticas, que configuram barreiras para sua implementação. O mais elementar são as barreiras econômicas (como no caso do potencial de mais alto custo de produção), mas também existem outras barreiras, de

diversas naturezas, que precisam ser discutidas para que se possa desenvolver a produção de bioenergia através dos resíduos agropecuários.

Em relação aos aspectos técnicos da produção de biogás, ainda existe necessidade de adaptação e desenvolvimento de alguns conjuntos tecnológicos para o aproveitamento dos resíduos da agropecuária. Além disso, existem barreiras quanto ao acesso à tecnologia e à mão de obra qualificada em diferentes fases do projeto. Além disso, um dos grandes obstáculos ao aproveitamento energético de resíduos é o desconhecimento da atividade, o que leva os empreendedores do setor original a preferirem financiar/investir em seu "core business" (MCTI, 2017b).

A falta de domínio do processo afeta os projetos de grande escala de digestão anaeróbica de resíduos agrícolas, de forma que ainda são necessários desenvolvimentos tecnológicos que otimizem o processo, principalmente os projetos de codigestão que precisam lidar com diferentes tipos de substrato, requerendo diferentes condições de processo, operação e manutenção. Além do mais, existem dificuldades de suprimento constante e previsível dos resíduos agrícolas devido à sazonalidade do recurso, que afeta a produção em larga escala. Esses efeitos prejudicam a viabilidade dos projetos e aumentam o risco de que estes garantam o estabelecimento de contratos de comercialização comprometendo a competitividade do biogás em relação a outras fontes de energia (MCTIC, 2017b; MCTI, 2021).

Outra barreira de mercado se deve à falta de estrutura da cadeia logística de resíduos e serviços de biodigestão. Destaca-se a inexistência de cooperativas de coleta e aproveitamento dos resíduos que são necessárias para conferir escala e economicidade ao uso energético desses recursos. Além disso, existe a barreira de cunho cultural relacionada à existência de diversos projetos malsucedidos de biodigestão no passado por falta de domínio do processo que hoje desestimulam investimentos nessa tecnologia (MCTIC, 2017b; MCTI, 2021).

Como barreira econômica, é possível citar a grande limitação de linhas de financiamento e crédito com esta finalidade específica. Esse efeito faz com que o investidor tenha que trabalhar com um custo de oportunidade mais alto, tornando o empreendimento menos rentável e até mesmo inviável. Isso é especialmente relevante nos processos de produção de biometano, devido ao alto investimento. Da mesma forma, o mesmo pode ser dito para outras políticas de incentivo econômico, como falta de

incentivos fiscais. Neste contexto, a falta de conteúdo local de componentes das rotas analisadas pode constituir mais uma barreira a sua adoção (MCTI, 2017b).

Ademais, também existe uma barreira cultural no setor agrícola para a implementação de tecnologias relacionadas ao aproveitamento energético de resíduos, como a barreira enfrentada no setor sucroalcooleiro. Conforme MCTI (2017b), agentes do setor agroindustrial tendem a valorizar investimento que provém retornos econômicos em suas atividades principais, os produtos agrícolas, muitas vezes desconsiderando oportunidades de aproveitamento energético. Associado a isso, estão as diferenças de expectativa de rendimentos e taxas de retorno dos setores agrícolas e energéticos, sendo a primeira normalmente mais elevada (DAMODARAN, 2021).

Para remover estas barreiras são necessários instrumentos de políticas públicas que promovam o uso de resíduos agropecuários e desenvolvam o setor, incentivando estas tecnologias de baixo carbono que favorecem a mitigação de emissões de gases de efeito estufa do setor energético. A Agência Internacional de Energia (IEA, 2015) estabelece uma estrutura analítica que se dividem em políticas de: Informação e Educação; Econômica; Institucionais; Pesquisa, Desenvolvimento e Demonstração; Regulatórios; e Acordos Voluntários.

Neste sentido, uma proposta recente é a execução do Plano de Ações Tecnológicas (PAT). Desenvolvido pelo MCTI (2021) em parceria com a COPPE/UFRJ e a UFMG, o projeto “Avaliação das Necessidades Tecnológicas para Implementação de Planos de Ação Climática no Brasil (TNA_BRAZIL)” tem por objetivo reforçar a capacidade técnica do governo brasileiro, por meio do desenvolvimento de uma avaliação abrangente das necessidades tecnológicas para implementação de planos de ação climática no Brasil (MCTI, 2021). O PAT consiste em um plano de ação que se traduz em ações a serem implantadas visando ao desenvolvimento e/ou à difusão das tecnologias priorizadas. Neste sentido, dentre cerca de 450 rotas tecnológicas de mitigação relevantes para o cumprimento das metas climáticas nacionais, identificou entre as 10 prioritárias, o aproveitamento de resíduos agrícolas e agroindustriais.

O PAT de resíduos agrícolas visa desfazer nós tecnológicos e demonstrar e disseminar o aprendizado tecnológico obtido para promover o desenvolvimento de projetos de codigestão. Fomentos para a implantação de projetos referência na área de biogás podem contribuir para gerar confiança aos investidores e desenvolver a cadeia de

valor da tecnologia. Além disso, podem ser implementadas políticas para o fortalecimento da capacitação e formação na área de biogás. Hoje existem iniciativas neste quesito a partir do GEF Biogás e a CIBiogás, mas que ainda podem ser expandidos para capacitar profissionais da área.

Quanto aos instrumentos econômicos, é importante incentivar a viabilidade dos projetos de biogás pelo menos até que se crie uma cadeia de valor consolidada e a competitividade com outras fontes seja alcançada. Um dos mecanismos mais praticados com este objetivo para as energias renováveis é a tarifa *feed-in*. Nesse caso, o governo garante em contrato por tempo determinado o pagamento de uma tarifa mais vantajosa para geradores que utilizarem o biogás como fonte de energia. Além disso, o incentivo pode ser feito por meio de isenções fiscais e fornecimento de empréstimos e subsídios (PROBIOGÁS, 2016).

Políticas de cotas e certificados também são instrumentos que podem favorecer a expansão de energias de baixo carbono como o biogás e o biometano. Uma política desse tipo é programa RenovaBio que busca a descarbonização do setor de transportes com a substituição de combustíveis fósseis por combustíveis de fontes renováveis por meio de (MME, 2018). Entretanto, é provável que exista dificuldades para que as usinas de biogás se beneficiem dela. Isso porque o potencial de produção de biogás atual do Brasil é disperso e em pequena escala e os custos de investimento para a certificação talvez se mostre inviável para várias delas. Ainda, plantas com fins meramente térmicos ou elétricos não estão contempladas no programa e as plantas com *upgrading* para biometano ainda possuem um custo elevado para serem implementadas em pequenas escalas (LIMA, 2020). Dessa forma, ainda são necessários programas que favoreçam a geração distribuída de biogás.

No que diz respeito ao biometano, políticas de precificação de carbono podem ser efetivas no longo prazo, como discutido na seção anterior, que mostra que custos de carbono necessários para beneficiar a produção de biometano com ou sem captura ainda estão acima dos taxados atualmente, mas que podem ser elevados no longo prazo em cenários de maior esforço de mitigação das mudanças climáticas.

A partir das políticas discutidas, seria possível incentivar uma possível indústria de biodigestão no país que pode ser relevante para potencializar todos os benefícios associados ao aproveitamento energético dos resíduos da agropecuária, promover o

aumento do portfólio de BECCS e a segurança energética da matriz brasileira. Evidentemente, o desenvolvimento de uma cadeia de valor também poderá gerar emprego e renda no campo e, principalmente, no interior do país, onde a maior parte do potencial se localiza.

Por fim, também se deve destacar o potencial efeito sinérgico e de redução de riscos nos investimentos do setor que o apoio institucional de agências, sociedade civil, organizações, financiadores e governos (municípios, estados e federal) podem fornecer. O estabelecimento de acordos de cooperação técnica e a participação ativa da sociedade civil na elaboração de planos e políticas possui um efeito sinérgico de priorizar investimentos, reduzir riscos e buscar maximizar o sucesso de projetos no setor (MCTI, 2021).

5. Considerações finais

5.1. Conclusões

Uma vez que os resíduos agropecuários são subprodutos da colheita de produtos agrícolas e criação de animais, uma grande quantidade está disponível para uso que apresenta potencial para a geração de bioenergia com menos impactos ambientais associados do que culturas energéticas, que pode ser analisado a partir de modelos de análise integrada.

Este trabalho buscou rever a cadeia de resíduos agropecuários do modelo de análise integrada BLUES, que anteriormente era representada de forma limitada agregada à categoria “*pool* de biomassa” sem levar em consideração aspectos mais particulares dos resíduos e com as mesmas destinações das outras biomassas do modelo. O objetivo, portanto, foi expandir suas possibilidades de uso dos resíduos agropecuários gerados no campo durante a colheita, inserindo tecnologias de geração distribuída e centralizada de energia, revendo aspectos logísticos de beneficiamento e transporte dos resíduos, além de rever o cálculo do modelo para a estimativa de resíduos disponíveis e a categorização de acordo com as características e destinações de uso.

Dentre os usos da biomassa, foram incluídas possibilidades de geração de calor e eletricidade distribuídos, a partir da combustão direta da biomassa ou do biogás produzido de maneira distribuída para atender às demandas do setor agropecuário do modelo. Para a geração centralizada, foi inserida a tecnologia de digestão anaeróbica com a monodigestão de resíduos agrícolas e a codigestão dos mesmos junto dos resíduos agrícolas. Desta tecnologia se desdobram a produção de biometano, que serve como um substituto do gás natural, a qual gera CO₂ como subproduto. Foram adicionadas então uma tecnologia de captura para o aproveitamento deste CO₂ que poderá ser estocado, contribuindo para mais uma forma de bioenergia com emissões negativas de CO₂. Além disso, o CO₂ capturado também poderá ser utilizado para maximizar a produção de metano a partir do processo de metanação.

A partir disso, foi possível construir projeções de curvas de oferta dos resíduos agrícolas a longo prazo, analisando os anos de 2030 e 2050, em que o potencial energético dos resíduos aumenta de 2,08 EJ no ano base para 4,05 EJ em 2030 e 5,09 EJ em 2050,

considerando os custos até 30\$/GJ. Onde grande parte desta oferta se dá a preços mais competitivos. A 7\$/GJ, o potencial de oferta dos resíduos agrícolas é de 3,73 EJ em 2030 e 4,69 EJ em 2050. Pontua-se, entretanto, que este valor pode estar subestimado devido à premissa feita para a realização da curva que não considera os resíduos gerados por produtos agrícolas com finalidades energéticas. Aonde a produção de resíduos se deu apenas a partir da produção agrícola que atende à demanda de alimentos, desconsiderando, por exemplo, resíduos de palha de cana-de-açúcar que são usadas para a produção de etanol.

Quando o modelo atua livremente competindo com outras fontes de biomassa, tem-se uma participação de 31,4% dos resíduos agrícolas na oferta de energia primária. Neste caso, a oferta de resíduos está relacionada com o aumento da produção de culturas energéticas como biomassa lenhosa e cana-de-açúcar, que conseqüentemente aumenta a quantidade de resíduos produzidos.

A partir da projeção da curva de oferta de biogás a partir dos resíduos agropecuários, tem-se que o potencial ofertado em 2030 equivale a 0,20 EJ com o custo a partir de 18 \$/GJ até 30 \$/GJ, e em 2050 equivale a 1,53 EJ na mesma faixa. Comparando com a produção atual de biogás a partir de resíduos agropecuários que corresponde de 1,15 PJ em 2020, conclui-se que o biogás ainda tem muita oportunidade de crescimento no Brasil, de forma que foram analisadas barreiras que atrapalham a expansão da biodigestão no país, dentre elas, existem barreiras econômicas, culturais e de mercado que precisam de políticas mais fortes voltadas ao incentivo da produção de biogás.

Em relação à curva de oferta de biometano, seu potencial de oferta foi analisado considerando os custos de gás natural e GLP para determinar o potencial de oferta competitivo, de forma que em 2050 um potencial de 0,08 EJ competitivo com o gás natural a 10\$/GJ. Dado que a produção se dá em regiões rurais onde não se tem acesso à rede de gás natural, o uso desse recurso se torna potencialmente interessante como estratégia de interiorização do gás.

Em relação à competitividade com GLP, que apresenta custo de aproximadamente 24\$/GJ, o potencial do biometano é de 0,32 EJ, que corresponde ao consumo nacional de GLP. Portanto, considerando o aumento de preço recente do GLP e a dificuldade logística

da cadeia de distribuição deste recurso, o biometano produzido fora da costa e das grandes capitais, possui um potencial extremamente relevante.

As barreiras e políticas associadas a essa tecnologia se estende das mesmas apresentadas para a tecnologia de biogás, mas apresenta também a possibilidade de políticas de precificação de carbono, considerando a produção de biometano com e sem captura, comparando com as emissões do gás natural, onde no presente estudo não foram consideradas emissões relacionadas à cadeia do biometano. Os preços de carbono chegam a atingir cerca de 200 \$/t CO₂ com a captura de carbono e pouco mais de 350 \$/t CO₂ sem captura de carbono. Apesar desses valores serem muito superiores aos preços de carbono que já existem atualmente em outros países, em cenários compatíveis com a meta de 2°C este valor se aproxima aos valores de precificação de carbono exigidos para a ambição do Acordo de Paris.

Portanto, o trabalho pretendeu incentivar a discussão sobre a oferta de resíduos agropecuários e seus usos energéticos, que apresentam oportunidades interessantes de produção de bioenergia e necessitam de políticas para que sejam melhor aproveitadas.

5.2. Limitações e estudos futuros

Apesar deste trabalho ter contribuído para o aprimoramento do modelo BLUES ao melhorar a representação dos resíduos agropecuários e suas potenciais aplicações energéticas, é preciso destacar que este estudo apresenta algumas limitações que impactam a interpretação e a generalização dos resultados obtidos. As limitações mais relevantes serão discutidas a seguir e serão feitas propostas para resolver algumas delas em trabalhos futuros.

Primeiramente, um aspecto relevante nos resultados indicados é o fato de não considerar a sazonalidade dos resíduos, o que pode afetar o custo e certas aplicações energéticas, como a integração com a indústria. Esta premissa foi necessária por causa de limitações do próprio modelo BLUES, que atualmente não considera sazonalidade nas produções agrícolas. Isso porque incluir estes aspectos aumentaria significativamente a complexidade do modelo e necessitaria de grande esforço computacional. No entanto, se sugere que trabalhos futuros possam explorar formas diretas e indiretas de representar a sazonalidade e seus efeitos na competitividade dos resíduos agrícolas.

Outra limitação deste estudo relacionada ao modelo é a simplificação na representação dos suínos. Em sua versão atual, os suínos estão representados em “outros animais”, juntos de frangos, de forma que a caracterização individual dos suínos foi prejudicada. Esforços recentes estão em andamento para a segregação desta categoria, destacando os suínos. Isso é relevante, pois a prática de pecuária intensiva na suinocultura concentra grandes quantidades de dejetos com potencial poluidor devido à concentração de animais em pequenas áreas. Sendo assim, o aproveitamento de dejetos suínos é relevante para o tratamento de resíduos e para a geração de biogás que apresenta potencial inferior ao dos dejetos bovinos de outros animais, mas apresenta relevância regional, principalmente na região sul do país devido à tradição de produção de suínos pela agricultura familiar (BÜHRING e SILVEIRA, 2016).

Além disso, esse estudo não considerou os resíduos gerados nas etapas de processamento e beneficiamento das culturas agrícolas, como casca de café, casca de nozes, casca de arroz, caroço de algodão dentre outros, como ocorre em outros estudos sobre o potencial de resíduos agropecuários (PORTUGAL-PEREIRA *et al.*, 2014; ROOZEN, 2015). O aproveitamento desses resíduos tem vantagens logísticas, uma vez que estão concentrados e próximos de unidades de processamento, além de estarem totalmente disponíveis para uso, apresentando potencial energético com vantagens econômicas. Também não considera perdas de alimentos agrícolas que por questões logísticas ou por falhas na infraestrutura não chegam ao mercado.

A implementação de resíduos agroindustriais como a vinhaça também aumentaria a oferta de biogás no modelo. Projeções realizadas pela EPE (2019) apontam potencial de 7,2 bilhões de metros cúbicos de biogás a partir da vinhaça e torta de filtro, subprodutos do setor sucroenergético, em 2029. Estudos futuros podem explorar outras fontes de substrato para a geração de biogás que aumentariam o potencial de biogás disponível, com consequências no potencial de captura de carbono em cenários climáticos.

Ainda, esse estudo também não considerou o aproveitamento energético a partir de sistemas ILPF (integração lavoura-pecuária-floresta) que podem favorecer a geração de biogás a partir da codigestão distribuída dos resíduos gerados nesses sistemas. Trabalhos recentes já buscam incorporar estes tipos de práticas no modelo BLUES (Angelkorte *et al.*, 2020), de forma que no futuro próximo esta limitação poderá ser resolvida.

Além das limitações de escopo, o estudo também é limitado no que se refere ao rendimento de resíduos a partir das culturas agrícolas. Apenas algumas culturas apresentam RRP representados através de equações que refinam a estimativa de rendimento de resíduos em função da produtividade da cultura. Além disso, o RRP também é dependente de outros fatores, além da produtividade e tipo de solo, como condições meteorológicas prevalentes e práticas de colheita que não são considerados pela literatura (KARAN *et al.*, 2020). Ademais, o FRS também depende de condições particulares que nesse estudo foram generalizadas. Análises exógenas espacialmente explícitas com maior detalhamento do solo, risco de erosão, condições meteorológicas, dentre outros, podem auxiliar o modelo a fornecer potenciais mais sustentáveis de resíduos disponíveis para uso energético. A consideração de outros usos para os resíduos como alimentação animal também pode restringir o potencial disponível. Em relação à categorização dos resíduos foram feitas simplificações que omitem particularidades de alguns resíduos, como a palha de arroz que possui alto teor de cinzas e, por isso, não é indicada para combustão como as outras palhas.

Portanto, estudos futuros podem se concentrar em aprofundar na representação dos resíduos considerados nesse trabalho e expandir os recursos que podem ser utilizados para conversão energética. Além disso, não foram considerados pré-tratamentos da biomassa lignocelulósica que aumentem a digestibilidade do material para melhores rendimentos de biogás e biometano. Estudos futuros podem investigar a economia associada à implementação deste processo. Estudos futuros também podem refinar a representação da digestão anaeróbica diferenciando os custos de acordo com os substratos utilizados.

Não foram inseridas também outras formas possíveis de aproveitamento do biometano produzido, uma vez que ele pode substituir o diesel como combustível em tratores agrícolas e caminhões. Esta inserção pode expandir o uso do biometano e minimizar as emissões associadas à produção agrícola e do sistema de transportes.

Além disso, conforme discutido no capítulo 4, neste trabalho não foram avaliadas as emissões de gases de efeito estufa, como o N_2O relacionados a deixar os resíduos no campo, associadas aos processos de conversão da biomassa ou materiais particulados. Da mesma forma, este trabalho não focou também em aspectos de poluição local e recursos hídricos.

Ainda, os resultados do modelo consideraram aspectos ambientais no que diz respeito à quantidade de resíduos agrícolas que pode ser removida do solo sem provocar sua erosão, mas os potenciais energéticos e econômicos apresentados não consideram outros cobenefícios ambientais como por exemplo o tratamento dos resíduos pecuários que contribuem para minimizar a poluição local e as vantagens da produção de biofertilizantes que podem substituir os fertilizantes nitrogenados.

Outras limitações estão relacionadas aos resultados extraídos do modelo. Para um melhor detalhamento da análise, os dados regionais de oferta de energia a partir dos resíduos poderiam ser analisados a fim de indicar quais as regiões de maior potencial. De fato, o modelo BLUES permite a análise em suas 5 regiões, porém não foi o foco deste trabalho destacar efeitos regionais. Além disso, os dados de potencial podem ser separados entre as formas de geração, distribuídas e centralizadas, para haver uma melhor discussão sobre a importância e limitações de ambas as gerações. No entanto, entende-se que essa discussão fará mais sentido em rodadas integradas, quando as demandas e cadeias energéticas estarão disputando integralmente.

Por fim, a implementação desta metodologia no modelo permite que sejam projetados cenários de longo prazo para analisar a penetração das tecnologias inseridas ao competir com as outras tecnologias contidas no modelo. Inclusive, podem ser projetados cenários com restrições de emissão de carbono que demonstraria a importância das tecnologias de captura de carbono a partir da *upgrading* a biometano. Estudos futuros devem analisar os impactos nas respostas do modelo após a implementação realizada nesse trabalho em diversos cenários, inclusive de restrições de 2°C e 1,5°C que podem apresentar a participação dos resíduos na entrega de energia e na captura de carbono em cenários climáticos.

6. Referências Bibliográficas

AMIN, F.R., KHALID, H., ZHANG, H. et al. Pretreatment methods of lignocellulosic biomass for anaerobic digestion. **AMB Expr** 7, 72. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1186/s13568-017-0375-4>

ANGELKORTE, G. **Modelagem do setor agropecuário dentro de modelo de análise integrada brasileiro**. Dissertação de mestrado. COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. 2019.

ANGELKORTE, G., ROCHEDO, P., SCHAEFFER R., SZKLO, A., MORAIS, T. **Implementation of Integrated Cropland-Livestock-Forestry Systems in a National IAM**. Presentation at the 13th IAMC. Online.

BARRETO, P.; PEREIRA, R.; ARIMA, E. **A pecuária e o desmatamento na Amazônia na era das mudanças climáticas**. Belém: Imazon, 2008

BASU, P. Biomass Combustion and Cofiring. **Biomass Gasification, Pyrolysis and Torrefaction**, 393–413. 2018. DOI:10.1016/b978-0-12-812992-0.00011-x

BENTSEN, N. S.; FELBY, C.; THORSEN, B. J. Agricultural residue production and potentials for energy and materials services. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 40, n. 1, p. 59–73, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2013.09.003>

BHUSHAN, S. *et al.* Bioresource Technology Reports Energy harnessing from banana plant wastes : A review. **Bioresource Technology Reports**, v. 7, p. 100212, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100212>

BROSOWSKI, A. **Methodology for determination of biomass potentials**. In Thrän & Pfeiffer (eds.), Method handbook — material flow-oriented assessment of greenhouse gas effects. pp. 40-48. 2015. Disponível em: https://www.energetische-biomassennutzung.de/fileadmin/media/6_Publikationen/04_MHB_en_web.pdf

CARVALHO, F., DA SILVA, F. T. F., SZKLO, A., & PORTUGAL-PEREIRA, J. (2019). Potential for biojet production from different biomass feedstocks and consolidated technological routes: A georeferencing and spatial analysis in Brazil. **Biofuels, Bioproducts and Biorefining**, 13(6), 1454-1475. DOI:10.1002/bbb.2041

CEPEA – CENTRO DE ESTUDOS AVANÇADOS EM ECONOMIA APLICADA. **Índices de exportação do agronegócio**. 2019. Disponível em: https://www.cepea.esalq.usp.br/upload/kceditor/files/Cepea_ExportAgro_2019.pdf Acesso em: abril/2020

CEPEA - CENTRO DE ESTUDOS AVANÇADOS EM ECONOMIA APLICADA. **PIB do agronegócio brasileiro**. 2020. Disponível em: <https://www.cepea.esalq.usp.br/br/pib-do-agronegocio-brasileiro.aspx>. Acesso em: jan/2021

CHERUBIN, M. R., OLIVEIRA, D. M. D. S., FEIGL, B. J., *et al.*, **Scientia Agricola**, v. 75, n. 3, p. 255–272, 2018. DOI: 10.1590/1678-992x-2016-0459. .

COWIE, A. L.; FRITSCHÉ, U. R. **Roles of bioenergy in energy system pathways towards a “ well-below-2- degrees-Celsius (WB2)” world.** 2020. DOI: <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.21038.33600>

CUNHA, B. S. L. **Desenvolvimento de um modelo global de equilíbrio geral computável para avaliação de políticas climáticas: O papel da mudança de dieta.** Tese de doutorado. COPPE/UFRJ Rio de Janeiro, RJ, Brasil. 2019

DAIOGLOU, V. **The role of biomass in climate change mitigation - Assessing the long-term dynamics of bioenergy and biochemicals in the land and energy systems.** Tese de doutorado, Universiteit Utrecht, 2016.

DAIOGLOU, V., STEHFEST, E., WICKE, B., *et al.* "Projections of the availability and cost of residues from agriculture and forestry", **GCB Bioenergy**, v. 8, n. 2, p. 456–470, 2016. DOI: 10.1111/gcbb.12285.

DAIOGLOU, V., ROSE, S. K., BAUER, N., KITOUS, A., MURATORI, M., SANO, F., . . . VAN VUUREN, D. P. Bioenergy technologies in long-run climate change mitigation: Results from the EMF-33 study. **Climatic Change**, 163(3), 1603-1620. 2020. DOI:10.1007/s10584-020-02799-y

DAMODARAN ONLINE. **Cost of Capital by Sector.** Stern New York University. 2020. Disponível em: http://people.stern.nyu.edu/adamodar/New_Home_Page/datacurrent.html

DUQUE-ACEVEDO, M., BELMONTE-UREÑA, L. J., CORTÉS-GARCÍA, F. J. Agricultural waste: Review of the evolution, approaches and perspectives on alternative uses. **Global Ecology and Conservation.** v. 22. 2020.

EDWARDS, W. & JOHANNIS, A. M. **Iowa farm custom rate survey**, 2015. Disponível em: <<https://store.extension.iastate.edu/Product/fm1698-pdf>>.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Visão 2030: O futuro da agricultura brasileira.** Brasília, DF. 2018

EPE - Empresa de Pesquisa Energética. **Informe técnico Série SI Energia: Potencial Energético dos Resíduos Agropecuários.** Rio de Janeiro, EPE, 2019.

EPE - Empresa de Pesquisa Energética. **Balço Energético Nacional 2020: Ano base 2019.** Rio de Janeiro, EPE, 2020.

EPE - Empresa de Pesquisa Energética. **Plano Nacional de Energia 2050/** Ministério de Minas e Energia. Empresa de Pesquisa Energética. Brasília: MME/EPE, 2020

FARIAS, L. T., **Avaliação da Produção Integrada de Hidrogênio e Metanol para Redução de Emissões de Carbono no Refino de Petróleo.** Dissertação de Msc. Rio de Janeiro - RJ: UFRJ/ COPPE - Programa de Planejamento Energético. 2014

FEAM - FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE, **Guia técnico ambiental de biogás na agroindústria**. Fundação Estadual do Meio Ambiente, Federação das Indústrias do Estado de Minas Gerais, Cooperação Alemã para o Desenvolvimento Sustentável (GIZ) (GIZ), p. 160, 2015.

FEARNSIDE, P. Brazilian politics threaten environmental policies. **Sci. Policy Forum** 353, 746–748 (2016).

FISCHER, G. *et al.* Assessment of biomass potentials for bio- fuel feedstock production in Europe: Methodology and results. **Refuel**, Work Package 2-Biomass potentials for bio-fuels: sources, magnitudes, land use impacts, p. 75, 2007.

FONTE, C. B., 2021. **Avaliação de rota de produção de eletrocombustíveis para aviação utilizando eletricidade solar fotovoltaica e captura de dióxido de carbono diretamente do ar**. Dissertação de Mestrado, COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro, RJ, Brasil. 2021.

FORSTER-CARNEIRO, T., BERNI, M. D., DORILEO, I. L., *et al.* "Biorefinery study of availability of agriculture residues and wastes for integrated biorefineries in Brazil", **Resources, Conservation and Recycling**, v. 77, p. 78–88, 2013. DOI: 10.1016/j.resconrec.2013.05.007.

GIACOMO, G., TAGLIERI, L. "Renewable energy benefits with conversion of woody residues to pellets", **Energy**, v. 34, n. 5, p. 724–731, 2009. DOI: 10.1016/j.energy.2008.08.010.

GOODESS, C., HANSON, C., HULME, M., *et al.* "Representing climate and extreme weather events in integrated assessment models: a review of existing methods and options for development", **Integrated Assessment**, v. 4, n. 3,

GOMES, C., 2019. IMPACTOS DA EXPANSÃO DO AGRONEGÓCIO BRASILEIRO NA CONSERVAÇÃO DOS RECURSOS NATURAIS. **Cadernos do Leste Artigos Científicos Belo Horizonte**, Jan-Dez. Vol.19, nº19, 2019.

GONZALEZ-SALAZAR, M. A. *et al.* Methodology for estimating biomass energy potential and its application to Colombia. **Applied Energy**, v. 136, p. 781–796, 2014. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.07.004>

GUAN, R. *et al.* Enhancing anaerobic digestion performance and degradation of lignocellulosic components of rice straw by combined biological and chemical pretreatment. **Science of the Total Environment**, v. 637–638, p. 9–17, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.366>

HANSSSEN, S. V. *et al.* Biomass residues as twenty-first century bioenergy feedstock— a comparison of eight integrated assessment models. **Climatic Change**, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10584-019-02539-x>

HOO, P. Y. *et al.* Spatial-economic optimisation of biomethane injection into natural gas grid : The case at southern Malaysia. [*s. l.*], v. 241, n. November 2018, p. 603–611, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.092>

HOFFMANN, B. S. **O ciclo combinado com gaseificação integrada e a captura de CO2: Uma solução para mitigar as emissões de CO2 em termelétricas a carvão em larga escala no curto prazo?**. Dissertação de Mestrado, COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2010.

HORSCHIG, T., WELFLE, A., BILLIG, E., *et al.* "From Paris agreement to business cases for upgraded biogas: Analysis of potential market uptake for biomethane plants in Germany using biogenic carbon capture and utilization technologies", **Biomass and Bioenergy**, v. 120, n. October 2018, p. 313–323, 2019. DOI: 10.1016/j.biombioe.2018.11.022.

IBGE, Resultados definitivos. **Censo Agro 2017**

IEA Bioenergy. **Plant List**. 2021. Disponível em: <https://task37.ieabioenergy.com/plant-list.html>

IEAGHG, **Potential for Biomethane Production and Carbon Dioxide Capture and Storage**, 2013/11, September 2013.

IPEA, 2012. **A sustentabilidade ambiental da agropecuária brasileira: impactos, políticas públicas e desafios**. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada.- Brasília:Rio de Janeiro.

IRENA. **Solid biomass supply for heat and power: Technology brief**, International Renewable Energy Agency, Abu Dhabi. 2018

JÚNIOR, J. F. "Dendê: Manejo e Uso dos Subprodutos e dos Resíduos", **Embrapa Amazônia Oriental Belém**, p. 37, 2006.

KANIANSKA, R., "Agriculture and Its Impact on Land-Use, Environment, and Ecosystem Services". **Landscape Ecology - The Influences of Land Use and Anthropogenic Impacts of Landscape Creation**, 2016. p. 3–26. DOI: 10.5772/63719.

KARAN, S. K., HAMELIN, L. "Crop residues may be a key feedstock to bioeconomy but how reliable are current estimation methods?", **Resources, Conservation and Recycling**, v. 164, n. September 2020, p. 105211, 2021. DOI: 10.1016/j.resconrec.2020.105211.

KÖBERLE, A. de C. "**Implementation of Land Use in an Energy System Model To Study the Long-Term Impacts of Bioenergy in Brazil and its Sensitivity to the Choice of Agricultural Greenhouse Gas Emission Factors**", Tese de Doutorado, COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2018.

LAM, L., CROCKER., AMADI, E., NEWMANN, A. **Zeroing-in on Deforestation. Which agricultural commodities companies are addressing deforestation issues?** Executive Summary. October 2020.

LOO, S., KOPPEJAN, J. **The Handbook of Biomass Combustion & Co-firing**. 2008

LUKEHURST, C. T., FROST, P., AL, T. "Utilisation of Digestate as Biofertiliser", **IEA**

Bioenergy, 2010.

MADHUSUDHANAN, A. K., NA, X., BOIES, A., *et al.* "Modelling and evaluation of a biomethane truck for transport performance and cost", **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v. 87, n. September, p. 1–12, 2020. DOI: 10.1016/j.trd.2020.102530.

MERSCHMANN, P. R. **Análise do Potencial Técnico e de Mercado de Uso Industrial de CO₂ de Destilarias de Etanol do Centro-Sul do Brasil** / Paulo Roberto de Campos Merschmann. - Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2014.

MITO, J. Y. de L., KERKHOFF, S., SILVA, J. L. G., *et al.* "Metodologia para estimar o potencial de biogás e biometano a partir de plantéis suínos e bovinos no Brasil", **Embrapa Suínos e Aves**, p. 56, 2018.

MÜLLER-CASSERES, E., CARVALHO, F., NOGUEIRA, T., FONTE, C., IMPÉRIO, M., POGGIO, M., . . . SCHAEFFER, R. (2021). Production of alternative marine fuels in brazil: An integrated assessment perspective. **Energy**, 219 doi:10.1016/j.energy.2020.119444

MUTH, D. J., BRYDEN, K. M., NELSON, R. G. "Sustainable agricultural residue removal for bioenergy: A spatially comprehensive US national assessment", **Applied Energy**, v. 102, p. 403–417, 2013. DOI: 10.1016/j.apenergy.2012.07.028.

NESHAT, S. A., MOHAMMADI, M., NAJAFPOUR, G. D., *et al.* "Anaerobic co-digestion of animal manures and lignocellulosic residues as a potent approach for sustainable biogas production", **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, , v. 79, n. July 2016, p. 308–322, 2017. DOI: 10.1016/j.rser.2017.05.137.

OKOT, D. K.; BILSBORROW, P. E.; PHAN, A. N. Biomass and Bioenergy Briquetting characteristics of bean straw-maize cob blend. **Biomass and Bioenergy**, [s. l.], v. 126, n. May, p. 150–158, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.05.009>

OLIVEIRA, C., ANGELKORTE, G., ROCHEDO, P., SZKLO, A., 2020. **The role of biomaterials in a Brazilian integrated assessment mode**. Presentation at the 13th IAMC. Online.

OLIVEIRA, C., ANGELKORTE, G., ROCHEDO, P., SZKLO, A., The role of biomaterials for the energy transition from the lens of a national integrated assessment model. **Climatic Change**. 2021

OLIVEIRA, L. G. S. Aproveitamento energético de resíduos agrícolas - O caso da agroeletricidade distribuída. Dissertação de Mestrado, COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2011.

PACKER, A. P. C., VILELA, V. A. A., DEGASPARI, I. A. M., RAMOS, N. P., **Queima de resíduos agrícolas**. MCTI. 2014

PANDE, M., & BHASKARWAR, A. N. (2012). Biomass Conversion to Energy. **Biomass Conversion**, 1–90. DOI:10.1007/978-3-642-28418-2_1

PARSAEE, M., KIANIA, M.K.D., KARIMI, K. Biomass and Bioenergy A review of biogas production from sugarcane vinasse. **Biomass and Bioenergy**, v. 122, p. 117–125, 2019.

PINCELLI, A. L. S. M.; DE MOURA, L. F.; BRITO, J. O. Quantificação dos resíduos da colheita em florestas de *Eucalyptus grandis* e *Pinus caribaea* var. *hondurensis*. **Scientia Forestalis/Forest Sciences**, [s. l.], v. 45, n. 115, p. 519–526, 2017. DOI: <https://doi.org/10.18671/scifor.v45n115.09>

PHILIPPI JUNIOR.; A.; DOS REIS, L. B. **Energia e Sustentabilidade**. 1021 p. Coleção Ambiental. v. 19. Barueri: Manole, 2016.

PORTUGAL-PEREIRA, J., SORIA, R., RATHMANN, R., *et al.* "Agricultural and agro-industrial residues-to-energy: Techno-economic and environmental assessment in Brazil", **Biomass and Bioenergy**, v. 81, n. April, p. 521–533, 2015. DOI: 10.1016/j.biombioe.2015.08.010. .

PRADHAN, P. *et al.* Economic feasibility of agro waste pelletization as an energy option in rural India. **Energy Procedia**, [s. l.], v. 158, p. 3405–3410, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2019.01.936>

PROBIOGÁS. Guia Prático do Biogás - Geração e Utilização. **Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR)**, v. 5, p. 20–30, 2010.

RAJÃO, R., SOARES-FILHO, B., NUNES, F., BÖRNER, J., MACHADO, L., ASSIS, D., . . . FIGUEIRA, D. The rotten apples of brazil's agribusiness. **Science**, 369(6501), 246-248. 2020. DOI:10.1126/science.aba6646

ROCHEDO, P. R. R. **Development of a global integrated energy model to evaluate the Brazilian role in climate change mitigation scenarios**. Tese de doutorado, COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2016.

ROCHEDO, P. R. R., COSTA, I. V. L., IMPÉRIO, M., HOFFMANN, B. S., MERSCHMANN, P. R. D. C., OLIVEIRA, C. C. N., . . . SCHAEFFER, R.. Carbon capture potential and costs in brazil. **Journal of Cleaner Production**, 131, 280-295. 2016. DOI:10.1016/j.jclepro.2016.05.033

ROCHEDO, P. R. R., SOARES-FILHO, B., SCHAEFFER, R., VIOLA, E., SZKLO, A., LUCENA, A. F. P., RATHMANN, R. The threat of political bargaining to climate mitigation in Brazil. **Nature Climate Change**, 8(8), 695–698. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0213-y>

RONZON, T.; PIOTROWSKI, S. Are Primary Agricultural Residues Promising Feedstock for the European Bioeconomy? **Industrial Biotechnology**, v. 13, n. 3, p. 113–127, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1089/ind.2017.29078.tro>

ROOZEN, A. **Availability Of Sustainable Lignocellulosic Biomass Residues In Brazil For Export To The Eu**. Tese de doutorado, 2015.

ROSE, S. K. *et al.* An overview of the Energy Modeling Forum 33rd study: assessing large-scale global bioenergy deployment for managing climate change. **Climatic Change**. December, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10584-020-02945-6>

ROSE, S. K *et al.* Bioenergy in energy transformation and climate management. **Climatic Change**, p. 477–493, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0965-3>

RUPERT, H., KAPPAS, M., IBENDORF, J. 2013. Sustainable Bioenergy Production - An Integrated Approach. **Springer Dordrecht Heidelberg New York**.

SCARLAT, N.; BLUJDEA, V.; DALLEMAND, J. F. Assessment of the availability of agricultural and forest residues for bioenergy production in Romania. **Biomass and Bioenergy**, v. 35, n. 5, p. 1995–2005, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.01.057>

SANTOS, Marcos A. S. et al. Estudos setoriais 1: Mercado e dinâmica local da cadeia produtiva da pecuária de corte na região norte. **Banco da Amazônia**. Belém, 2007. Disponível em: <<http://tinyurl.com/yf27hgq>>.

SEEG 2021. Disponível em: <http://plataforma.seeg.eco.br/sectors/agropecuaria>

SILVA, F. T. F. D. **Avaliação da Torrefação e Densificação de Resíduos Agrícolas no Brasil**. Dissertação de Mestrado, COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2017

SOARES-FILHO, B., RAJAO, R., MACEDO, M., CARNEIRO, A., COSTA, W., COE, M., ... ALENCAR, A. Cracking Brazil's Forest Code. **Science**, 344(6182), 363–364. 2014 DOI:10.1126/science.1246663

SOFER E ZABORSKY, 1981. Biomass conversion processes for energy and fuels. 1st Edition. **Plenum Press**, New York.

SONG, Z.; ZHANG, C. Anaerobic codigestion of pretreated wheat straw with cattle manure and analysis of the microbial community. **Bioresource Technology**, v. 186, p. 128–135, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.028>

TAGOMORI, I. S., CARVALHO, F. M., DA SILVA, F. T. F., *et al.* "Designing an optimum carbon capture and transportation network by integrating ethanol distilleries with fossil-fuel processing plants in Brazil", **International Journal of Greenhouse Gas Control**, v. 68, n. May 2017, p. 112–127, 2018. DOI: 10.1016/j.ijggc.2017.10.013. .

UNAL, H.; ALIBAS, K. Agricultural residues as biomass energy. **Energy Sources, Part B: Economics, Planning and Policy**, v. 2, n. 2, p. 123–140, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1080/15567240600629401>

VEIGA, P. S. João Paulo Soto Veiga. 2012.

XU, X.; FU, Y.; LI, S. Spatiotemporal Changes in Crop Residues with Potential for Bioenergy Use in China from 1990 to 2010. **Energies**, v. 6, n. 12, p. 6153–6169, 2013. Available at: <https://doi.org/10.3390/en6126153>

WU, Y., ZHAO, F., LIU, S., *et al.* "Bioenergy production and environmental impacts", **Geoscience Letters**, v. 5, n. 1, 2018. DOI: 10.1186/s40562-018-0114-y.